



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Forbedret ressourceudnyttelse af shredderaffald

Miljøprojekt nr. 1441, 2012

Titel:

Forbedret ressourceudnyttelse af shredderaffald

Redaktion:

Fra Aalborg Portland
Jesper Høstgaard
Kent R. Andersen

Fra Vattenfall
Niels Franck
Niels Ole Knudsen

Fra Syd Dansk Universitet:
Nassra Shabeer Ahmed
Henrik Wenzel
Ole Dall

Fra Teknologisk Institut
Bjørn Malmgren-Hansen

Fra H.J.Hansen Genvindingsindustri A/S
Erling Møller Nielsen
Rasmus Olsen
Jørgen Overgaard

Udgiver:

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K
www.mst.dk

År:

2012

ISBN nr.

978-87-92903-45-7

Ansvarsfraskrivelse:

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

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	7
BAGGRUND OG FORMÅL.	7
UNDERSØGELSEN	7
HOVEDKONKLUSION	8
PROJEKTRESULTATER	9
SUMMARY AND CONCLUSIONS	13
BACKGROUND AND PURPOSE	13
THE STUDY	13
MAIN CONCLUSIONS	14
PROJECT RESULTS	15
1 INDLEDNING	19
1.1 BAGGRUND	19
1.2 FORMÅL	20
2 FORSØGSMATERIALET	21
2.1 UDTAGNING AF FORSØGSMATERIALE	21
2.2 KARAKTERISERING AF FORSØGSMATERIALET	22
2.3 ANALYSER	26
3 FORSØGSOVNE	29
4 FORSØGSGENNEMFØRSEL	33
4.1 FORSØG 1, SHREDDERAFFALD MED FINES <4 MM	33
4.2 FORSØG 2, SHREDDERAFFALD UDEN FINES < 4MM	36
5 KOKSSORTERING OG KARAKTERISERING	39
5.1 UDTAGNING AF PRØVER	39
5.2 FUGTINDHOLD OG ASKE	41
5.3 GRUNDSTOFFER	43
5.4 BRÆNDVÆRDIER	46
6 OLIEANALYSER OG KARAKTERISERING	49
7 GASANALYSER OG KARAKTERISERING	55
7.1 ANALYSERESULTATER	56
8 MASSE OG ENERGIBALANCER	63
8.1 MASSEBALANCER	63
8.2 KULSTOFBALANCER	65
8.2.1 Kulstofbalancer for delfraktioner	65
8.2.2 Korrektion af målte værdier af kulstof og brændværdi.	65
8.2.3 Kulstof balancer for alle fraktioner	67
8.3 KORREKTION AF GRUNDSTOFINDHOLD I SHREDDERAFFALD OG MASSEBALANCE FOR UDVALGTE ELEMENTER	67
8.4 ENERGIBALANCER	72
8.5 DISKUSSION AF RESULTATERNE	73

8.6	DE VÆSENTLIGSTE RESULTATER	74
9	VURDERING AF ANVENDELSESMULIGHEDERNE FOR GAS, OLIE OG KOKS	75
9.1	I CEMENT INDUSTRIEN	75
9.2	I ET KRAFTVÆRK	75
9.2.1	<i>Anvendelse af gas</i>	76
9.2.2	<i>Anvendelse af olien</i>	76
9.2.3	<i>Anvendelse af koks</i>	77
9.3	I ET AFFALDSFORBRÆNDINGSANLÆG	78
9.3.1	<i>Lovgivningsmæssige forhold</i>	78
9.3.2	<i>Genanvendelse af bund- og flyveaske</i>	78
9.4	I EN FORGASSER MED VARMEGENVINDING	80
10	LIFE CYCLE ASSESSMENT OF SHREDDER RESIDUES MANAGEMENT	85
10.1	INDLEDNING	85
10.2	RESUME	85
10.3	INTRODUCTION	86
10.4	MATERIALS AND METHODS	86
10.5	RESULTS AND DISCUSSION	97
10.6	CONCLUSIONS	111
10.7	REFERENCES	111
11	BESKRIVELSE AF DE VIRKSOMHEDSØKONOMISKE KONSEKVENSER	114
11.1	ØKONOMISK OVERSIGT ALTERNATIV 1 MED FINES	115
11.2	ØKONOMISK OVERSIGT ALTERNATIV 2 UDEN FINES	116
11.3	ØKONOMISK OVERSIGT VED FORTSAT DEPONERING	117
11.4	DISKUSSION AF DE ØKONOMISKE KONSEKVENSER	117
12	KONKLUSIONER OG FORSLAG TIL VIDERE ARBEJDE	119
	APPENDIX A – UNIT PROCESSES INVENTORIES	122
	APPENDIX B – MARGINAL PROCESSES INVENTORIES	127

Forord

Denne rapport beskriver det udførte arbejde og resultaterne af projektet ”Forbedret ressourceudnyttelse af shredderaffald” Projektet er delvis finansieret af Miljøministeriets tilskudsordning til miljøeffektiv teknologi.

Projektet er udført i perioden 1. oktober 2010 til 30. november 2011 af H.J.Hansen Genvindingsindustri A/S ved Erling Møller Nielsen, Thorvald Isager, Rasmus Olsen og Jørgen Overgaard.

I projektet er der gennemført pyrolyseforsøg med shredderaffald. Efterfølgende er mulighederne for anvendelse af gas, olie og koks i forbindelse med cementproduktion, som indsættelse i kulfyret kraftværk, som anvendelse i affaldsforbrændingsanlæg eller som energiinput til forgasning undersøgt

Vurderingen af gas, olie og koksfraktionernes egnethed til anvendelse i cementindustrien er udført af Aalborg Portland ved Jesper Høstgaard og Kent R. Andersen.

Vurderingen af gas, olie og koksfraktionernes egnethed til anvendelse i forbindelse med kulfyret kraftværk og / eller affaldsforbrændingsanlæg er udført af Vattenfall ved Niels Franck, Niels Ole Knudsen og Elisabeth Raghneidardotti.

Vurderingen af etablering af kombinationen pyrolyse / forgasning er primært udført af Jørgen Overgaard delvis i samarbejde med en potentiel fransk leverandør, Marguin.

Professor ved SDU, Henrik Wenzel assisteret af PhD student Nassera Shabeer Ahmed og konsulent Ole Dall har været ansvarlige for de gennemførte LCA analyser.

Teknologisk Institut ved Bjørn Malmgren-Hansen har været ansvarlig for de gennemførte gasmålinger ligesom de har udført analysearbejdet i forbindelse med karakterisering af shredderaffald, gas, olie og koks.

Fra Miljøstyrelsen har projektet været fulgt af Ole Küllerich, Morten Carlsbæk og Trine Leth Kølby. Også Lotte Kau Andersen har deltaget i projektmøder.

Sammenfatning og konklusioner

Shredderaffald kan pyrolyseres, og der findes store ressourcer i form af energi, jern og metaller heri.

Gennem projektet "Forbedret ressourceudnyttelse af shredderaffald" har vi vist, at pyrolyse er en farbar vej til væsentlig forbedrede muligheder for at genvinde betydelige mængder af jern og metaller af den dannede koksfraktion. Pyrolyseforsøgene har vist, at mellem 4,7 og 6,9% af shredderaffaldet kan genvindes i form af jern og metaller. Shredderaffaldet har desuden et betydeligt energiindhold, der under pyrolysen omsættes til en olie / gas fraktion og en koksfraktion, som alle kan nyttiggøres.

BAGGRUND OG FORMÅL.

Der er forud for gennemførelsen af nærværende projekt foretaget en scanning af mulige og tilgængelige mekaniske og termiske processer og proceskombinationer, der kan udnytte energiindholdet i shredderaffaldet og samtidig muliggøre en forbedret genvinding af jern og metaller samt måske mineraler.

En simpel løsning synes at være en pyrolyseproces. H.J.Hansen Genvindingsindustri A/S har forud for nærværende projekt gennemført en række indledende forsøg i en lille selvbygget pyrolyse ovn i laboratorium størrelse, der er i stand til at pyrolysere ca. 25 kg affald i en inaktiv atmosfære ved en temperatur på op til 400 °C med energioutput af olie / gas og koks. Det er bl.a. fastslået, at genvinding af metaller og jern af koksfraktionen vil være relativt simpelt, idet alle metaller er frigjorte fra rester af shredderaffaldet og i øvrigt er uskadte dels på grund af den relativ lave temperatur under pyrolysen og dels på grund af, at pyrolysen foregår uden tilstedeværelsen af ilt.

Projektets formål er at undersøge, om pyrolyseprocessen er egnet til termisk behandling af shredderaffald, samt at belyse muligheder for at udnytte energien på en økonomisk og miljømæssig fornuftig måde. Følgende proceskombinationer er blevet undersøgt:

- Pyrolyse med energiudnyttelse og brug af asken i cementindustrien.
- Pyrolyse med energiudnyttelse i kulfyret kraftværk.
- Pyrolyse med energiudnyttelse i et affaldsforbrændingsanlæg.
- Pyrolyse med efterfølgende forgasning af koksfraktionen.

Endeligt er potentialet for yderligere genvinding af jern og metaller samt mineraler fra shredderaffaldet belyst. Disse udsorteres af koksfraktionen ved hjælp af moderne sorteringsteknikker. Jern og metaller anvendes i sekundære metallurgiske anlæg, og mineralerne forventes at kunne anvendes som konstruktionsmateriale.

UNDERSØGELSEN

Projektet har følgende delmål:

For at belyse egenskaberne for shredderaffald med og uden fines er to alternativer undersøgt.

Alternativ 1. Shredderaffald som det foreligger inklusive fines < 4mm.

Alternativ 2. Shredderaffald > 4 efter sigtning på 4 mm sigte. Fraktionen < 4 mm slutdeponeres.

- Der er udført analyse og karakterisering af input materialerne samt af olie gas og koks.
- Der er opstillet energi og massebalance for pyrolyseprocessen.

Herefter er mulighederne undersøgt for at udnytte energien i forbindelse med:

- Cementindustrien.
- Kulfyret kraftværk.
- Affaldsforbrænding.

Hvis dette ikke er muligt:

- Undersøge mulighederne for at kombinere processen med udnyttelse af energien i kombination med en forgasser.

Endeligt:

- Opstilling af de økonomiske og miljømæssige konsekvenser af disse alternativer.
- Med udgangspunkt i ovenstående delmål opstilling af forslag til fremtidige tiltag.

HOVEDKONKLUSION

Pyrolyse af shredderaffald med produktion af gas, olie og koks lader sig gennemføre således, at metaller og jern fanget i shredderaffaldet bliver frilagt og relativt let lader sig genvinde. Forsøgene har vist, at jern og metalindholdet ligger mellem 4,7 og 6,7% af shredderaffaldet

I forbindelse med vurdering af mulige anvendelsesmåder for den under pyrolyseprocessen dannede gas, olie og koks efter frasortering af jern og metaller er projektet kommet frem til følgende konklusioner:

- Koksen kan ikke anvendes i forbindelse med cementproduktion, på grund af for højt indhold af metallerne bly, zink krom og kobber. Også klor indholdet og det høje askeindhold på mellem 63 og 73% af koksen er problematisk.
- Olie og gas vil sandsynligvis kunne anvendes i et kulfyret kraftværk, men koksen kan ikke anvendes delvis på grund af korrosionsfare i kedlen og delvis på grund af for højt indhold af visse tungmetaller.
- Olie og gas vil sandsynligvis kunne anvendes som støttebrændsel i et affaldsforbrændingsanlæg, hvis dette er godkendt til afbrænding af farligt affald. I små mængder fordelt på 12 til 15 affaldsforbrændingsanlæg vil koksen kunne indsættes uden at ødelægge anvendelsesmulighederne for asken, men i givet fald vil der være tale om en fortynding af tungmetaller, hvilket ikke anses for acceptabelt.

- Den sidste mulighed at kombinere pyrolyseprocessen med en efterfølgende forgasser med egen kedel synes at være en farbar vej, der både giver gode genvindingsmuligheder for jern, metaller og mineraler samt kan give en god energiudnyttelse af den i shredderaffaldet bundne energi.

Miljømæssigt viser den gennemførte LCA, at alternativ 2, hvor shredderaffald uden fines indsættes i en pyrolyse / forgasnings proces, er at foretrække, og at den også er at foretrække frem for deponering.

Økonomisk tyder de gennemførte kalkulationer på, at under de nuværende afgiftsregler, hvor shredderaffald som farligt affald er fritaget for deponeringsafgift og tillægsafgift i forbindelse med affaldsforbrænding, er der tale om en attraktiv proces specielt for alternativ 2.

Med fuld indfasning af disse afgifter efter 2015 vil incitamentet til investering i et sådant anlæg i høj grad forringes.

Det videre arbejde bør indledes med en forundersøgelse med en række aktiviteter indeholdende bl.a. anlægsspecifikationer, myndighedsgodkendelser, forhandling med SKAT om afgifter og muligvis pilotforsøg. Evt. vil også kan mulighederne for at erstatte den forudsete forgasning med en forgasning med slaggesmeltning blive belyst, idet dette vil kunne reducere mængden, der skal deponeres på grund af, at en smeltet slagge forventes at kunne anvendes til konstruktionsmateriale.

PROJEKTRISULTATER

Der er gennemført to pyrolyseforsøg, forsøg 1 og forsøg 2.

Forsøg 1 er gennemført med en indsats på 21916 gram shredderaffald med fines.

Forsøg 2 er gennemført med 15244 gram shredderaffald, hvor fines < 4 mm er sigtet fra.

Forsøgene blev gennemført som planlagt, med måling af gas sammensætningen og mængde samt måling af olie og koks mængde.

Shredderaffald, koks og olie er efterfølgende analyseret for brændværdi, aske og grundstoffer.

Efter forsøgsfasen under evaluering af resultaterne viste der sig visse uoverensstemmelser i energi og massebalancerne.

Shredderaffald er et komplekst sammensat affald med store variationer i indholdet i afhængighed af formaterialet til shredderen. Der blev udvist stor omhyggelighed i forbindelse med udtagning og blanding af forsøgs materialet, men på trods af det viste resultaterne, at der har været forskel på det affald, der har været anvendt til henholdsvis analyse og pyrolyseforsøgene. Fordi shredderaffald er et meget uhomogent materiale vil en analyse af shredderaffald være behæftet med noget større usikkerhed end en analyse af koksfraktionen, som er meget mere homogent.

Det er især kulstofbalancen og klorbalancen der har voldt problemer. Kulstofbalancen er beskrevet nærmere i afsnit 8.2 og korrektionen af kulstofbalancen er beskrevet i afsnit 8.3.

Klorbalancen er forsøgt undersøgt nærmere ved en række repeterede analyser af shredderaffaldet, men det må konstateres at koksfraktionen har et klorindhold der svarer til en faktor 4 i forhold til shredderaffaldet. Dette kan kun forklares ved, at forsøgsmaterialet anvendt til pyrolyseforsøgene ved en tilfældighed har indeholdt klumper af f.eks. PVC eller andet klorholdigt plast.

Koksfraktionen består af meget finkornet materiale, der under håndtering og sortering udviklede ganske meget støv. Dette gav sig udtryk som et materiale tab. Desuden har der været et mindre tab i forbindelse med aflejring af olie og / eller gas i kondens rør og vaskeflaske.

Massebalancerne med korrektion er gengivet i efterfølgende tabeller.

Tabel 1. Massebalance forsøg 1

	Masse g	%
Gas	818	3,80
Koks inkl. metaller	16267	75,49
olie/vand	3450	16,01
tab koks	813	3,77
tab kondens rør vaskeflaske	200	0,93
Sum	21548	
SR (Shredderaffald)	21916	
dif %	1,68	

Tabel 2. Massebalance forsøg 2

	Masse g	%
Gas	542	3,73
Koks inkl. metaller	10029	69,09
olie/vand	3244	22,35
tab koks	501	3,45
tab kondens rør vaskeflaske	200	1,38
Sum	14517	
SR	15244	
dif %	4,77	

De væsentligste resultater af analysefasen efter de omtalte korrektioner er gengivet i de følgende tabeller:

Tabel 3. Brændværdier og askeindhold

	SR	Gas	Olie	Koks	Støv	Aske
	KJ/kg SR	KJ/kg SR	KJ/kg SR	KJ/kg SR	KJ/kg SR	% af SR
Forsøg 1	10752	254	3505	6444	479	64,74
Forsøg 2	14981	236	4827	7689	719	53,73

I ovenstående tabel er brændværdierne for materiale tabene medtaget som støv og udregnet med de respektive brændværdier for koksfraktionerne < 1

mm. Askeindholdet i % af shredderaffaldet angiver den askemængde, der vil være tilbage efter forgasning eller forbrænding af koksen.

Tabel 4. Indhold af jern, metaller og mineraler i SR og koks

	SR forsøg 1	SR forsøg 2	Koks forsøg 1	Koks forsøg 2
	% af SR	% af SR	% af SR	% af SR
Fe	1,5	1,2	1,4	2,4
Cu			1,1	1,7
Mix metal	2,5	3,7	1,0	1,4
Dåser Al	0,5	0,8	1,2	1,4
Elektronik	1,1	3,1		
Mineraler	4,4	4,3	2,2	3,1

I tabel 4 fremgår det, at kobber ikke er udsortet af shredderaffaldet, da det meste kobber findes i elektronik dele og i ledninger. Ved sortering af koks efter pyrolyse er kobberet blotlagt og lader sig let udsortere. Til gengæld er der ingen elektronik dele eller ledninger i koksen. Som det fremgår, er der tale om en væsentlig energimængde, bundet i shredderaffaldet, og der er væsentlige værdier i forbindelse med indholdet af jern og metaller.

For så vidt angår indholdet af tungmetaller som bly, zink og cadmium har det overrasket, at der ikke er væsentlig højere indhold af disse tungmetaller i shredderaffaldet, der indeholder fines. Dette var forventeligt, da disse tungmetaller burde være tilstede som oxider netop i de små partikler.

Resultaterne har efterfølgende vist, at det ikke er en farbar vej, at kombinere pyrolysen med cementproduktion, affaldsforbrænding eller kulfyret kraftværk. De væsentligste årsager hertil er indholdet af tungmetaller, klor og høj aske indhold i koksen.

En kombination af pyrolyse og forgasning synes at være en farbar vej for termisk udnyttelse af shredderaffald, da en sådan proces såvel udnytter energien i shredderaffaldet og samtidig muliggør en væsentlig forøgelse af genvinding af rest jern og metaller i affaldet.

Der er opstillet massebalance og energibalace for kombinationen af pyrolyse og forgasning.

Herudover er der opstillet 3 scenarier til miljøvurdering af oparbejdning af shredderaffaldet.

1. Referencescenarie med fortsat deponering af shredderaffaldet.
2. Scenarie 1 der behandler alt shredderaffald med pyrolyse / forgasning efterfulgt af metalgenvinding og nyttiggørelse af energiindholdet som fjernvarme.
3. Scenarie 2 som scenarie 1 dog uden fines som sigtes af over en 4 mm sigte. Fines deponeres.

Hovedkonklusionen af den gennemførte LCA er som følger:

- De to alternativer med genvinding af jern og metaller samt udnyttelse af den i shredderaffaldet bundne energi ved pyrolyse / forgasning medfører betydelige miljømæssige forbedringer samt betydelige

ressourcebesparelser på både fossile ressourcer og metal ressourcer i forhold til referencescenariet, som er deponering.

- Scenariet (forsøg 2), hvor fines frasigtes og bringes tilbage til deponiet er miljømæssigt det mest attraktive scenarie fordi de potentielle fordele ved energiudnyttelsen her er højere primært fordi der ikke bruges energi til pyrolyse og forgasning af fines, som har en lav brændværdi.
- Metalgenvinding giver højere ressourcebesparelser end energiudnyttelsen, men energiudnyttelsen giver højere miljømæssige fordele end metalgenvindingen. Så selv om de største økonomiske fordele ligger i metalgenvindingen, er det energiudnyttelsen, der giver de største miljømæssige fordele.
- Ved gennemføring af en sensitivitetanalyse af disse resultater har det vist sig at være robuste resultater, som kun i ringe grad påvirkes af ændrede antagelser om hvilke typer af varme og el, der erstattes ved energiudnyttelsen fra shredderaffald.
- Toksiske påvirkninger bidrager til human toksicitet og økotoksicitet er blevet udelukket. Toksicitet påvirkninger er i høj grad afhængig af røggasrensning og andre end-of-line foranstaltninger, der træffes på tidspunktet for gennemførelsen af teknologien i fuld skala. Giftige udslip vil i vid udstrækning reguleres af lovgivningen. Dette gør det mindre velegnet til at bruge som miljøindikator på strategiske beslutninger. Desuden har data om giftige emissioner ikke været tilgængelig på nuværende tidspunkt.

Økonomisk må processen opfattes som bæredygtig under de opstillede forudsætninger og med de nuværende deponerings- og varmeafgifter for farligt affald, men man må erindre, at det vil være det første anlæg af sin art, og at man derfor må være indstillet på, at der vil være tale om en økonomisk risiko i forbindelse med etablering og drift.

Hvis eller når deponeringsafgift og tillægsafgift ved forbrænding af shredderaffald indføres med fuld kraft i 2015 vil incitamentet til investering i et sådant anlæg i høj grad forringes, idet de samlede omkostninger til behandling af shredderaffaldet vil kunne overstige selskabets indtjeningsevne.

Summary and conclusions

Shredder waste can be pyrolysed, and there are great resources in it!

Through the project "Improved resource utilization of shredder waste" we have shown that pyrolysis is a viable option to significantly improved ability to recover significant amounts of iron and metals of the formed coke fraction. Shredder has a significant energy content during pyrolysis is converted to an oil / gas fraction and a coke fraction that can be recovered.

BACKGROUND AND PURPOSE

There is prior to the implementation of this project conducted a scan of available and accessible mechanical and thermal processes and process combinations that can exploit the energy content of shredder waste, while enabling an improved recovery of iron, metals and maybe minerals.

A simple solution seems to be a pyrolysis process. H.J.Hansen Genvindingsindustri A/S has prior to this project conducted a series of preliminary experiments in a small self- built pyrolysis furnace in laboratory size that is capable to pyrolyse approx. 25 kg of waste in an inert atmosphere at temperatures up to approx. 450 °C with the energy output of oil, gas and coke. It is among others stated that the recycling of iron and metals from the coke fraction will be relative simple.

The project aims to examine if the pyrolysis process is suitable for treatment of shredder waste, and to highlight opportunities to use energy in an economically and environmentally sound manner. The following process combinations have been investigated:

- Pyrolysis with energy recovery and use of ash in cement production.
- Pyrolysis with energy recovery in coal-fired power plant.
- Pyrolysis with energy recovery in a waste incineration plant.
- Pyrolysis followed by gasification with energy recovery.

Finally the potential for further recycling of iron and metals from the shredder waste will be elucidated.

THE STUDY

The project has the following objectives:

- Perform analysis and characterization of input waste and the pyrolysis products, oil, gas and coke.
- Prepare energy and mass balance for the process.

Next, examine the possibilities of harnessing the energy from gas, oil and coke in connection with:

- The cement industri.
- Coal-fired power plant.
- Waste incineration plant.

If this is not possible:

- Explore the possibilities of combining the pyrolysis process in combination with a gasifier.

Finally:

- Presentation of the economic and environmental impacts of these alternatives.
- Based on the above results set out proposals for future action.

MAIN CONCLUSIONS

Pyrolysis of shredder waste with production of gas, oil and coke is attainable so that iron and metals caught in the shredder waste is exposed and is relatively easy to recycle.

In the assessment of possible methods for use of produced gas, oil and coke, we reached the following conclusions:

- Coke can not be used in cement production because of high levels of certain heavy metals.
- Oil and gas can probably be used in coal-fired power plants, but the coke can not be used partly because of danger of corrosion in the boiler and partly because of high levels of certain heavy metals.
- Oil and gas can probably be used as support fuel in a waste incineration plan if approved for burning hazardous waste. In small quantities the coke might be used without destroying the chances for recycling the ash. In this case there will be a dilution of heavy metals which is unacceptable.
- The last option and viable solution is to combine the pyrolysis process with a subsequent gasifier with its own boiler. This solution offer both good recyclability of iron, metals and minerals and at the same time a reasonable thermal efficiency.

The LCA analysis shows that the erection and operating of a combined pyrolysis / gasifier will have a very positive impact on environment.

Calculations have show that under current tax rules the combined pyrolysis / gasifier is economically viable.

Further work should begin with a pre-engineering followed by pilot trials of approx. 10 t shredder waste to test process parameters and to prove to which degree iron and metals can be recycled.

START på denne linie.

PROJECT RESULTS

Two pyrolysis experiments, experiment 1. and experiment 2 have been conducted.

In experiment 1. the amount of shredder waste with fines was 21916 g.

In experiment 2 the amount of shredder waste without fines < 4mm was 15244 g.

The experiments were carried out as planned with measurement of gas composition and quantity, measurement of the amount of oil and coke.

Shredder waste, coke and oil are subsequently analyzed for calorific value, ash and elements.

After the experimental phase during evaluation of the results some inconsistencies concerning mass and energy balances were revealed.

Shredder waste is a complex waste with large variations in content in dependence of the input material to the shredder. Although there has been shown great care during sampling and mixing the waste for the experiments, we must recognize that there have been differences waste for analysis and the waste used for the experiments. Moreover shredder waste is a very inhomogeneous material and that an analysis of shredder waste is subject to more uncertainty than an analysis of coke that is much more homogeneous.

This is particularly the carbon balance and the chlorine balance that has caused problems. Carbon balance is described further in section 8.2 and the correction of the carbon balance is described in section 8.3.

The chlorine balance is further investigated by a number of repeated analyses of the shredder waste, but it must be noted that the chlorine content in coke is a factor 4 higher than should be expected. This explanation must be that the shredder waste used for the experiments has a higher content of chlorine than the shredder waste used for analysis. The reason could be that by chance a lump of PVC or other chlorinated plastics have been present in the waste for the experiments and not present in the waste for analysis.

The coke is a very fine grained material. During handling a lot dust were present in the room. This manifested itself as a material loss. Further more there has been a slight loss in connection with deposits of oil in the condenser. Mass balances with correction is shown in subsequent tables.

Table 1. Mass balance experiment 1

	mass	g	%
Gas		818	3,80
Coke		16267	75,49
oil/water		3450	16,01
Loss coke		813	3,77
Loss condenser		200	0,93
Sum		21548	
SR:		21916	
dif %		1,68	

Table 2. Mass balance experiment 2

	Mass g	%
Gas	542	3,73
Coke	10029	69,09
oil/water	3244	22,35
Loss coke	501	3,45
Loss condenser	200	1,38
Sum	14517	
SR:	15244	
dif %	4,77	

The main results of the analysis phase after the mentioned corrections are summarized in the following tables:

Table 3. Calorific value and ash content

	SR	Gas	Oil	Coke	Dust	Ash cont.
	KJ/kg SR	KJ/kg SR	KJ/kg SR	KJ/kg SR	KJ/kg SR	% of SR
Exp. 1	10752	254	3505	6444	479	64,74
Exp. 2	14981	236	4827	7689	719	53,73

In the above table is the calorific values for material losses included as dust and calculated with the respective calorific value for coke fraction < 1 mm..

Table 4. Content of iron, metals and minerals in the SR and coke

	SR exp. 1	SR exp. 2	Coke exp. 1	Coke exp. 2
	% of SR	% of SR	% of SR	% of SR
Fe	1,5	1,2	1,4	2,4
Cu			1,1	1,7
Mix metal	2,5	3,7	1,0	1,4
Cans Al	0,5	0,8	1,2	1,4
Electronics	1,1	3,1		
Minerals	4,4	4,3	2,2	3,1

As shown, there is a substantial amount of energy tied up in shredder waste, and there is significant value in recycling iron and metals.

As regards the content of heavy metals like lead, zinc and cadmium, it has surprised that there are not significant higher content of these heavy metals in shredder waste containing fines. This was expected since these heavy metals were believed to be present as oxides in very small particles.

The studies with known experimental results have subsequently shown that it is not a viable option to combine pyrolysis of shredder waste with cement production, waste incineration or coal-fired power plants.

A combination of pyrolysis and gasification seems to be a viable option for thermal utilization of shredder waste, since such a process use the energy in the shredder waste while allowing a significant increase in the recovery of iron and metals caught in the shredder waste.

A mass and energy balance for the combination of pyrolysis and gasification has been set.

A LCA analysis has been set. The LCA analysis shows:

- The two alternatives including the recovery of energy and metals by pyrolysis/gasification lead to significant environmental improvements as well as significant resources savings on both metal and fossil resources compared to the reference scenario of landfilling. Alternative 2, A2 Forsøg 2 which includes the pre-sieving of the fines fraction and the direct transfer of this back to landfill without pyrolysis/gasification of this is the better environmental solution – because the potential benefit of energy recovery from this scenario is less than the energy consumption of running the pyrolysis/gasification on this fraction. Its calorific value is simply too low to justify the energy used by the pyrolysis/gasification.
- The metal recovery entails much higher benefits on resource savings than the energy recovery. However, the energy recovery from the Shredder residues entails higher environmental benefits than the metal recovery. So even though the highest monetary value may lie in the metal recovery, the environmental benefit lies mainly in the energy recovery.
- These conclusions are robust to any changes in assumptions on which electricity and heat that will be replaced by the recovered energy from the Shredder residues. This was observed by carrying out the sensitivity analyses using different electricity and heat marginals.

Economically the process must be seen as sustainable under the assumption that present rules for landfill tax and incineration tax on hazardous waste will continue to exist. But one should remember that this is a process which is the first of its kind for thermal treatment of shredder waste, and therefore one should be prepared to realise that a financial risk in connection with the establishment and operation will exist.

If or when the landfill tax and additional tax for incineration for shredder waste come with full force in 2015, the incentive for investment in such facility is greatly diminished.

1 Indledning

Ansøgningen om støtte til dette projekt er udarbejdet med udgangspunkt i Miljøstyrelsens 1. annoncerunde – Affald og luft og i henhold til Miljøministeriets tilskudsordning til miljøeffektiv teknologi.

H.J.Hansen Genvindingsindustri A/S anser dette projekt, som et meget vigtigt led i bestræbelserne på at finde veje til yderligere genvinding af jern og metaller fra shredderaffaldet. Ikke mindst anses projektet som særdeles vigtigt også i bestræbelserne på at nyttiggøre det betydelige indhold af energi i shredderaffaldet.

1.1 BAGGRUND

H.J.Hansen Genvindingsindustri A/S producerer årligt ca. 80.000 tons shredderaffald, der deponeres i egne deponier, hvor der i dag allerede findes ca. 1.400.000 tons.

Der har gennem de sidste 10 år været taget flere tilløb gennem projekter støttet af Miljøstyrelsen til at finde veje til energiudnyttelse i shredderaffaldet. Dette dels gennem projektet ”Metoder til behandling af tungmetalholdigt affald” (Miljøprojekt nr. 1055) igangsat af Miljøstyrelsen med baggrund i debatoplægget ”Erhvervsaffald og udvalgte affaldsfraktioner” fra 1997, og dels gennem projektet ”Undersøgelse af mulighederne for termisk oparbejdning af mekanisk separeret shredderaffald” (Miljøprojekt nr. 1133) igangsat af H.J.Hansen Genvindingsindustri A/S med støtte fra Miljøstyrelsen.

Flere af de teknologier, der blev studeret under disse projekter eksisterer ikke mere, idet det har vist sig, at de ikke var levedygtige. Der er ikke i dag i Europa en teknologi specielt designet til behandling af shredderaffald i drift. En enkelt Japansk teknologi er i drift i Japan, men den er ikke tilgængelig for Europa, da Japanerne ikke ønsker at markedsføre den uden for Østasien, og den må desuden betragtes som uinteressant for danske forhold på grund af meget høje investeringer og driftsomkostninger.

H.J.Hansen Genvindingsindustri A/S har i 2004 afsluttet Miljøprojekt nr. 1133, ”undersøgelse af mulighederne for termisk oparbejdning af mekanisk separeret shredderaffald”. Her er to teknologier undersøgt og nærmere beskrevet. Ingen af disse teknologier er videreudviklet og er ikke kommercialiserede.

H.J.Hansen Genvindingsindustri A/S har fortsat bestræbelse på at finde veje til bedre ressourceudnyttelse af shredderaffaldet og har bl.a. ændret og forbedret den mekaniske separation af affaldet for at øge genvindingen af jern og metaller, hvilket løbende har medført faldende indhold af jern og metaller i shredderaffaldet..

Efter en kortlægning af affaldsstrømmene fra hele shredderprocessen og de forskellige fraktioners mængder er der udtaget prøver, og disse er sorteret i deres bestanddele, og hver fraktion er for sig vurderet i forhold til sin egnethed til indsættelse i en termisk proces til udnyttelse af energiindholdet. Det

samlede energiindhold i den mængde shredderaffald, der årligt fremkommer hos H.J.Hansen er estimeret til mere end 1.000.000 GJ/år.

Der er ligeledes udtaget prøver fra deponierne, som dog ikke har været en del af dette projekt, for at belyse det deponerede affalds egenskaber nærmere. Disse prøver viser en betydelig brændværdi og et betydeligt indhold af jern og metal. I enkelte tilfælde er der konstateret et indhold af jern og metal op mod 15%.

Der er foretaget en scanning af mulige og tilgængelige mekaniske og termiske processer og proceskombinationer, der kan udnytte energiindholdet i shredderaffaldet og samtidig muliggøre en forbedret genvinding af jern og metaller. Scanningen tyder på, at en optimal energiudnyttelse og optimal genvinding af jern og metaller opnås ved en proceskombination, hvor enten pyrolyse eller pyrolyse med efterfølgende forgasning kombineres med en mekanisk sortering af koks eller aske for genvinding af jern, metaller og mineraler.

En simpel løsning synes at være en pyrolyseproces. H.J.Hansen Genvindingsindustri A/S har forud for nærværende projekt gennemført en række indledende forsøg i en lille selvbygget pyrolyse ovn i laboratorium størrelse, der er i stand til at pyrolysere ca. 25 kg affald i en inaktiv atmosfære ved en temperatur på op til ca. 450 °C med energioutput af olie / gas og koks. Det er bl.a. fastslået, at genvinding af metaller og jern af koksfraktionen er relativt simpelt.

1.2 FORMÅL

Projektets formål er at undersøge, om pyrolyseprocessen er egnet til termisk behandling af shredderaffaldet, som det foreligger hos H.J.Hansen Genvindingsindustri A/S både med hensyn til at genvinde jern, metaller og mineraler og til at nyttiggøre affaldets energiindhold.

Forsøgene skal belyse egenskaberne for shredderaffaldet som det foreligger og shredderaffaldet frasigtet fines < 4mm.

Projektet har følgende delmål:

- Udføre analyse og karakterisering af inputmaterialerne samt af olie gas og koks fra pyrolyseprocessen.
- Opstille energi og massebalance for pyrolyseprocessen.
- Undersøge mulighederne for at kombinere pyrolyseprocessen med cementindustrien.
- Undersøge mulighederne for at kombinere pyrolyseprocessen med udnyttelse af energien i et kulfyret kraftværk.
- Undersøge mulighederne for at kombinere pyrolyseprocessen med udnyttelse af energien i et affaldsforbrændingsanlæg.
- Undersøge mulighederne for at kombinere pyrolyseprocessen med udnyttelse af energien i kombination med en forgasser.
- Opstilling af de økonomiske og miljømæssige konsekvenser af disse alternativer.
- Med udgangspunkt i ovenstående delmål opstilles forslag til fremtidige tiltag.

2 Forsøgsmaterialet

Shredderaffaldets sammensætning varierer med formaterialets sammensætning, og da der heri er store variationer vil shredderaffaldet også variere dels i mængde og dels i sammensætning. For at opnå en rimelig repræsentativ affalds prøve vil det derfor være nødvendigt at udtage mindre delprøver over en længere periode og derefter blande disse delprøver på behørig vis.

Det faktum, at shredderaffaldet hos H.J.Hansen Genvindingsindustri A/S forlader shredder anlægget og det tilknyttede raffinering anlæg i fire forskellige fraktioner tre forskellige steder i anlægget, gør udtagning af forsøgsmaterialet på en repræsentativ måde yderligere kompliceret.

I afsnit 2.1 beskrives den fulgte metode.

2.1 UDTAGNING AF FORSØGSMATERIALE

Affaldet består af følgende 4 fraktioner:

- Affald til deponi
- Plastfraktionen, hvoraf normalt en mindre del plast genvindes.
- Magnetisk jord
- Affald fra vindsigte

Affald fra vindsigten ledes direkte ud fra shredderen. Magnetisk jord er den fine fraktion fra en sortertromle og ledes herfra ud i en bunke sammen med affald fra vindsigten. Resten af affaldet, der efter at være kørt gennem raffinering anlægget bliver til plastfraktionen og affald til deponi, kan tages ud af strømmen samlet i en fraktion, men vil så indeholde større mængder jern, metaller og glas, som netop genvindes i raffinering anlægget.

For at opnå den korrekte blanding af de fire fraktioner har vi valgt at køre skovlen på en gummiged ind i den faldende strøm fra magnetisk jord og affald fra vindsigten og samtidig køre resten af affaldet i en bunke for sig til senere gennemkørsel i raffinering anlægget.

Når gummigedens skovl er fyldt efter 5 – 10 minutter, kører gummigeden væk, og samtidig stoppes udledningen af resten af affaldet.

Denne procedure er gentaget 5 gange pr. dag over 5 normale produktionsdage. De således fremkomne tre bunker blev lagt på en befæstet plads til senere blanding til en repræsentativ prøve. Den beskrevne metode til prøveudtagning giver en stor mængde affald, ca. 160 ton. Indflydelse fra formaterialets variationer vil derved være minimeret

Efter 5 dage, da materialet var samlet på denne måde, blev de forskellige fraktioner blandet, for at kunne få en repræsentativ prøve. Dette skete efter den såkaldte ”long pile” metode ved følgende fremgangsmåde:

Ved hjælp af en kran med grab blev materialet lagt ud på pladsen i en lang stribe skiftevis fra de tre bunker oven på hinanden.

Da alt materialet således var lagt i rækker oven på hinanden, blev der udtaget på 7 tilfældige steder (med gummigedens skovl) et tværsnit af bunken.

Disse 7 bunker blev herefter fordelt igen i striber oven på hinanden i en ny ”long pile”.

Da dette var gjort blev igen udtaget på 4 tilfældige steder (med gummigedens skovl) i et tværsnit deraf, hvorefter vi fik 4 nye bunker.

Disse 4 bunker blandedes sammen med gummigeden, og heraf blev prøven til forsøgene udtaget.

Til forsøgene skal der anvendes en prøve med fines og en uden fines. En del af materialet blev derfor sigtet i en tromlesigte med 4 mm åbninger.

Resultatet af sorteringen blev:

- 66,8 % > 4 mm
- 33,2 % < 4 mm

2.2 KARAKTERISERING AF FORSØGSMATERIALET

Af hver af de to prøver er der udtaget en spand på ca. 10 liter til håndsortering med det formål at karakterisere materialet både med hensyn til dets indhold af jern og metaller samt dets indhold af brændbart materiale.

For at gøre sorteringsarbejdet lettere sigtes materialet først på en 6 mm sigte, og fraktionen < 6 mm sigtes derefter på en 3 mm sigte. Fraktionen < 3 mm sorteres ikke, medens fraktionerne > 6 mm og 3 – 6 mm sorteres i efterfølgende delfraktioner:

- < 3 mm
- Jern, Fe
- Ikke jern metaller, NF
- Dåser (rester af dåser)
- Elektronik og ledningsrester med isolationsmateriale
- Andet uorganisk materiale (minerale)

Den organiske del af shredderaffaldet sorteres i følgende fraktioner

- Træ
- Plast
- Gummi
- Skum
- Andet organisk (minerale)

Efter sortering vejes hver fraktion for sig og opbevares i plastposer.

Fraktionerne er vist i figur 2.1 og 2.2 for henholdsvis > 6 mm og 3 – 6 mm.

Mængdefordelingerne i henholdsvis forsøg 1 og forsøg 2 er gengivet i henholdsvis tabel 2.1 og 2.2.

Fig.2.1 Sorteret shredderaffald > 6 mm til forsøg 1



Fig.2.2 Sorteret shredderaffald 3- 6 mm til forsøg 1



Der blev udtaget proportionale delprøver af forsøgsmaterialets organiske indhold som vist med "x" i tabel 2.1 og 2.3 til analyse for brændværdi .Prøven blev baseret på de neddelbare fraktioner som vist i tabel 2.1.

De organiske fraktioner blev neddelte på en særlig neddeler inden proportional tilsætning til en samlet prøve

Tabel.2.1 Udtagning af delprøver fra sorterede fraktioner i forsøg 1

Sigtning	Sortering	Bestanddele	Mængder g	proportional delprøve
< 6 mm	-		1587	
> 6 mm	Metal	Fe	31	
		NF	75	
		Dåser	15	
		Elektronik	35	
	Organisk	Træ	171	x
		Plast	505	x
		Gummi	177	x
		Skum	84	x
		Andet	570	x
	Uorganisk		137	
		I alt	3387	

Sigtning	Sortering	Bestanddele	Mængder g	
< 3 mm	-		1380	x
3 - 6 mm	Metal	Fe	19.1	
		NF	9	
		Dåser	0.8	
		Elektronik	2.7	
	Organisk	Træ	15	x
		Plast	16.9	x
		Gummi	4	x
		Skum	3.8	x
		Andet	120.3	x
	Uorganisk		14.9	
Sum			1586.5	

Den proportionale delprøve repræsenterer 90% af massen af shredderaffaldet. De sidste 10 % er ikke neddelbart metal og uorganiske fraktioner (sten, keramik).

Indhold af jern, NF, dåser (aluminium), elektronik og uorganisk er som følger

Tabel.2.2 Jern og metalindhold forsøg 1

	Fe	NF	Dåser	Elektronik	I alt
g	50,1	84,0	15,8	37,7	187,6
%	1,5	2,5	0,5	1,1	5,6

Hertil kommer uorganisk materiale i form af mineraler 151,9 g svarende til 4,4 %.

Tabel.2.3 Udtagning af delprøver fra sorterede fraktioner i forsøg 2

Sigtning	Sortering	Bestanddele	Mængder g	proportional delprøve
< 6 mm	-		650	
> 6 mm	Metal	Fe	16	
		NF	92	
		Dåser	20	
		Elektronik	82	
	Organisk	Træ	200	x
		Plast	620	x
		Gummi	204	x
		Skum	71	x
		Andet	644	x
	Uorganisk		104	
		I alt	2703	

Sigtning	Sortering	Bestanddele	Mængder g	
< 3 mm	-		468,3	x
3 - 6 mm	Metal	Fe	16,7	
		NF	7,6	
		Dåser	0,4	
		Elektronik	3	
	Organisk	Træ	16,4	x
		Plast	17,2	x
		Gummi	2,6	x
		Skum	1,7	x
		Andet	104,5	x
	Uorganisk		11,9	
Sum			650,3	

Den proportionale delprøve repræsenterer 86.9% af massen af shredderaffaldet. De sidste 13% er ikke neddelbart metal og uorganiske fraktioner (sten, keramik).

Indhold af jern, NF, dåser (aluminium), elektronik og uorganisk er som følger

Tabel.2.41 Jern og metalindhold i forsøg 2

	Fe	NF	Dåser	Elektronik	I alt
g	32,7	99,6	20,4	85	237,7
%	1,2	3,7	0,8	3,1	8,8

Hertil kommer uorganisk 115,9 g svarende til 4,3 %.

2.3 ANALYSER

Tabel.2.5 Analyser af delprøver af shredderaffald

Forsøg	Fugtindhold %	Askeindhold af TS %	Brændværdi KJ/kg inkl. fugt
1 med fines	2,4	52,1	16091
2 uden fines	2,4	36,4	17237

Tabel.2.6 Grundstofanalyser af delprøver af shredderaffald

Element	Forsøg 1 med fines %	Forsøg 2 uden fines %
C	16,12	46,79
H	2,09	6,75
N	0,30	1,13
Org. O	12,20	19,40
Uorg. O	36,00	2,3
Fe	11,78	8,30
Si	6,95	4,00
Ca	4,05	3,05
Zn	3,01	2,43
Al	1,68	1,26
Mg	0,80	0,60
Na	0,89	0,61
Ti	0,61	0,43
Cl	0,84	0,96
S	0,72	0,60
K	0,40	0,27
P	0,16	0,11
Br	0,35	0,10
Ba	0,30	0,29
Cu	0,19	0,20
Pb	0,17	0,14
Mn	0,14	0,10
Sb	0,10	0,03
Cr	0,06	0,04
Zr	0,04	0,02
Ni	0,03	0,02
Sr	0,02	0,02
Sn	0,02	0,02
As	0,02	0,01
Cd	Under detektionsgrænse	Under detektionsgrænse
Hg	Under detektionsgrænse	Under detektionsgrænse

Værdierne for C,H virker ikke realistiske når man sammenligner forsøg 1 og forsøg 2 indbyrdes da man må forvente, at den organiske mængde i forsøg 2 forholder sig til den organiske mængde i forsøg 1 på samme måde som askeindholdet i forsøg 1 og forsøg 2. Den organiske mængde i forsøg 2 burde

således være (TS forsøg 1) / (TS forsøg 2) = 52,1/36,4 = 1,43 gange højere end i forsøg 1.

Tilsvarende bør indholdet af uorganiske stoffer være ca. 1,43 gange mindre i forsøg 2 end i forsøg 1. Indholdet af uorganiske stoffer herunder Fe ser ud til at passe udfra denne omregning. Således er beregnet værdi af Fe i forsøg 2 ud fra forsøg 1 = 11,78% * 36,4/52,1 = 8,2%. Da C, H, og organisk bundet O vurderes at være fejlbehæftede vil det kunne påvirke de beregnede koncentrationer af elementer

Brændværdien for forsøg 1 med fines virker for høj da den bør være ca. 1,43 gange lavere end forsøg 2 uden fines. Det kan skyldes at der er mistet noget af de fine partikler (fines) ved overførsel af prøven til brændværdibestemmelse hvilket vil medføre en for høj analyseret brændværdi.

Under masse og energibalancer i kapitel 8 foretages en korrektion af C, H, organisk O samt brændværdi med fines. Herefter vises en genberegning af indholdet af grundstoffer i tabel 8.3.1.

Alle værdier i tabel 2.5 og 2.6 er baseret på shredderaffald fraseret jern, metaller og mineraler/uorganisk > 3 mm.

3 Forsøgsoven

Med det formål at undersøge shredderaffaldets delfraktioner nærmere, herunder mulighederne for større / bedre genvinding af jern og metaller og mulighederne for bedre separation af mineraler fra affaldets brændbare del besluttede H.J.Hansen Genvindingsindustri A/S i efteråret 2009 at bygge en mindre forsøgs oven.

Ovnen er fremstillet af en transportsnegl, hvor sneglens vindinger er skåret af akselen og erstattet af vinger, der næsten skraber mod ovnens bund. Til opvarmning forsynes sneglens svøb udvendigt med keramiske plader formet som svøbet.

Ovnen er bygget efter følgende kravspecifikation:

- Diameter 330 mm.
- Ovnens længde 1m.
- Volumen 85 liter.
- Temperatur område: op til 400 °C.
- Termoføler nr. 1 på inderside af låg.
- Termoføler nr. 2 i bunden, boret ind i væggen.
- Ovnen skal kunne modstå et svagt overtryk og undertryk (0,1 bar)
- Gasudtag: i den ene ende af låget.
- Gasindblæsning for Ar/CO₂ i bunden i ovnens anden ende.
- Effekt: 10 kW vil nok være passende.
- Jævnt fordelt energitilførsel på hele overfladen af ovnen.
- Termostatstyring via termoføler nr. 2, således at den indstillede temperatur i bunden ikke overskrides.
- Rotoren skal kunne løfte materialet fra ovnens bund således, at materialet konstant omrøres.
- Rotorens omdrejningshastighed: F.eks.1 omdrejning pr. minut.
- Ovnen skal kunne tippes om sin egen akse for at lette tømning af ovnen.

Fig..3.1 Ovnen med afmonteret låg

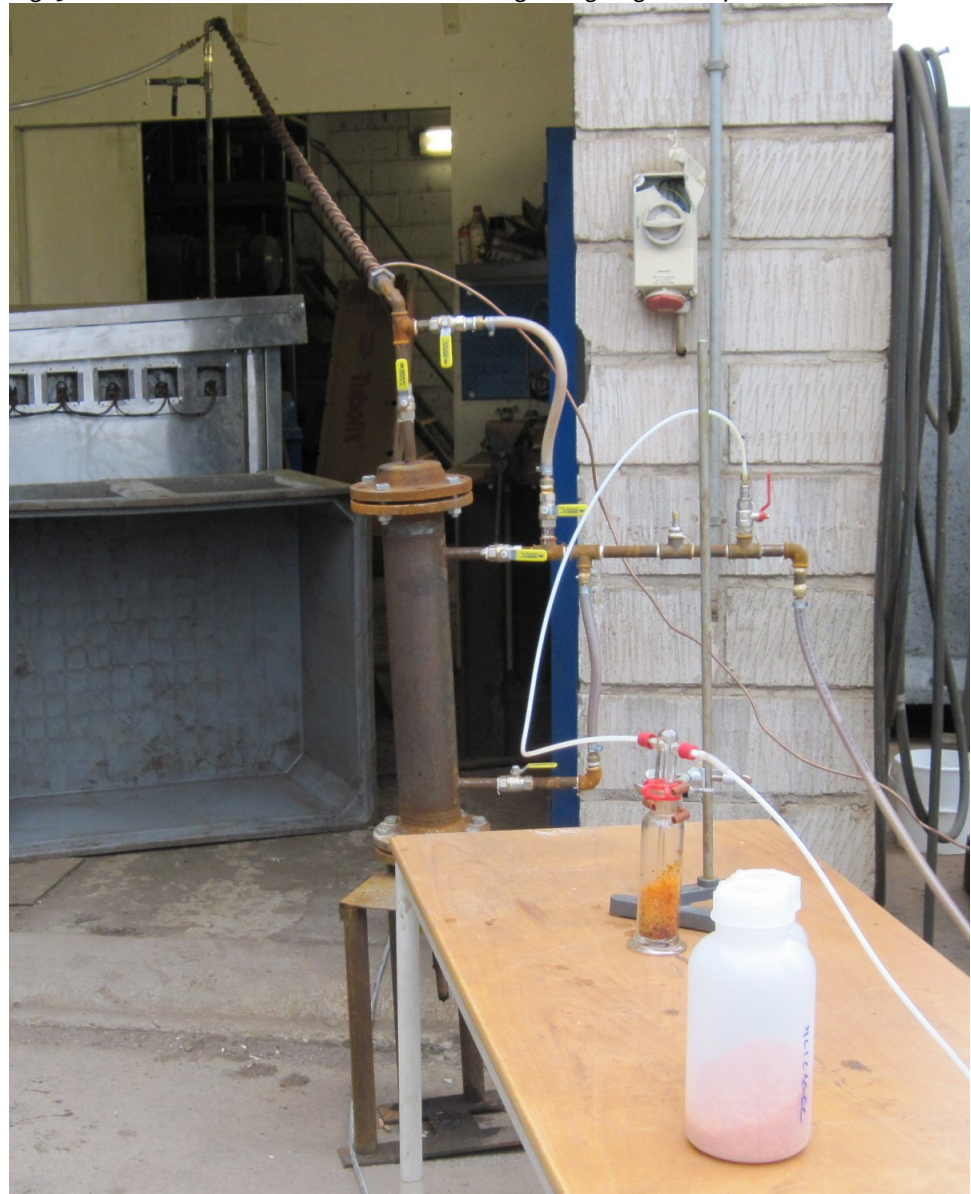


Til gennemførelsen af herværende forsøg blev der fremstillet en kondenser, som består af et ca. 3 m langt stålør, der kan køles af et tyndt kobberør, der er viklet omkring stålørret. Som kølemedie bruges koldt vand fra vandhanen.

Denne kondenser forbinder ovnens gas udtag med en olieudskiller, som kan opsamle den under pyrolysen dannede oliefase., som kan tappes ud af bunden af olieudskilleren. I toppen er denne forsynet med et gas udtag med studser til gas målingen.

Den samlede forsøgsopstilling fremgår af figur 3.2.

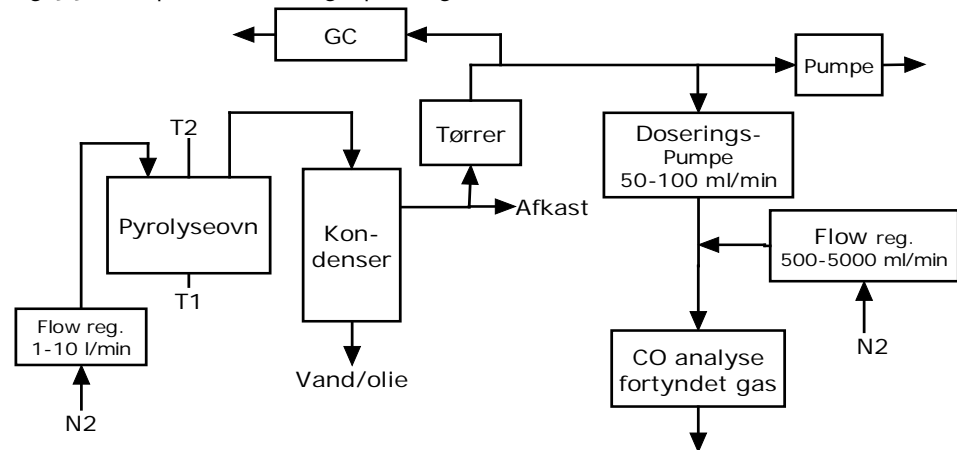
Fig.3.2 Ovnens kondenser, olieudskiller og udtag til gas analyse



Figur 3.3 viser en principskitse over forsøgsopstillingen, herunder on-line analyse af procesgassen.

Alle massestrømme i forsøgene bestemmes ved vejning. Herudover analyseres tilførte og producerede massestrømme for en række parametre.

Fig.3.3 Principskitse af forsøgsopstilling



Der doseres en kendt mængde N_2 til pyrolyseovnen via en kalibreret flowregulator. Dette benyttes senere til beregning af flow af producerede gasser.

Gassen fra pyrolyseovnen ledes til en kondenser via et kølerør. Fra kondenseren kan aftages kondenseret vand og olie til senere analyse.

Fra kondenseren ledes gassen via tørreflaske og prøveudtag til mikroGC og videre til en gasfortyndingsenhed. Afgangen fra pyrolyseovn, kondenseren og udtag til gasanalyse er vist på Figur 3.3.

Gasfortyndingsenheden består af en kalibreret gaspumpe der suger en mindre justerbar delstrøm af procesgassen på 50-100 ml/min. Delstrømmen fortyndes med en programmerbar strøm af kvælstof på 500-5000 ml/min. Herefter måles CO på gassen on-line med en kalibreret røggasmåler der kan måle op til ca. 1% CO.

MikroGCen benyttes til on-line analyse af H_2 indhold, CO_2 indhold, metan og eventuelle højere kulbrinter, samt analyse af kvælstofindholdet med benyttelse af argon som bæregas, samt 2 kolonner. GCen kalibreres før og efter forsøget på referencegasser.

Ud fra det analyserede kvælstofindhold og det tilførte kvælstofflow kan koncentrationer af procesgasser ekskl. den doserede mængde kvælstof samt produceret gasmængde over tid beregnes.

4 Forsøgsgennemførelse

Ifølge projektbeskrivelsen var der planlagt at gennemføre tre forsøg med ovnen.

Forsøg 0 var forudset til afprøvning af det samlede udstyr.

Forsøg 1 gennemføres med shredderaffald med fines < 4 mm.

Forsøg 2 gennemføres med shredderaffald uden fines < 4 mm.

Forsøg 0 blev gennemført 4. november 2010, men uden at det lykkedes at udføre brugbare gasmålinger, idet måleudstyret blev forurenet med rester af kondensatet, hvilket primært skyldes, at målestuderne vendte åbningerne nedad, hvorved rester af kondensatet kunne samles her og trænge ind i målesystemet.

Desuden var der en fejl på temperaturstyringen på grund af en ikke korrekt monteret termoføler.

Forsøgsudstyret blev afprøvet, men på grund af de nævnte problemer var forsøget resultatløs. Der er ikke udført analyser på koks og oliefraktionerne, og der er ikke opstillet masse og energibalancer, hvorfor dette forsøg ikke vil blive yderligere beskrevet

4.1 FORSØG 1, SHREDDERAFFALD MED FINES <4 MM

Af shredderaffald med fines < 4 mm blev der 28. oktober 2010 udtaget ca. 58 liter testmateriale med en samlet vægt på 26.676 g.

Materialet blev påfyldt ovnen 2. november 2010 (se figur 4.1), og med ovnen indstillet på 110 °C blev materialet tørret i 5 timer. Herefter blev ovnen tømt, og materialet vejte. Vægttabet blev opgjort til 4760 g, svarende til et vægttab på 17,8 %

Fig..4.1 Ovnen med forsøgsmateriale



Vægten af det tørrede materiale er opgjort til 21.916 g.

Dette materiale blev fyldt på ovnen, låget lukket og kondenser og olieudskiller monteret. 10. november 2010 klokken 07⁵⁵ efter klargøring af måleudstyret til gasmålinger blev varmen tilsluttet og ovnen startet. Setpunktet blev indstillet til 400 °C.

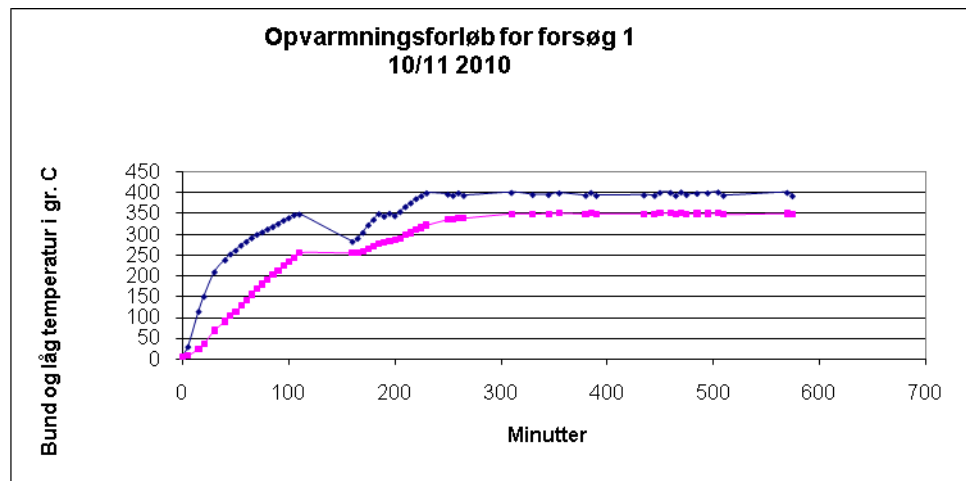
Uheldigvis skete der klokken 09⁴⁵ et strømudfald, som først var udbedret klokken 10³⁵. Det er dog vor opfattelse, at denne hændelse ikke har nogen betydende indflydelse på forsøgets resultater.

Klokken 17³⁰ efter 575 minutter, blev strømmen til varmelegemerne slukket, og med fortsat omrøring af materialet og indblæsning af kvælstof afkølede ovnen gennem natten, hvorefter ovnen blev åbnet. Koks og kondensat blev taget ud og opvejet.

Kondensat: 3450 g
Koksfraktion: 16267 g.

På figur 4.2 kan opvarmningsforløbet betragtes. Den øverste blå kurve er temperaturen målt i bunden af ovnen inden for varmelegemerne og den nederste røde kurve er målt i låget.

Fig.4.2 Opvarmningsforløb for forsøg 1



Den primære årsag til forskellen på de to kurver, er at der sker et vist varmetab gennem låget bl.a. gennem røret til indblæsning af kvælstof og gennem afgangsrøret til gasudtaget.

Herefter er koksfraktionen sigtet i følgende delfraktioner til senere håndsortering:

- > 6 mm
- 3 – 6 mm
- 1 -- 3 mm
- < 1 mm

Disse delfraktioner er vejet, og følgende massebalance vist i figur 4.3 kan herefter opstilles.

Tømning af ovnen såvel efter tørringsprocessen som efter pyrolyseprocessen udviklede meget støv, hvilket satte sit præg på forsøgslokalet. Der er helt klart sket et vægttab af materialet ved disse håndteringer.

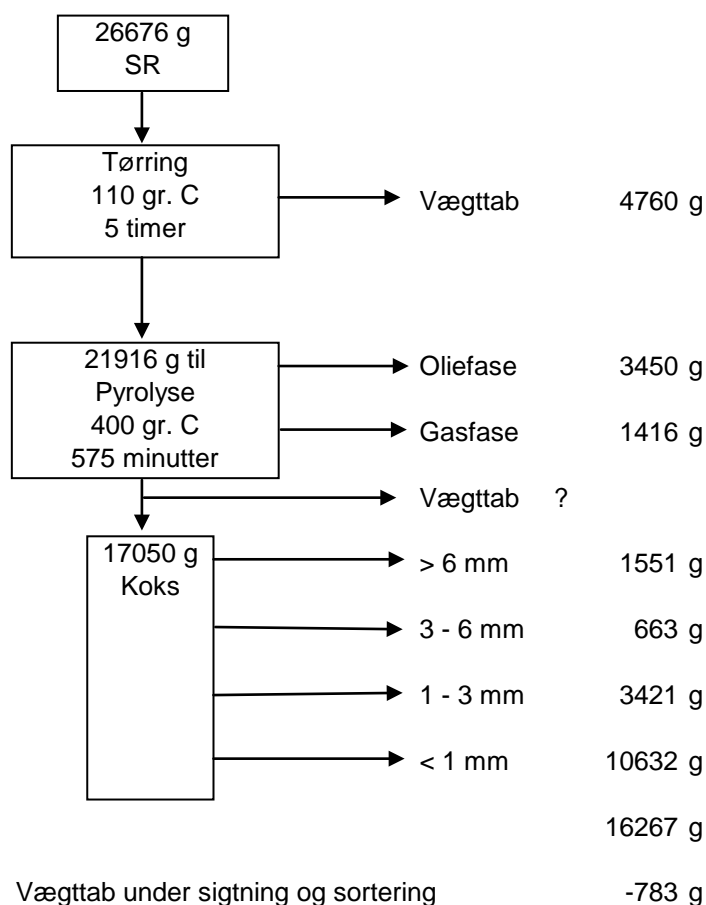
Under arbejdet med sigtning og sortering kunne også konstateres væsentlig støvudvikling, men her er vægten kendt før og efter, og vægttabet er målt.

Vægttabet udgjorde 783 g, hvilket svarer til 4,6 %.

Det er rimeligt at antage at vægttabet ved tømning af ovnen ligger på et tilsvarende niveau.

Fig. 4.3 Massebalance for forsøg 1

Forsøg 1



Mængden af gasfase er her bestemt som: Gasfase = Input – oliefase – koks. Der er således ikke korrigeret for det materialetab, vi må erkende findes. I den endelige og korrigerede massebalance indgår den målte gasmængde ligesom der korrigeres for materialetab ved håndtering. (Se tabel 8.1)

4.2 FORSØG 2, SHREDDERAFFALD UDEN FINES < 4MM

Af shredderaffald uden fines < 4 mm blev der 15. november 2010 udtaget ca. 50 liter testmateriale med en samlet vægt på 17.410 g.

Materialet blev påfyldt ovnen 15. november, og med ovnen indstillet på 110 °C blev materialet tørret i 4 timer. Herefter blev ovnen tømt, og materialet vejet. Vægttabet blev opgjort til 2124 g, svarende til et vægttab på 12,2 %

Vægten af det tørrede materiale er opgjort til 15.286 g.

En lille prøv på 42 g blev dog udtaget til ekstra kontrol for fugtindhold. Herefter var der 15.244 g materiale til pyrolyse.

Dette materiale blev fyldt på ovnen, låget lukket og kondenser og olieudskiller monteret. 18. november 2010 klokken 08³⁰ efter klargøring af måleudstyret til

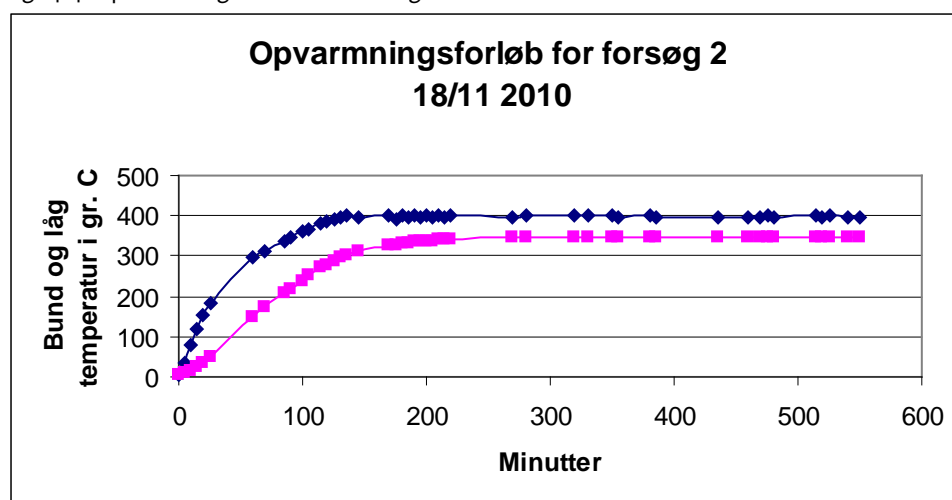
gasmålinger blev varmen tilsluttet og ovnen startet. Setpunktet blev indstillet til 400 °C.

Klokken 1730 efter 550 minutter, blev strømmen til varmelegemerne slukket, og med fortsat omrøring af materialet og indblæsning af kvælstof afkølede ovnen gennem natten, hvorefter ovnen blev åbnet. Koks og kondensat blev taget ud og opvejet.

Kondensat: 3244 g
Koksfraktion: 10.632 g.

På figur 4.4 kan opvarmningsforløbet betragtes. Den øverste blå kurve er temperaturen målt i bunden inden for varmelegemerne og den nederste røde kurve målt i låget.

Fig. 4.4 opvarmningsforløb for forsøg 2



Den primære årsag til forskellen på de to kurver, er at der sker et vist varmetab gennem låget bl.a. gennem røret til indblæsning af kvælstof og gennem afgangsrøret til gasudtaget.

Herefter er koksfraktionen sigtet i følgende delfraktioner til senere håndsortering:

- > 6 mm
- 3 – 6 mm
- 1 - 3 mm
- < 1 mm

Disse delfraktioner er vejet, og følgende massebalance vist i figur 4.5 kan herefter opstilles.

Tømning af ovnen såvel efter tørringsprocessen som efter pyrolyseprocessen udviklede meget støv, hvilket satte sit præg på forsøgslokalet. Der er helt klart sket et vægttab af materialet ved disse håndteringer.

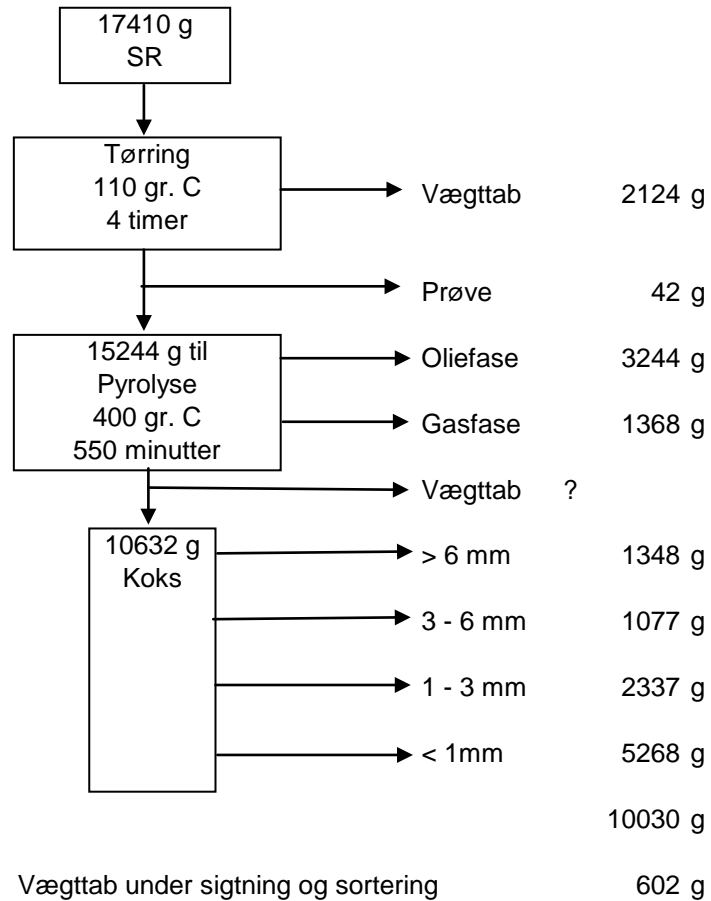
Under arbejdet med sigtning og sortering kunne også konstateres væsentlig støvudvikling, men her er vægten kendt før og efter, og vægttabet er målt.

Vægttabet udgjorde 602 g, hvilket svarer til 5,7 %.

Det er rimeligt at antage at vægttabet ved tømning af ovnen ligger på et tilsvarende niveau.

Fig.4.5 Massebalance for forsøg 2

Forsøg 2



Mængden af gasfase er her bestemt som: Gasfase = Input – oliephase – koks. Der er således ikke korrigeret for det materialetab, vi må erkende findes. I den endelige og korrigerede massebalance indgår den målte gasmængde ligesom der korrigeres for materialetab ved håndtering. (Se tabel 8.2)

5 Kokssortering og karakterisering

5.1 UDTAGNING AF PRØVER

Der blev udtaget proportionale delprøver af forsøgsmaterialet fra forsøg 1 til analyser som vist med numrene 3 til 8 i tabel 5.1.1.

Tabel 5.1.1 Udtagning af proportionalprøver samt delprøver fra koksfraktioner i forsøg 1

Fraktionen > 6 mm sorteres i:		Proportional prøve	analyse prøve
Indhold	gram		
Jern	157		
Kobber	196,7		
Aluminium	285,6		
Andre metaller	192		
Mineraler/uorganisk	383,7		
Brændbart	135,6	x	3
Andet (glasfibre)	200,6		4
I alt	1551,2		
Fraktionen 3 – 6 mm sorteres i:			
Indhold	gram		
Jern	185,4		
Kobber	49,3		
Aluminium	44,3		
Andre metaller	33,4		
Mineraler/uorganisk	131,7		
Brændbart	35,6	x	5
Andet	20,4		
Ukendt	162,6	x	5
I alt	662,7		
Fraktionen 1 – 3 mm sorteres i:			
Indhold	gram *		
Jern	30		
Kobber	52		
Aluminium	0		
Andre metaller	35		
Mineraler/uorganisk	82		
Brændbart	3222	x	6
Andet	0		
I alt	3421		

* en delprøve på 10%			
<1 mm	10632	x	7
Sum	16267		
Afvejning efter forsøg	17050		
SAMLEPRØVE			8

Samleprøven repræsenterer de med "x" mærkede delfraktioner, hvilket bliver til i alt 14187,8 g svarende til 87,2 % af den samlede koksmængde. Prøve 4, der indeholder mange fibre (glasfibre) er ikke medtaget i samleprøven.

Indholdet af Jern, metaller og mineraler i henholdsvis koks og shredderaffald kan ses tabel 5.1.2.

Tabel 5.1.2 Indhold af jern, metaller og mineraler

	Fe	Cu	Al	Mix	Mineraler
g	372,4	298,0	329,9	260,4	597,4
% af koks	2,2	1,7	1,9	1,5	3,5
% af SR	1,4	1,1	1,2	1,0	2,2

På tilsvarende vis blev der udtaget proportionale delprøver af forsøgsmaterialet fra forsøg 2 til analyser som vist med numrene 9 til 13 i tabel 5.1.3.

Tabel 5.1.3 Udtagning af proportionalprøver samt delprøver fra koksfraktioner i forsøg 2

Fraktionen > 6 mm sorteres i:		Proportional prøve	analyse prøve
Indhold	Gram		
Jern	240,9		
Kobber	210,9		
Aluminium	240,3		
Andre metaller	157,9		
Mineraler/uorganisk	325,3		
Brændbart	76,2	x	9
Andet (glasfibre)	96,3		
I alt	1347,8		
Fraktionen 3 – 6 mm sorteres i:			
Indhold	Gram		
Jern	155,5		
Kobber	59,7		
Aluminium	0		
Andre metaller	68,1		

Mineraler/uorganisk	154,3		
Brændbart	639,3	x	10
Andet	0		
Ukendt	0		
I alt	1076,9		
Fraktionen 1 – 3 mm sorteres i:			
Indhold	gram		
Jern	20,2		
Kobber	30,3		
Aluminium	0		
Andre metaller	20,2		
Mineraler/uorganisk	58,6		
Brændbart	2207,3	x	11
Andet	0		
I alt	2336,6		
<1 mm	5268	x	12
Sum	10029,3		
Afvejning efter forsøg	10632		
tab	602,7		
SAMLEPRØVE			13

Samleprøven repræsenterer de med "x" mærkede delfraktioner, hvilket bliver til i alt 8190,8 g svarende til 81,7 % af den samlede koksmængde.

Indholdet af Jern, metaller og mineraler i henholdsvis koks og shredderaffald kan ses tabel 5.1.4.

Tabel 5.1.4 Indhold af jern, metaller og mineraler

	Fe	Cu	Al	Mix	Mineraler
g	416,6	300,9	246,2	240,3	538,2
% af koks	3,9	2,8	2,3	2,3	5,1
% af SR	2,4	1,7	1,4	1,4	3,1

5.2 FUGTINDHOLD OG ASKE

Fugtindhold og askeindhold er bestemt på hver delprøve og på samleprøverne fra forsøg 1 og forsøg 2. Jævnfør tabel 5.2.1 og tabel 5.2.2.

Tabel 5.2.1 Fugtindhold og aske i delprøver fra koksfraktioner i forsøg 1

Prøve	3	4	5	6	7	8
Fugtindhold %	0,751	1,107	1,292	1,335	0,554	0,724
Aske% af TS	49,38	68,34	67,02	75,53	73,24	73,39
Mængde % af SR	0,61	0,92	0,90	14,7	48,51	64,74

Tabel 5.2.2 Fugtindhold og aske i delprøver fra koksfraktioner i forsøg 2

Prøve	9	10	11	12	13
Fugtindhold %	0,239	0,646	1,046	0,544	0,657
Aske% af TS	35,78	71,4	62,74	63,75	63,18
Mængde % af SR	0,50	4,19	14,48	34,56	53,73

5.3 GRUNDSTOFFER

Grundstofanalyse af delprøverne og samleprøven fra forsøg 1 fremgår af tabel 5.3.1. Delprøve 4 er ikke medtaget, da den hovedsagelig består af fibre (glasfibre). Delprøverne 3 og 5 udgør en mindre mængde af den samlede koksmængde. Da analysebudgettet er begrænset er kun foretaget røntgenanalyser efter udglødning hvorved CHNO analyse spares. Herved opnås kun en præcis analyse af ikke flygtige stoffer som jern og tungmetaller men forskelle i sammensætning kan herved belyses.

Tabel 5.3.1 Grundstofsammensætning af delprøver af koksfractionerne forsøg 1

Delprøve	%	3	5	6	7	8
C	-	-	-	24,89	23,40	23,99
H	-	-	-	2,28	2,09	2,18
N	-	-	-	0,71	0,67	0,68
org O	-	-	-	9,25	5,96	8,25
uorg O	-	-	-	12,39	19,32	15,73
		udgl	udgl			
Fe		14,60	11,70	14,00	15,40	14,90
Si		15,00	15,60	8,80	8,10	7,90
Ca		14,00	15,10	9,90	8,30	9,00
Zn		3,60	3,00	3,80	4,80	4,60
Al		3,10	3,10	1,50	1,70	1,60
Mg		2,50	1,70	0,90	1,30	1,10
Na		0,87	0,70	0,76	0,40	0,43
Ti		1,00	1,30	1,10	1,10	1,20
Cl		2,70	4,40	6,00	4,00	4,90
S		1,20	1,20	0,93	1,10	1,04
K		0,80	1,00	0,61	0,50	0,57
P		0,30	0,40	0,43	0,16	0,15
Br		0,19	0,07	0,08	0,09	0,09
Ba		0,87	1,00	0,54	0,58	0,63
Cu		0,64	1,10	0,20	0,20	0,19
Pb		0,31	0,30	0,40	0,30	0,34
Mn		0,20	0,20	0,18	0,20	0,20
Sb		0,11	0,06	0,07	0,06	0,06
Cr		0,08	0,20	0,10	0,09	0,07
Zr		0,04	0,04	0,06	0,05	0,05
Ni		0,06	0,04	0,03	0,04	0,04
Sr		0,07	0,07	0,06	0,05	0,07
Sn		0,05	0,05	0,03	0,04	0,04
% af fraction ¹⁾		8,74	29,9	94,2	100	87,2

1) Den % andel af den oprindelige koksfraction som grundstofanalysen er udført på efter frasortering af metaller og sten mv. jævnfør tabel 5.1.1.

De fine delfraktion 6 (1-3 mm), 7 (< 1 mm) og samlefraktionen 8 har næsten identisk sammensætning. Indholdet af Zn er ca. 5% mens tungmetallerne Cu og Pb ligger på ca. 0,2 - 0,3 vægt%. Cr og Ni indholdet er < 0,1%.

Svovlindholdet er 1%, mens klorindholdet er ca. 5%, hvilket må undre, da klorindholdet i shredderaffaldet er bestemt til ca. 1%. En nærmere vurdering og diskussion af dette vil ske i afsnit 8.3.

I tabel 5.3.2 nedenfor er vist koncentrationerne omregnet til ikke udglødede prøver af delprøverne 3 og 5. Det skal bemærkes at klorværdierne kan være underestimerede grundet flygtigheden af klorkomponenter.

Tabel 5.3.2 Indhold af grundstoffer i delprøve 3 og 5 forsøg 1

Delprøve	3	5
Fe	7,21	7,84
Si	7,41	10,45
Ca	6,92	10,12
Zn	1,78	2,01
Al	1,53	2,08
Mg	1,24	1,14
Na	0,43	0,47
Ti	0,49	0,87
Cl	1,33	2,95
S	0,59	0,80
K	0,40	0,67
P	0,15	0,27
Br	0,09	0,05
Ba	0,43	0,67
Cu	0,32	0,74
Pb	0,15	0,20
Mn	0,10	0,13
Sb	0,05	0,04
Cr	0,04	0,13
Zr	0,02	0,03
Ni	0,03	0,03
Sr	0,03	0,05
Sn	0,02	0,03

Grundstofanalyse af delprøverne og samleprøven fra forsøg 2 fremgår af tabel 5.3.3.

Tabel 5.3.3 Grundstofsammensætning af delprøver af koksfraktioner forsøg 2

Delprøve	10	11	12	13
C	23,08	32,08	33,50	30,81
H	2,10	3,16	3,23	2,99
N	0,51	0,68	1,00	0,81
org O	7,23	6,73	7,55	7,09
uorg O	19,66	13,30	12,28	15,51
Fe	11,00	12,70	13,20	12,30
Si	9,60	5,30	6,70	6,60
Ca	10,80	8,60	7,20	8,00
Zn	3,00	3,60	3,80	3,50
Al	2,00	1,25	1,50	1,47
Mg	0,93	0,91	1,10	1,05
Na	0,53	0,35	0,32	0,39
Ti	0,74	1,00	0,94	0,96
Cl	5,40	7,10	4,50	5,30
S	0,86	0,80	0,97	0,95
K	0,64	0,41	0,41	0,43
P	0,11	0,12	0,13	0,12
Br	0,08	0,10	0,09	0,09
Ba	0,49	0,50	0,61	0,63
Cu	0,50	0,43	0,17	0,17
Pb	0,27	0,47	0,35	0,35
Mn	0,16	0,16	0,17	0,17
Sb	0,05	0,05	0,06	0,07
Cr	0,10	0,06	0,06	0,08
Zr	0,05	0,04	0,04	0,05
Ni	0,03	0,03	0,04	0,03
Sr	0,05	0,04	0,04	0,05
Sn	0,03	0,03	0,04	0,03
% af fraktion ²⁾	59,4	94,5	100	81,7

2) Den % andel af den oprindelige koksfraktion som grundstofanalysen er udført på efter frasortering af metaller og sten mv. Jævnfør tabel 5.1.3.

Indholdet af Zn er ca.3,5% mens tungmetallerne Cu og Pb ligger på ca. 0,2 - 0,3 vægt%. Cr og Ni indholdet er < 0,1%.

Svovlindholdet er 1 %, mens klorindholdet er ca. 5%, hvilket også i dette tilfælde må undre, da klorindholdet i shredderaffaldet er bestemt til ca. 1%. En nærmere vurdering og diskussion af dette vil ske i afsnit 8.3.

I tabel 5.3.4 er PAH (polyaromatiske hydrocarboner) indholdet bestemt for delprøverne 5 – 7 og 10 – 12 samt i samleprøverne 8 og 13 for henholdsvis forsøg 1 og 2.

Tabel 5.3.4 PAHer i delprøver af koksfraktioner

Indhold µg/g tør prøve	5	6	7	8	10	11	12	13
Naphthalen	1,9	0,83	0,39	0,54	0,79	0,57	0,37	0,62
Acenaphthylen	0,65	0,29	0,15	0,16	0,18	0,14	< 0,1	< 0,1
Acenaphthen	0,75	0,36	< 0,1	0,22	0,22	0,11	< 0,1	< 0,1
Fluoren	1,25	0,78	0,55	0,51	0,51	0,33	0,33	0,25
Phenanthren	4,87	2,14	1,17	0,93	1,07	0,7	0,39	0,05
Anthracen	1,53	0,57	0,01	0,08	0,29	0,14	0,07	0,08
Fluoranthen	6,66	5,06	2,75	3,95	2,58	2,91	3,08	0,63
Pyren	2,71	2,57	1,14	1,2	0,89	0,59	0,26	0,26
Benz-a- anthracen	4,19	1,3	1,74	2,23	3,17	5,08	1,96	2,66
Chrysen	3,58	2,77	1,61	1,64	1,68	2,1	2,22	2,31
Benz-(b,K)- fluoranthener	5,92	4,17	2,51	4,72	3,95	3,34	2,08	2,13
Benz-e-pyren	1,36	1,59	0,43	0,78	0,65	0,24	0,21	0,15
Benz(a)pyren	1,86	1,73	0,61	1,12	1,1	0,09	0,49	0,22
Indeno-123- pyren	0,63	0,37	< 0,1	0,27	0,2	< 0,1	0,12	< 0,1
Sum	39,27	25,16	13,06	19,02	17,84	16,52	12,16	9,48

Det ses at indholdet af PAH indholdet er forholdsvis lavt med et samlet indhold på 10-20 ppm i samleprøverne 8 og 13.

5.4 BRÆNDVÆRDIER

Nedenfor er vist målte brændværdier i delprøver af koksfraktioner samt beregnede værdier ud fra C,H værdierne fra Tabel 5.3.1 og Tabel 5.3.3.

Eksempel på beregning af brændværdi delprøve 8:

$$\text{Brændværdi nedre} = 23,99\%C/100 \cdot 1000/12 \text{ g/mol} \cdot 393,5 \text{ KJ/mol} + 2,18\%/100 \cdot 1000/2 \text{ g/mol} \cdot 241,826 \text{ KJ/mol} = 10503 \text{ KJ/kg.}$$

Metoden giver normalt god overensstemmelse mellem beregnede og målte værdier for koksfraktioner hvor hovedandelen af brændbart består af lidt brint og et kulstof med en begrænset mængde organisk ilt. Brændværdien for phenol kan således beregnes med en nøjagtighed på ca. 1%.

Tabel 5.4.1 Brændværdi (nedre) i delprøver fra koksfraktioner i forsøg 1

	6	7	8
målt KJ/kg			9500
Beregnet KJ/kg	10919	10200	10503

Tabel 5.4.2 Brændværdi (nedre) i delprøver fra koksfraktioner i forsøg 2

	10	11	12	13
målt KJ/kg				13500
Beregnet KJ/kg	10107	14340	14891	13718

Der opnås en god overensstemmelse mellem målte og beregnede værdier for delprøve 8 og 13.

Brændværdier for delfraktionerne er omregnet til brændværdi i originale delfraktioner inden udsortering med korrektion for indhold af udsorterede ikke brandbare fraktioner af sten, keramik, metal etc.

For forsøg 1 3-6 mm og > 6mm er antaget en brændværdi svarende til delfraktion 6 (10919 KJ/kg) da C,H ikke er målt. Fraktionerne bidrager med <1% til den samlede brændværdi

For forsøg 2 > 6mm er antaget en brændværdi svarende til delfraktion 10 (10107 KJ/kg) da C,H ikke er målt. Fraktionen bidrager med <0,1% til den samlede brændværdi

Tabel 5.4.3 Beregnede brændværdi i delprøver fra koksfraktioner KJ/kg

	< 1mm	1-3 mm	3-6 mm	>6 mm	Samleprøve
Forsøg 1	10200	10284	3266	954	8283
Forsøg 2	14891	13547	6000	571	11024

Fines fraktionerne < 1 mm i forsøg 1 og forsøg 2 udgør henholdsvis 65 og 52% af den samlede koksfraktion. Den store andel af fines kan dels forklares ved, at den organiske del af shredderaffaldet under pyrolyseprocessen nedbrydes og falder fra hinanden, men også dels ved at forsøgssovnen på grund af dens opbygning har en tendens til at knuse materialet.

6 Olieanalyser og karakterisering

Olieanalyserne blev foretaget på følgende vis:

Prøverne blev sigtet idet der var en del klumper. Den resterende væskefase var efter omrystning delvis ustabil og separerede sig over tid i en vand og oliefase.

Figur 6.1 Oliefaser fra forsøg 1



Figur 6.1 Oliefaser fra forsøg 2



Vandindholdet af olie/vandfasen blev bestemt med Karl-Fischer titrering til:
 Forsøg 1: 40,5 vægt%
 Forsøg 2: 39,5 vægt%

Der blev målt brændværdi på de frasigtede klumper, mens dette ikke var analyseteknisk muligt på olie/vandfasen grundet et stort vandindhold ifølge laboratoriet

Tabel 6.1 Data for oliefaser

	Olie/vand forsøg 1	Klumper forsøg 1	Olie/vand forsøg 2	Klumper forsøg 2
Mængde g	3450	21,1	3244	13,3
C%	73,6	51,4	70,9	73,3
H%	9,6	8,5	9,6	10,5
N%	1,3	1,3	1,2	1,4
O%	3,1	16,3	2,8	8,3
Brændværdi KJ/kg	Ikke mulig – se senere	24865	Ikke mulig-se senere	29241

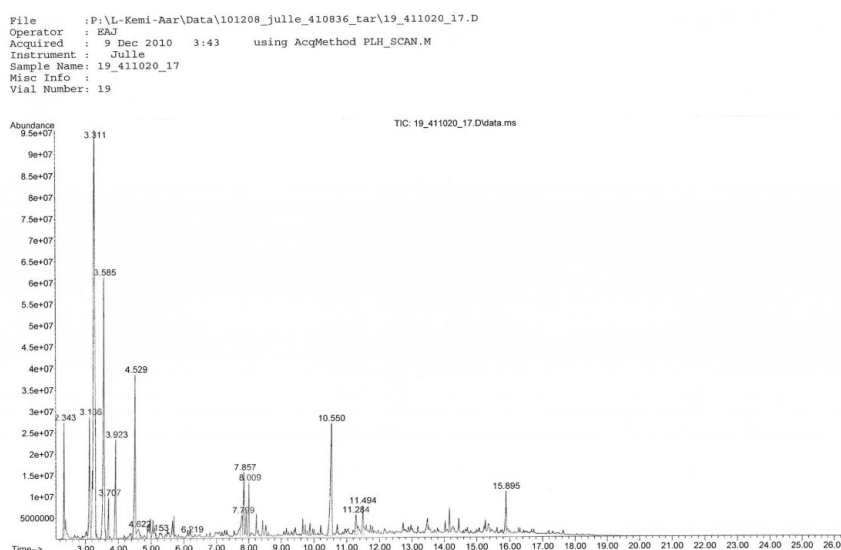
Data for CHNO og brændværdi er analyser foretaget på delprøver af de 4 ovenstående oliefaser

Data for CHNO er med en stor usikkerhed hvorfor der i det følgende benyttes en anden metode til bestemmelse af brændværdien i vand/oliefasen

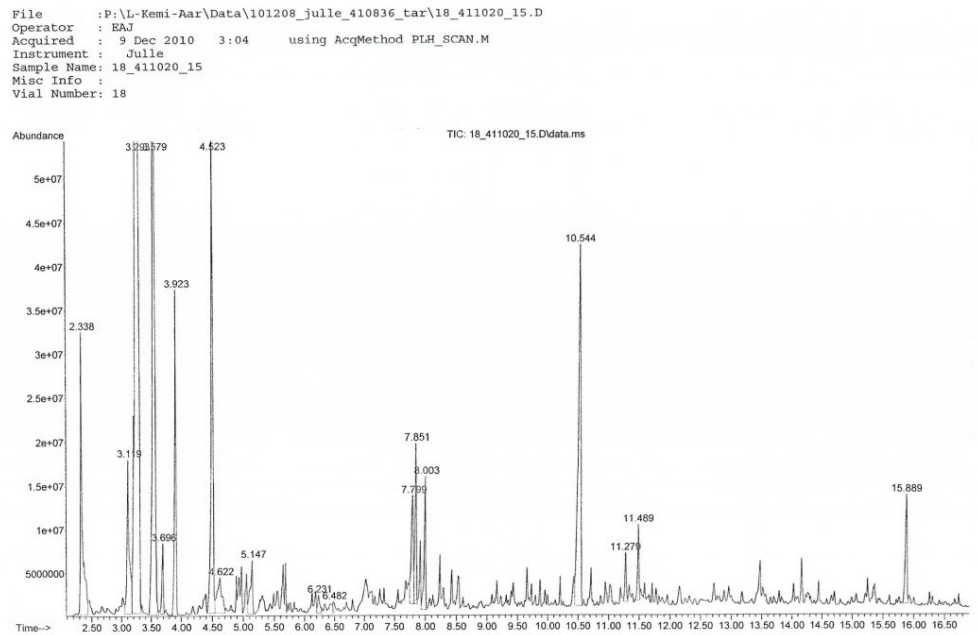
Olie/vand prøverne blev rystet og analyseret med GS/MS (gaschromatografi/massespektrometri) med intern standard af naphtalen. Nøjagtigheden i bestemmelsen af koncentrationer vil typisk være indenfor en størrelsesordenen på en faktor 2-3 når stoffernes reelle responsfaktorer ikke er kendt som i dette tilfælde. En nøjagtig kvantitativ analyse med brug af referencer for alle stoffer ligger uden for dette projekts analysebudget.

Kromatogrammer er vist nedenfor i figur 6.3 og 6.4.

Figur 6.3 Organiske stoffer i olie/vandfaser fra forsøg 1



Figur 6.4 Organiske stoffer i olie/vandfaser fra forsøg 2



Tabel 6.2 Screening for Organiske stoffer i olie/vandfraktioner

Stofnavn	cas nr.	Retentionstid Minutter	forsøg 1 mg/ml	forsøg 2 mg/ml
Ethylbenzen	100-41-4	3,29	327	227
1,3,5,7-Cyclooctatetraene	629-20-9	3,58	152	99
1,3-Dimethylpropane	1081-75-0	10,54	84	60
Methylstyren	98-83-9	4,52	78	54
Toluen	108-88-3	2,34	46	23
iso-propylbenzen	98-82-8	3,92	41	29
2,4-Dimethyl-1-hepten	19549-87-2	3,12	32	34
Benzenebutanenitril	2046-18-6	7,80	20	10
4,6,8-trimethyl-nonene	54410-98-9	7,85	19	18
Diisooctylphthalate	27554-26-3	15,89	17	13
4,6,8-trimethyl-nonene	54410-98-9	8,00	16	15
Phenol	108-95-2	4,62	15	7
Ethylhexanol	104-76-7	5,15	11	1
		11,49	9	11
3,3-Dimethyl-1-octene	74511-51-6	3,70	9	9
		11,28	6	8
Dimethylphenol	576-75-0	6,23	3	1
Naphthalen	91-20-3	6,48	1	1
SUM identificerede stoffer			886	620

Udgør % af alle stoffer			60	48
-------------------------	--	--	----	----

Baseret på analyseresultaterne for de 13 største toppe (svarende til 95% af de identificerede stoffer) er beregnet en sammensætning af CHNO som antages at gælde for den samlede prøve (hvoraf ca. halvdelen af stofferne ikke er identificeret).

Beregningen foretages ud fra en målt densitet på 0.90 g/ml

Eksempel:

I forsøg 1, tabel 6.2 er målt 46 mg toluen /ml svarende til 51,2 mg/g
 For toluen udgør kulstofandelen $51,2 \text{ mg/g} \cdot 7 \text{ C} \cdot 12 \text{ g/mol} / 92 \text{ (g/mol)} = 46,7 \text{ mg/g}$ (tabel 6.4)

For alle analyserede stoffer i forsøg 1 kan beregnes en kulstofandel på 853,8 mg/g. Ud fra den samlede stofmængde på 983,7 mg/g kan kulstofandelen C beregnes til 86,8%.

Tabel 6.3 Molmasser af identificerede stoffer

	C	H	N	O	Molmasse g/mol
Toluen	7	8			92
2,4-Dimethyl-1-hepten	9	18			126
Ethylbenzen	8	10			106
1,3,5,7-Cyclooctatetraene	8	8			104
3,3-Dimethyl-1-octene	0	0			0
iso-propylbenzen	9	12			120
Methylstyren	9	10			118
Phenol	6	6		1	94
Ethylhexanol	8	18		1	130
Dimethylphenol					0
Naphthalen					0
Benzenebutanenitril	10	11	1		145
4,6,8-trimethyl-nonene	12	24			168
4,6,8-trimethyl-nonene	12	24			168
1,3-Dimethylpropane	15	16			196
Diisooctylphthalate	24	38		4	390

Tabel 6.4 Beregning af C, H, N og O for stoffer i forsøg 1

	mg/g	mg C/g	mg H/g	mg N/g	mg O/g
Toluen	51,1	46,7	4,4	0,0	0,0
2,4-Dimethyl-1-hepten	35,1	30,1	5,0	0,0	0,0
Ethylbenzen	362,4	328,2	34,2	0,0	0,0
1,3,5,7-Cyclooctatetraene	169,1	156,1	13,0	0,0	0,0
3,3-Dimethyl-1-octene					
iso-propylbenzen	45,8	41,2	4,6	0,0	0,0
Methylstyren	86,4	79,1	7,3	0,0	0,0
Phenol	16,3	12,5	1,0	0,0	2,8
Ethylhexanol	12,1	9,0	1,7	0,0	1,5
Dimethylphenol					
Naphthalen					
Benzenebutanenitril	22,4	18,6	1,7	2,2	0,0
4,6,8-trimethyl-nonene	20,6	17,6	2,9	0,0	0,0
4,6,8-trimethyl-nonene	18,3	15,7	2,6	0,0	0,0
1,3-Dimethylpropane	92,7	85,1	7,6	0,0	0,0
Diisooctylphthalate	19,0	14,0	1,9	0,0	3,1
SUM mg/g	983,7	853,8	87,9	2,2	7,4
%	96,7	86,8	8,9	0,2	0,8

Tabel 6.5 Beregning af C, H, N og O for stoffer i forsøg 2

	mg/g	mg C/g	mg H/g	mg N/g	mg O/g
Toluen	25,8	23,5	2,2	0,0	0,0
2,4-Dimethyl-1-hepten	38,0	32,6	5,4	0,0	0,0
Ethylbenzen	251,5	227,7	23,7	0,0	0,0
1,3,5,7-Cyclooctatetraene	109,9	101,4	8,5	0,0	0,0
3,3-Dimethyl-1-octene					
iso-propylbenzen	32,1	28,9	3,2	0,0	0,0
methylstyren	59,6	54,5	5,0	0,0	0,0
Phenol	7,7	5,9	0,5	0,0	1,3
Ethylhexanol	1,1	0,8	0,2	0,0	0,1
Dimethylphenol					
Naphthalen					
Benzenebutanenitril	11,6	9,6	0,9	1,1	0,0
4,6,8-trimethyl-nonene	19,7	16,9	2,8	0,0	0,0
4,6,8-trimethyl-nonene	16,5	14,1	2,4	0,0	0,0
1,3-Dimethylpropane	66,5	61,1	5,4	0,0	0,0
Diisooctylphthalate	14,3	10,6	1,4	0,0	2,4
SUM mg/g	688,0	587,7	61,6	1,1	3,8
%	95,1	85,4	9,0	0,2	0,6

Da N,O er lille kan den nedre brændværdi estimeres ud fra C (86%),H (9%) ret sikkert.

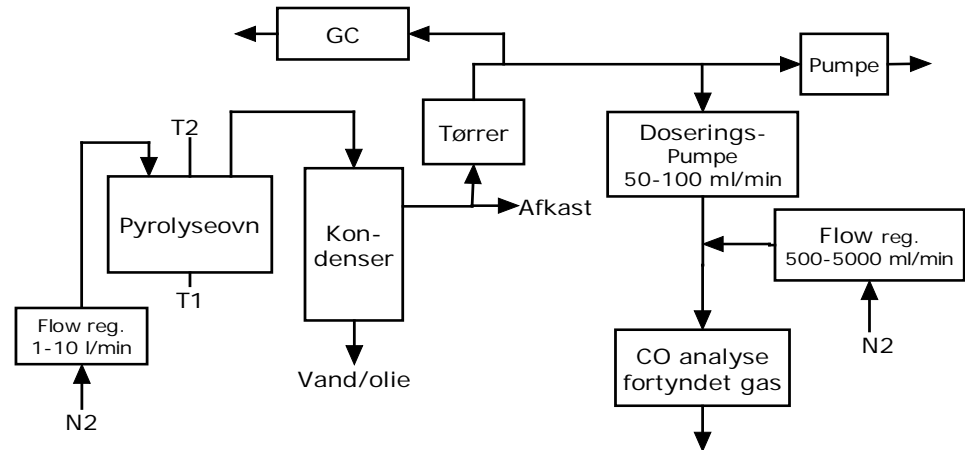
Brændværdien er beregnet til følgende værdier for forsøg 1 og forsøg 2
ca. 39000 KJ/kg for den organiske del af olie/vand fasen eller
ca. 22000 KJ/kg for den blandede våde olie/vandfase

Hvis der sammenlignes med målte brændværdier for klumper i tabel 6.1 var brændværdien af disse 25000-30000KJ/kg hvilket er sammenligneligt med de beregnede data ovenfor da klumperne vurderes at have indeholdt en vis mængde vand.

7 Gasanalyser og karakterisering

En skitse over on-line analyse af procesgassen er vist på figur 7.1.

Figur 7.1 On-line analyse af procesgas fra pyrolyse af shredderaffald



Der doseres en kendt mængde N₂ til pyrolyseovnen via en kalibreret flowregulator. Dette benyttes senere til beregning af flow af producerede gasser.

Gassen fra pyrolyseovnen ledes til en kondenser via et kølerør. Fra kondenseren kan aftappes kondenseret vand og oliefase til senere analyse.

Fra kondenseren ledes gassen via en tørreflaske til prøveudtag til mikroGC og videre til en gasfortyndingsenhed. Afgangen fra pyrolyseovn, kondenseren og udtag til gasanalyse er vist på fig. 3.2.

Gasfortyndingsenheden består af en kalibreret gaspumpe der suger en mindre justerbar delstrøm af procesgassen på 50-100 ml/min. Delstrømmen fortyndes med en programmerbar strøm af kvælstof på 500-5000 ml/min. Herefter måles CO på gassen on-line med en kalibreret røggasmåler der kan måle op til ca. 1% CO.

MikroGCen benyttes til on-line analyse af H₂ indhold, CO₂ indhold, methan og eventuelle højere kulbrinter, samt analyse af kvælstofindholdet med benyttelse af argon som bæregas, samt 2 kolonner. GCen kalibreres før og efter forsøget med referencegasser.

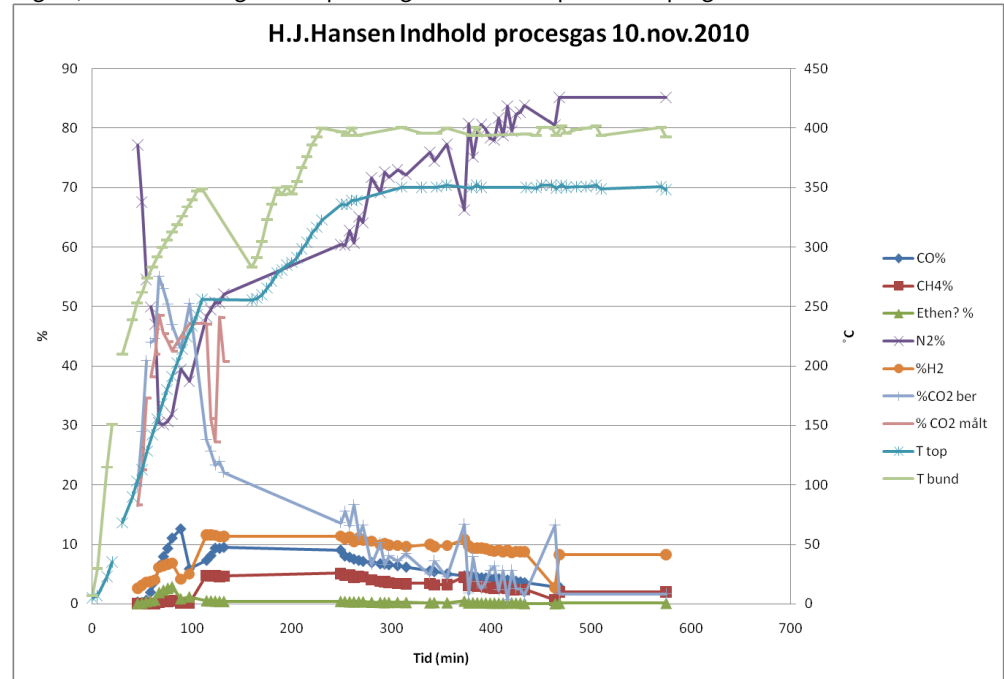
Ud fra det analyserede kvælstofindhold og det tilførte kvælstofflow kan koncentrationer af procesgasser ekskl. den doserede mængde kvælstof samt produceret gasmængde over tid beregnes.

7.1 ANALYSERESULTATER

På figur 7.2 er vist indholdet af gasser i den tørrede procesgas fra pyrolysen ved forsøg 1. Der blev kvantificeret indhold af H₂, CO, CO₂, CH₄ og formodentlig ethen.

De brændbare gasser er på volumen eller molbasis primært brint og kulmonoxid samt en mindre mængde methan og formentlig ethen (Brint og kulmonoxid er de forventede dominerende brændbare gasser ved pyrolyseprocesser).

Figur 7.2 Indhold af gasser i procesgas, samt temperatur top og bund



Det ses at gasproduktionen er størst ved ca. en time efter opstart hvilket ses af en lav kvælstofkoncentration.

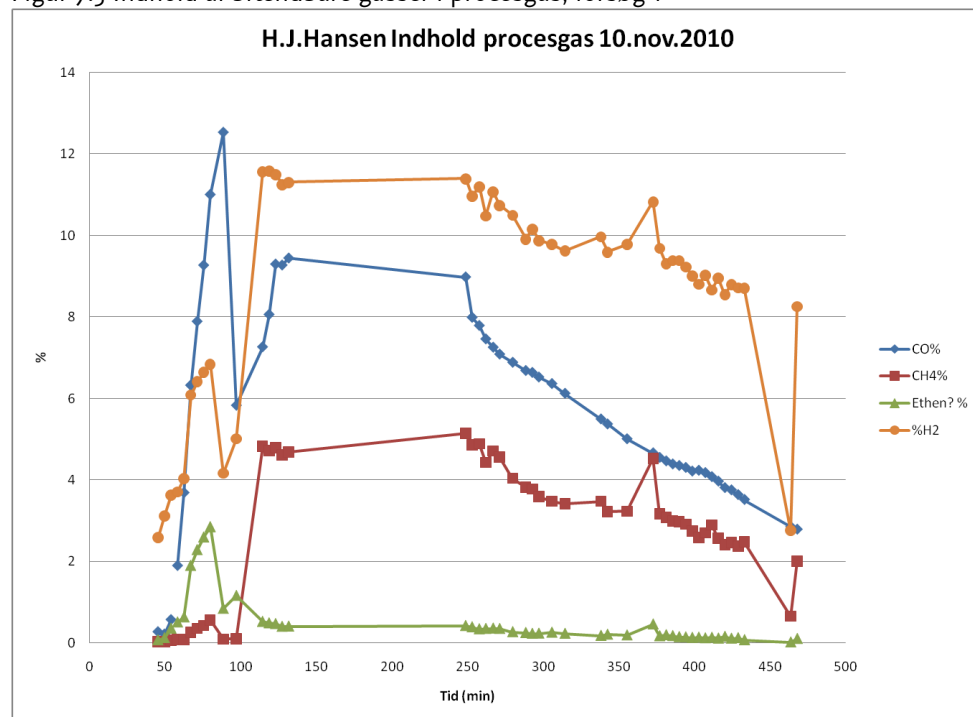
Grundet strømafbrydelse er der ingen data fra ca. kl 10 (130 minutter) og ca. 2 timer frem. Ved genopstart var termoelement i kolonnen som bruges til analyse af CO₂ kortsluttet hvorfor der kolonnen blev afbrudt. Der er derfor beregnet CO₂ koncentrationer ud fra en molbalance (volumen) balance.

$$\text{Volumen \% CO}_2 = 100 - \text{CO} - \text{CH}_4 - \text{Ethan} - \text{H}_2$$

Det ses at den beregnede mængde CO₂ stemmer rimeligt med måledata i den periode hvor kolonnen var i drift.

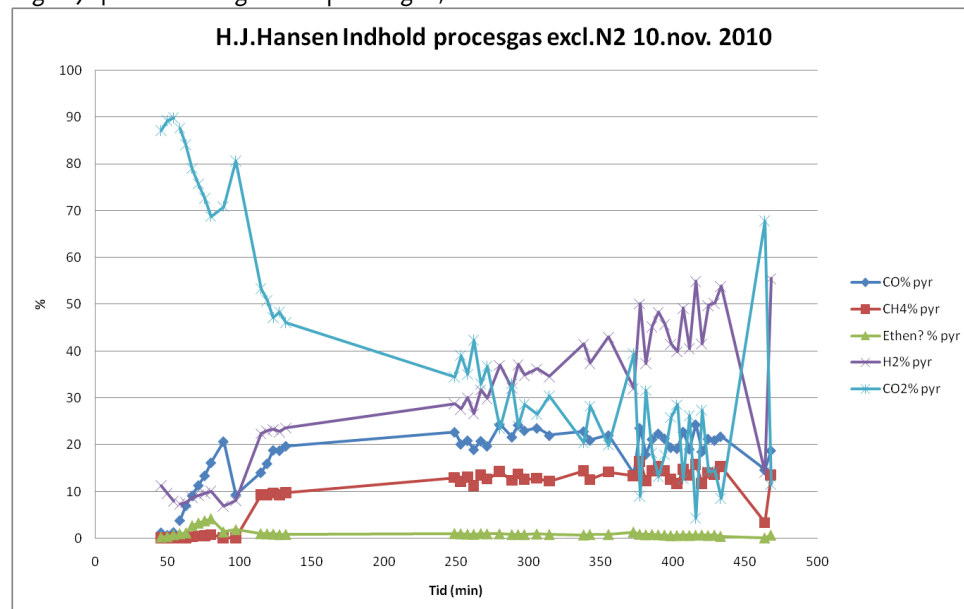
På fig. 7.3 er vist indholdet af brændbare gasser i forsøget.

Figur 7.3 Indhold af brændbare gasser i procesgas, forsøg 1



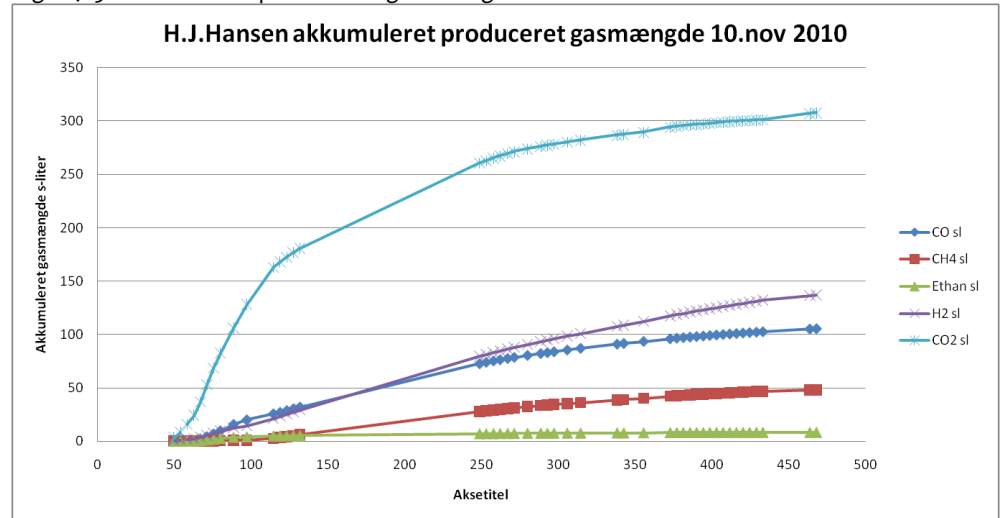
På figur 7.4 er vist indholdet af gasser ekskl. den tilsatte mængde kvælstof

Figur 7.4 Indhold af gasser i procesgas, ekskl. kvælstof



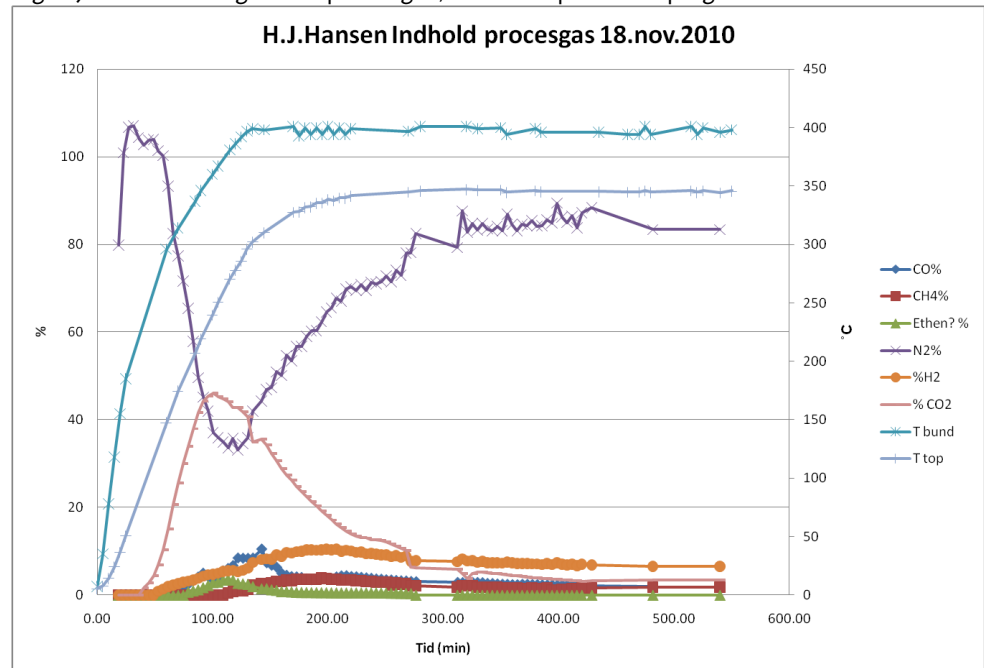
På figur 7.5 er vist den akkumulerede producerede gasmængde

Figur 7.5 Akkumuleret produceret gasmængde



På figur 7.6 er vist indholdet af gasser i den tørrede procesgas fra pyrolysen ved forsøg 2. Der blev kvantificeret indhold af H₂, CO, CO₂, CH₄ og formodentlig ethen. Stoffet blev ikke kvantificeret men ud fra interne referencer af ethan, propan mm. samt at ethen er et nedbrydningsprodukt fra polyethylen er det sandsynligt at stoffer er ethen.

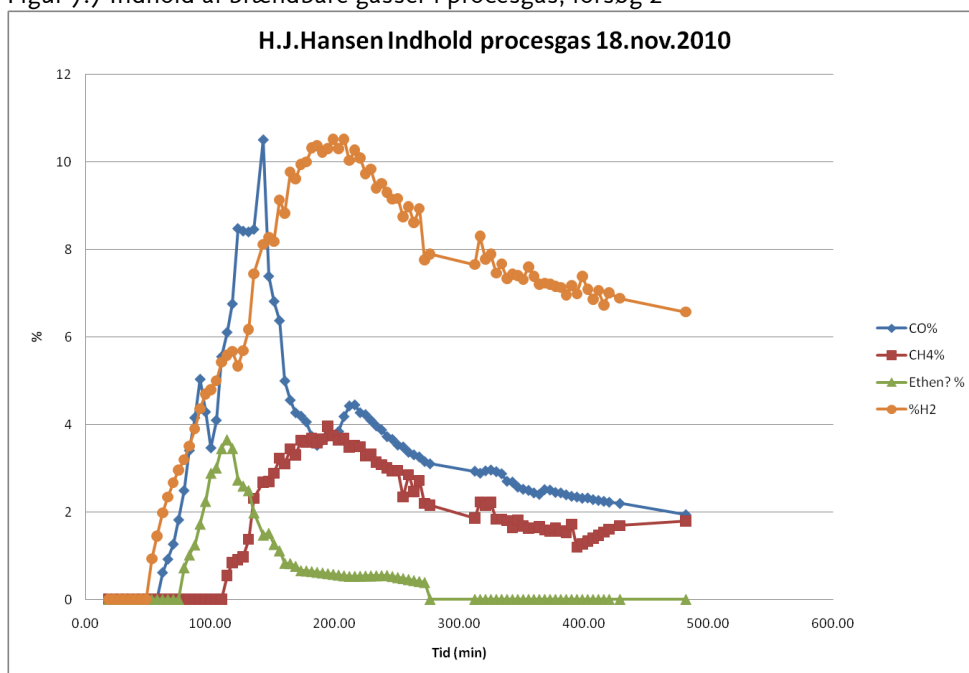
Figur 7.6 Indhold af gasser i procesgas, samt temperatur top og bund



Det ses at gasproduktionen er størst ved ca. en time efter opstart hvilket ses af lav kvælstofkoncentration.

På figur 7.7 er vist indholdet af brændbare gasser i forsøget.

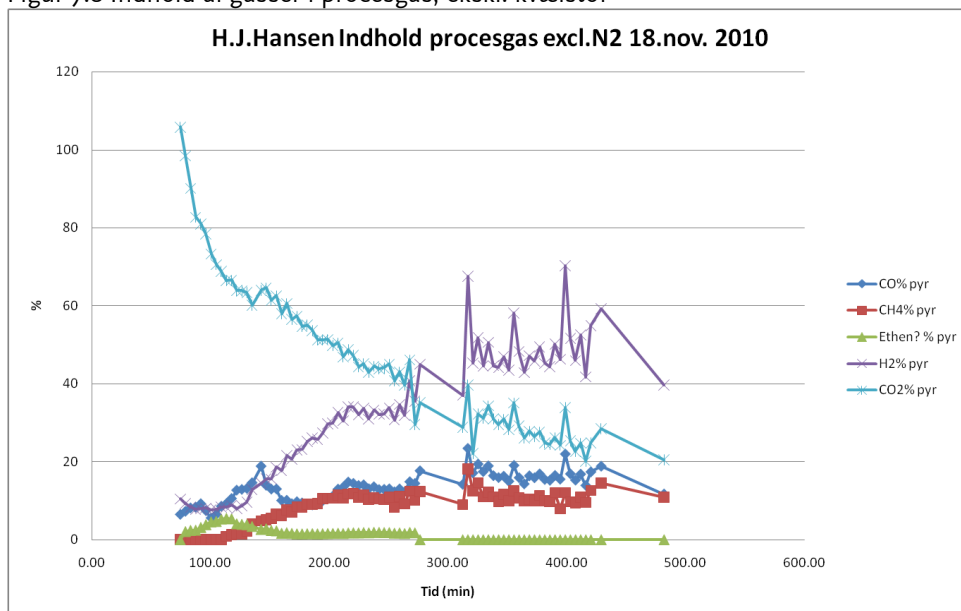
Figur 7.7 Indhold af brændbare gasser i procesgas, forsøg 2



FIGUR7.7 INDHOLD AF BRÆNDBARE GASSER I PROCESGAS (H₂,CO,CH₄,ETHEN)

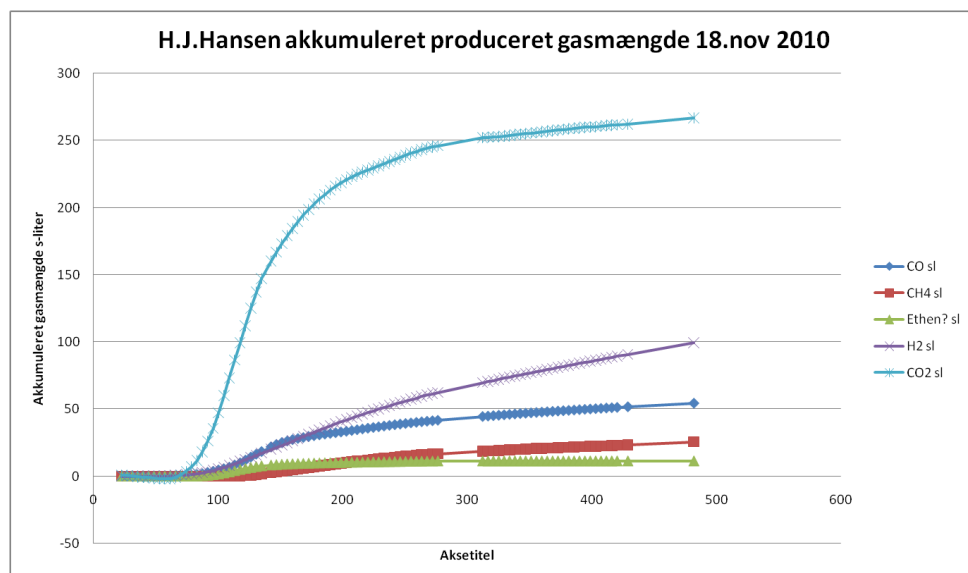
På figur 7.8 er vist indholdet af gasser ekskl. den tilsatte mængde kvælstof

Figur 7.8 Indhold af gasser i procesgas, ekskl. kvælstof



På figur 7.9 er vist den akkumulerede producerede gasmængde.

Figur 7.9 Akkumuleret produceret gasmængde



Brændværdien kan beregnes ud fra mængderne af brændbare gasser og disses brændværdi. De nedre brændværdier er beregnet med programmet Outokumpu HSC Chemistry 5.11 (<http://www.hsc-chemistry.net/>)

Tabel 7.1 Forsøg 1

	CO	CH4	Ethen	H2	CO2	SUM
M (g/mol)	28	16	30	2	44	0
sum l	112,8	53,1	8,8	158,8	312,4	645,9
g gas	141,0	37,9	11,7	14,2	613,2	817,9
mol gas	5,0	2,4	0,4	7,1	13,9	28,8
Nedre brændværdi KJ/mol	283,0	802,4	1323,0	241,8		
KJ	1424,5	1901,4	516,6	1713,2		5555,7
Indhold %	17,2	4,6	1,4	1,7	75,0	99,9

Brændværdien er pr m³ gas 8601 kJ. M:molvægt

Tabel 7.2 Forsøg 2

	CO	CH4	Ethen	H2	CO2	SUM
M (g/mol)	28	16	30	2	44	0
sum l	57,3	28,3	11,5	109,0	276,1	482,3
g gas	71,6	20,2	15,4	9,7	542,0	659,0
mol gas	2,6	1,3	0,5	4,9	12,3	21,5
Nedre brændværdi KJ/mol	283,0	802,4	1323,0	241,8		
KJ	723,5	1012,7	680,1	1176,2		3592,6
Indhold %	10,9	3,1	2,3	1,5	82,2	100

Brændværdien er pr m³ gas 7449 kJ

Konklusion

Samlet opnås i de 2 forsøg en gas med ca. 50 volumen % kuldioxid og resten brændbare gasser baseret på en tør gas.

De brændbare gasser er på volumen eller molbasis primært brint og kulmonoxid samt en mindre mængde methan og formentlig ethen (Brint og kulmonoxid er de forventede dominerende brændbare gasser ved pyrolyseprocesser).

Sammenlignes kvaliteten af den dannede gas med gengas fremstillet af træ kan man konstatere, at sammensætningen af pyrolysegassen ligner gengassen. Dog er indholdet af kulmonooxid og brint lavere, men methan er lidt højere. Brændværdien for gengas er typisk $5,9 \text{ MJ/m}^3$, altså lidt lavere end pyrolysegasens $8,6$ og $7,4 \text{ MJ/m}^3$.

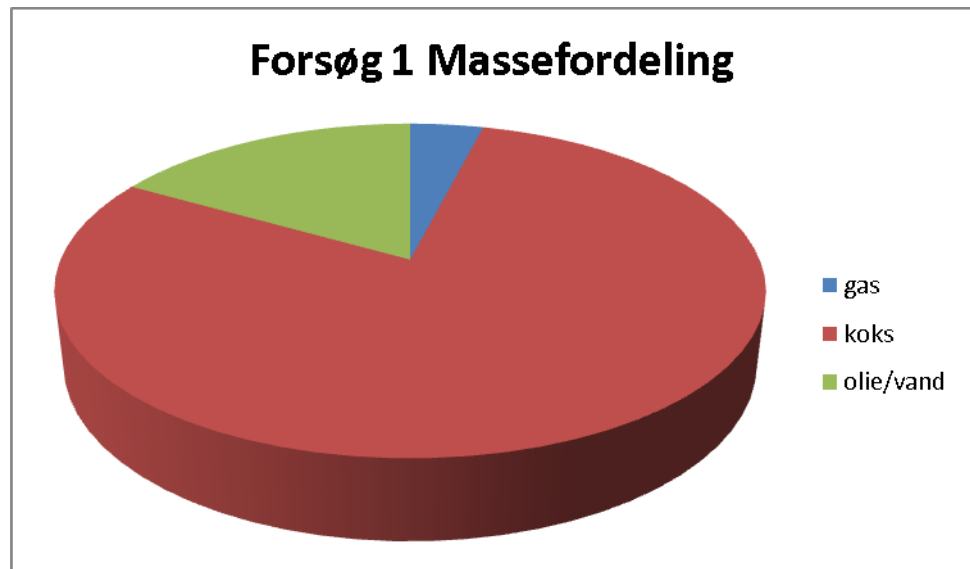
8 Masse og energibalancer

8.1 MASSEBALANCER

Nedenfor i tabel 8.1.1 og 8.1.2 er vist massebalancer for henholdsvis forsøg 1 og forsøg 2.

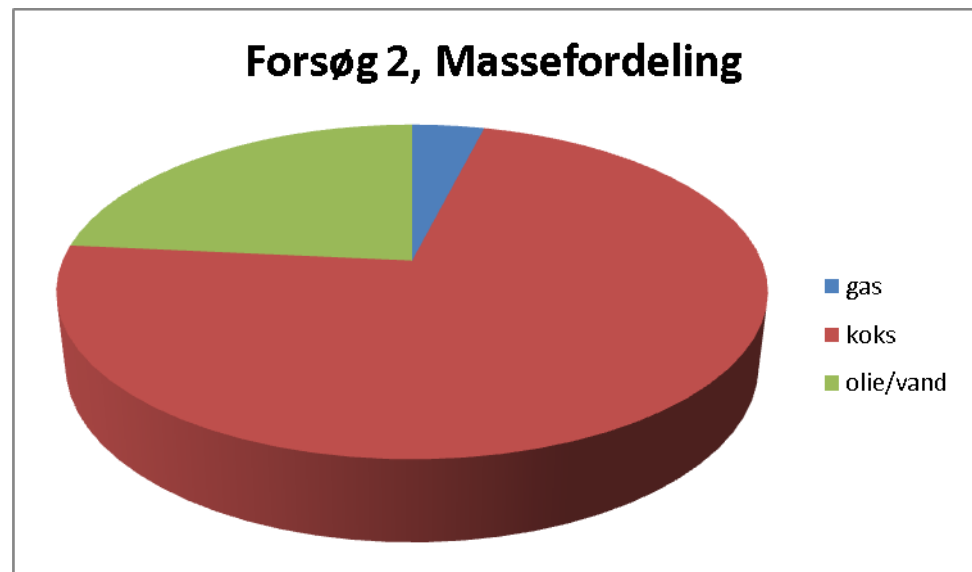
Tabel 8.1.1 Forsøg 1

	masse	g	% af sum
Gas	818		3,80
Koks (inkl. metaller og mineraler)	16267		75,49
olie/vand	3450		16,01
tab koks 5%	813		3,77
tab kondens rør vaskefl	200		0,93
Sum	21548		
SR:	21916		
dif %	1,68		



Tabel 8.1.2 Forsøg 2

	Masse g	% af sum
Gas	542	3,73
Koks (inkl. metaller og mineraler)	10029	69,09
olie/vand	3244	22,35
tab koks 5%	501	3,45
tab kondens rør vaskefl	200	1,38
Sum	14517	
SR:	15244	
dif %	4,77	



I de fraførte fraktioner kan beregnes et samlet tab i forsøg 1 på 6% og i forsøg 2 på 9% af vægten i det tilførte shredderaffald.

8.2 KULSTOFBALANCER

8.2.1 Kulstofbalancer for delfraktioner

Vedrørende prøvetagning forventes at koksfraktioner er forholdsvis homogene. Nedenfor er vist summen af kulstof i delfraktioner af koks (3-7) samt i delprøven 8.

Det ses at mængden af kulstof er overensstemmende i analysen for prøve 8 og ud fra summen af delfraktionerne.

Tabel 8.2.1 Kulstof i fraktioner (g) Forsøg 1

7	6	5	3,4	8
2487,89	755,31	14,75	2,95	3402,71
			sum del fraktioner 3,4,5,6,7	3260,90

Tabel 8.2.2 Kulstof i fraktioner (g) Forsøg 2

12	11	10	9	13
1764,8	668,9	87,6	1,0	2523,3
			sum del fraktioner 9,10,11,12	2522,3

8.2.2 Korrektion af målte værdier af kulstof og brændværdi.

Som angivet i afsnit 2.3 er bestemmelsen af C,H for shredderaffald behæftet med stor usikkerhed.

Ligeledes er bestemmelsen af brændværdier for shredderaffaldet behæftet med usikkerhed.

I det følgende er foretaget en korrektion af C, H for forsøg 1 og 2 samt brændværdien for forsøg 1:

Følgende antagelser er benyttet ved korrektionen:

- Det antages at forskellen i brændværdi i forsøg 1 og 2 bestemmes af fines og dermed askeindholdet mens det organiske indhold er nogenlunde ens.
- Brændværdi af forsøg 2 (uden fines) anvendes som målt.
- Brændværdi forsøg 1 = Brændværdi forsøg 2 * askeindhold forsøg 1 / askeindhold forsøg 2
- Målte % forhold mellem C og H bevares
- C i forsøg 2 justeres
- C i forsøg 1 = C i forsøg 2 * askeindhold forsøg 1 / askeindhold forsøg 2
(Askeindhold forsøg 1 / askeindhold forsøg 2 = 36,4 / 52,5 = 1 / 1,43 = 0,7)

Der foretages et mindste kvadraters fit (SAK) på summen af kvadraterne af følgende differencer

- Målt minus beregnet brændværdi af shredderaffald forsøg 2
- Kulstof (input) – kulstof output forsøg 1
- Kulstof (input) – kulstof output forsøg 2

Den optimale værdi af kulstof forsøg 2 er 36,0 vægt%. Herved opnås følgende

Tabel 8.2.3 Forsøg 1 korrigerede værdier

	Anvendt værdi for forsøg 1	Målt værdi for forsøg 1
C %	25,0	16,12
H %	3,2	2,09
BV nedre korrigeret måleværdi KJ/kg	11951	16091
BV nedre beregnet KJ/kg	12098	
tab %	0,0	
g original estimate	21916	
% til BV bestemmelse	90,0	
BV nedre KJ/kg i original prøve	10752	
BV fraktion KJ i original	235648	
C (g)	4922	

Tabel 8.2.4 Forsøg 2 korrigerede værdier

	Anvendt værdi for forsøg 2	Målt værdi for forsøg 2
C %	36,0	46,79
H %	5,2	6,75
BV nedre målt KJ/kg	17237,0	17237
BV nedre beregnet KJ/kg	18085	
tab %	0,0	
g original estimate	15244	
% til BV bestemmelse	86,9	
BV nedre KJ/kg i original prøve	14981	
BV fraktion KJ i original	228365	
C (g)	4770	

Beregningseksempel

C% i forsøg 2 er fittet til 36% som giver den mindste værdi af SAK

H% for forsøg 2 beregnes ud fra det målte forhold = $36/46,79\% \cdot 6,75\% = 5,2\%$

C% for forsøg 1 = $36\% \cdot 36,4/52,5 = 25\%$

BV forsøg 1 = $16091 \cdot 36,4/52,5 = 11951$ KJ/kg.

I tabellen er samtidig vist beregnede brændværdier ud fra C,H.

De beregnede brændværdier er baseret på indholdet af kulstof og brint som vist. Der bør være en større usikkerhed i beregningen end for koksfraktionerne da indholdet af organisk ilt og komplekse organiske molekyler i shredderaffaldet er langt større end i koks.

Eksempel for forsøg 2:

Brændværdi nedre = $36\%C/100 \cdot 1000/12$ g/mol $\cdot 393,5$ KJ/mol
 $+ 5,2\%/100 \cdot 1000/2$ g/mol $\cdot 241,826$ KJ/mol = 18085 KJ/kg.

Det ses at de beregnede brændværdier for shredderaffald for forsøg 1 og forsøg 2 stemmer med de målte inden for 5% efter korrektionen.

8.2.3 Kulstof balancer for alle fraktioner

I det følgende er beregnet indholdet af kulstof i de 3 udgående faser koks, olie og gas samt i det tilførte shredderaffald

Tabel 8.2.5 Kulstofbalance Forsøg 1

C olie (gram)	1796,8
C gas (gram)	265,4
C koks (gram)	3402,7
SUM	5464,9
Input (gram)	4921,6
diff %	-11,0

Tabel 8.2.6 Kulstofbalance Forsøg 2

C olie (gram)	1662,2
C gas (gram)	206,0
C koks (gram)	2523,3
SUM	4391,5
Input (gram)	4769,5
diff %	7,9

Afviselserne i kulstofbestemmelsen er +8/-11 %.

8.3 KORREKTION AF GRUNDSTOFINDHOLD I SHREDDERAFFALD OG MASSEBALANCE FOR UDVALGTE ELEMENTER

I afsnit 5.3 blev konstateret en væsentlig højere klorconcentration i koksfraktionerne end i shredderaffaldet. Der er foretaget en genbestemmelse af sammensætning i samleprøverne med shredderaffald fra forsøg 1 og forsøg 2.

Dels er udført analyser af henholdsvis forside og bagside af de pressede prøvetabletter og endvidere er foretaget en analyse af shredderaffald på en forasket prøve som inden foraskning blev behandlet med ammoniak. Ved at behandle shredderaffaldet med ammoniak forhindres at klor forsvinder som saltsyre ved foraskningen.

Ud fra de korrigerede værdier af C,H, organisk O og N er foretaget en genberegning af grundstofindholdet i shredderaffaldet baseret på analyserne i afsnit 2.3.

Tabel 8.3.1 Genberegnet indhold af grundstoffer i shredderaffald ud fra analyser i afsnit 2.3 (vægt%)

Element	Forsøg 1 med fines	Forsøg 2 uden fines
C	24,96	36,00
H	3,24	5,19
N	0,50	0,80
org O	18,90	14,90
Uorg O	19,07	19,50
Fe	11,82	10,17
Si	6,92	4,63
Ca	4,05	3,64
Zn	3,03	3,06
Al	1,67	1,45
Mg	0,80	0,69
Na	0,89	0,67
Ti	0,61	0,51
Cl	0,84	1,13
S	0,72	0,70
K	0,40	0,32
P	0,16	0,13
Br	0,35	0,13
Ba	0,30	0,33
Cu	0,19	0,26
Pb	0,17	0,18
Mn	0,14	0,13
Sb	0,10	0,04
Cr	0,06	0,05
Zr	0,04	0,03
Ni	0,03	0,03
Sr	0,02	0,02
Sn	0,02	0,02
As	0,02	0,01

Klorindholdet er 0,8 til 1 %

Tabel 8.3.2 Indhold af grundstoffer i shredderaffald ud fra repeterede analyser (vægt%)

Element	Forsøg 1 SR side 1	Forsøg 1 SR side 2	Forsøg 2 SR side 1	Forsøg 2 SR side 2
C	24,96	24,96	36,00	36,00
H	3,24	3,24	5,19	5,19
N	0,50	0,50	0,80	0,80
org O	18,90	18,90	14,90	14,90
Uorg O	18,51	19,69	19,68	20,94
Fe	12,88	11,54	7,49	6,98
Si	4,64	6,97	3,48	5,10
Ca	4,85	3,92	3,04	2,77
Zn	4,20	3,69	2,74	1,73
Al	1,58	1,89	1,13	1,46
Mg	0,84	0,86	0,71	0,69
Na	0,64	0,89	0,56	0,73
Ti	0,65	0,60	0,75	0,53
Cl	0,93	0,49	1,03	0,48
S	0,65	0,57	0,49	0,42
K	0,49	0,31	0,26	0,30
P	0,25	0,11	0,11	0,14
Br	0,05	0,02	0,05	0,01
Ba	0,30	0,20	0,26	0,14
Cu	0,28	0,17	0,77	0,35
Pb	0,27	0,17	0,27	0,11
Mn	0,15	0,14	0,09	0,09
Sb	0,05	0,02	0,05	0,03
Cr	0,05	0,03	0,03	0,03
Zr	0,04	0,04	0,03	0,02
Ni	0,04	0,04	0,03	0,02
Sr	0,03	0,02	0,03	0,01
Sn	0,03	0,02	0,02	0,01

Klorindholdet i de repeterede prøver i tabel 8.3.2 er 0.5-1% som er på niveau med analyserne i første forsøg. Der er en væsentlig usikkerhed som afhænger af inhomogenitet i fordelingen af materialeindholdet.

Tabel 8.3.3 Indhold af grundstoffer i shredderaffald ud fra repeterede analyser på aske (vægt%)

Element	Forsøg 1 forasket	Forsøg 2 forasket	Forsøg 1 omregnet til shredderaffald	Forsøg 2 omregnet til shredderaffald
Uorg O	37,10	36,50		
Fe	19,62	17,85	8,81	8,01
Si	12,50	12,85	5,61	5,77
Ca	8,29	9,07	3,72	4,07
Zn	6,41	4,53	2,88	2,03
Al	3,62	3,12	1,63	1,40
Mg	2,33	3,33	1,05	1,50
Na	1,17	1,09	0,53	0,49
Ti	1,30	1,47	0,58	0,66
Cl	2,25	4,99	1,01	2,24
S	1,36	1,24	0,61	0,56
K	0,80	0,72	0,36	0,33
P	0,37	0,27	0,16	0,12
Br	0,05	0,03	0,02	0,01
Ba	0,57	0,42	0,26	0,19
Cu	1,28	1,67	0,57	0,75
Pb	0,34	0,29	0,15	0,13
Mn	0,24	0,23	0,11	0,10
Sb	0,05	0,07	0,02	0,03
Cr	0,11	0,08	0,05	0,04
Zr	0,07	0,04	0,03	0,02
Ni	0,06	0,05	0,03	0,02
Sr	0,05	0,04	0,02	0,02
Sn	0,05	0,03	0,02	0,01

De foraskede prøver giver et klorindhold som omregnet til indholdet i shredderaffald svarer til 1 til 2 %. Afvigelsen i denne og forestående tabel viser at der er en faktor 2 i usikkerhed på klorbestemmelsen. Således bestemmes ca. 1% i indhold i middel men med værdier fra 0.5-2%. Forskellen formodes at skyldes en ikke repræsentativ fordeling af klorholdigt materiale som plastpartikler af PVC ved prøvetagningen herunder fra en fraktion af 3 mm store grovneddelte plastpartikler.

Der er udført massebalancer for jern og silicium baseret på analyseresultaterne af de repeterede analyser idet det er antaget at elementerne i shredderaffaldet udelukkende kan genfindes i koksfraktionen samt at tabet ved udtagning af koksfraktioner er 5 % som også anvendt ved de totale massebalancer:

Tabel 8.3.4 Massebalancer for jern og silicium (kun fine partikler) forsøg 1

	Shredderaffald	Koksfraktion	
g i fraktion	90,00	87,2	
% af fraktion analyseret	21916,00	16267,00	
antaget tab %	0	5	
Element	g	g	% afv
Fe	2408,7	2224,8	-7,6
Si	1145	1179,6	3,0
Zn	778,4	686,8	-11,8
Cl	140,2	731,6	422

Tabel 8.3.5 Massebalancer for jern og silicium (kun fine partikler) forsøg 2

	Shredderaffald	Koksfraktion	
g i fraktion	86,90	81,7	
% af fraktion analyseret	15244,00	10029,30	
	0	5	
Element	g	g	% afv
Fe	958,4	1060,9	10,7
Si	568,3	569,3	0,2
Zn	296,1	301,9	2,0
Cl	100,0	457,1	357

Balancerne for jern og silicium og zink stemmer indenfor ca. 12%. For elementerne Ca, Al, Mg, Na, Ti, S, K, P, Cu, Pb, Ni, Sn er afvigelsen varierende med op til 80% afvigelse. Klor skiller sig imidlertid ud med en afvigelse på 400% grundet et meget højere analyseret indhold i koksfraktionerne.

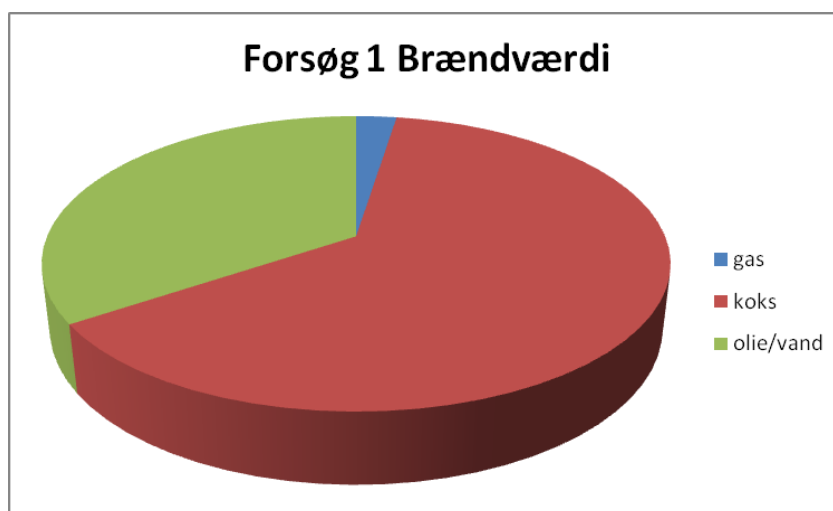
Da massebalancen stemmer tilfredsstillende for de fleste andre elementer vurderes det høje analyserede klorindhold i koksfraktionerne at skyldes nogle enkelte klumper af fx PVC eller andet klorholdigt materiale fx klorholdigt fiberarmeret plast som har været til stede i materialet tilsat pyrolyseovnen i forsøg 1 og forsøg 2 men som ikke findes i de udtagne delprøver af shredderaffald.

8.4 ENERGIBALANCER

Der er beregnet nedre brændværdi for de udgående fraktioner af koks, olie og gas samt det tilførte shredderaffald.

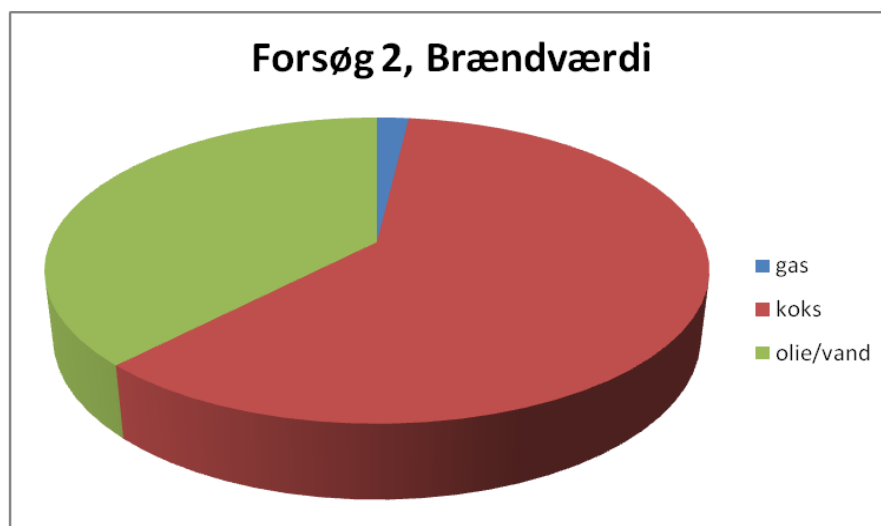
Tabel 8.4.1 Energiindhold i udgående strømme Forsøg 1. 21916 g shredderaffald (SR)

	BV (KJ)	BV %	BV pr. kg SR KJ/kg
Gas	5556	2,5	254
Koks	141229	63,2	6444
olie/vand	76814	34,4	3505
Sum	223599		10203
SR:	235647		10752
dif %	5,1		5,1



Tabel 8.4.2 Energiindhold i udgående strømme Forsøg 2. 15244 g shredderaffald (SR)

	BV (KJ)	BV %	BV pr. kg SR KJ/kg
Gas	3593	1,8	236
Koks	117210	60,3	7689
olie/vand	73577	37,9	4827
Sum	194380		12751
SR:	228365		14981
dif %	14,9		14,9



I nedenstående tabel sammenlignes forskel i brændværdi og masse i tilførte og fraførte fraktioner.

Tabel 8.4.3 Sammenligning af energiindhold og masse i tilførte og fraførte fraktioner

	Forskel i brændværdi tilført/fracført %	Forskel i masse tilført/fracført %
Forsøg 1	5	6
Forsøg 2	15	9

8.5 DISKUSSION AF RESULTATERNE

Shredderaffald er et komplekst sammensat affald med store variationer i indholdet afhængig af formaterialet til shredderen. Selvom der er udvist stor omhyggelighed i forbindelse med udtagning og blanding af forsøgsmaterialet, må vi erkende, at der som det fremgår af det tidligere i dette afsnit visse uoverensstemmelser i resultaterne.

De væsentligste årsager til afvigelser og uoverensstemmelser skal findes i følgende årsager:

- Det analyserede shredderaffald er ikke den samme prøve, som der er anvendt til pyrolyseforsøgene.
- Shredderaffald er meget uhomogent, hvilket giver relativ stor usikkerhed i grundstofbestemmelse og bestemmelse af brændværdi.
- De forskellige koksfraktioner er væsentlig mere homogene, hvilket giver en noget større analysesikkerhed.
- Klorbalancen eller ubalance mellem shredderaffaldets indhold af klor og koksfraktionens indhold af klor kan kun forklares ved, at der i forsøgsmaterialet ved en tilfældighed har været mere klorholdigt materiale end normalt.
- Det relativt store materiale tab under håndtering af specielt koksfraktionen skyldes en stor mængde af meget finkornede partikler, der var ekstremt støvende. Dette forhold må man naturligvis have fokus på ved en evt. bygning af et kommercielt anlæg.

8.6 DE VÆSENTLIGSTE RESULTATER

De væsentligste karakteristika for shredderaffald og produkterne fra pyrolyseforsøgene gengives i det følgende:

Tabel 8.6.1 Brændværdier og aske

	SR	Gas	Olie	Koks	Støv	Aske
	KJ/kg SR	KJ/kg SR	KJ/kg SR	KJ/kg SR	KJ/kg SR	% af SR
Forsøg 1	10752	254	3505	6444	479	64,74
Forsøg 2	14981	236	4827	7689	719	53,73

Som nævnt under massebalancer kan det meste af den tabte masse forklares med tab af koks og oliefase i forbindelse med fjernelse af fraktionerne.

I tabel 8.6.1 er brændværdierne for materiale tabene fra tabel 8.1.1 og tabel 8.1.2 medtaget som støv og udregnet med de respektive brændværdier for koksfraktionerne < 1 mm.

Tabel 8.6.2 Indhold af jern, metaller og mineraler i SR og koks

	SR forsøg 1	SR forsøg 2	Koks forsøg 1	Koks forsøg 2
	% af SR	% af SR	% af SR	% af SR
Fe	1,5	1,2	1,4	2,4
Cu			1,1	1,7
Mix metal	2,5	3,7	1,0	1,4
Dåser Al	0,5	0,8	1,2	1,4
Elektronik	1,1	3,1		
Mineraler	4,4	4,3	2,2	3,1

Årsagerne til, at vi har udført forsøg både med shredderaffald indeholdende fines og shredderaffald, hvor fines er sigtet fra er følgende antagelser:

- For en given anlægskapacitet, f.eks. 80.000 ton/år vil mulighederne for genvinding af jern og metaller være større ved behandling af shredderaffald uden fines.
- De fleste tungmetaller som bly, zink, cadmium og kobber findes primært som oxider i fines, og hvis disse sigtes fra vil koksen bedre kunne anvendes til f.eks. cementproduktion.

Den første antagelse har vist sig at være rigtig. De fleste frie metaller findes i den grove fraktion, hvilket også fremgår af tabel 8.6.2.

Den sidste antagelse har ikke kunnet eftervises. Indholdet af kobber og bly ligger på samme niveau i de to forsøg. Der er lidt mere zink shredderaffaldet med fines, medens cadmium indholdet i begge forsøg ligger under detektionsgrænsen.

9 Vurdering af anvendelsesmulighederne for gas, olie og koks

Aalborg Portland og Vattenfall har vurderet mulighederne for anvendelse af energiindholdet i shredderaffaldet i henholdsvis cementindustrien og i et kraftværk eller et affaldsforbrændingsanlæg.

H.J.Hansen Genvindingsindustri A/S har arbejdet med undersøgelse af en kombination af pyrolyse og forgasning

9.1 | CEMENT INDUSTRIEN

Ved pyrolyse af shredderaffald fremkommer 3 produktfraktioner:

- Gas produkt
- Olie/ vand produkt
- Koksprodukt

Gas produktet med brændværdi mellem 8601 kJ/Nm³ gas og 7449 kJ/Nm³ gas svarende til mellem 254 kJ/kg SR og 236 kJ/ kg SR med ca. 50 % CO₂ og resten brændbare gasser bl.a. H₂, CO og CH₄ kan formentlig benyttes som brændsel i cementindustrien, hvis der er installationer til afbrænding af gas.

Olie/vand produktet med brændværdi på ca. 22.000 kJ/kg svarende til mellem 3505 og 4827 kJ/kg SR med et vandindhold på ca. 40 % kan ligeså benyttes som brændsel på en cementfabrik. Det er selvfølgelig et ønske, at få udskilt den store vandmængde samt at få rensset produktet for evt. urenheder.

Koksproduktet med brændværdi mellem 10503 og 13718 kJ/kg koks svarende til mellem 6444 og 7689 kJ/kg SR har et askeindhold mellem ca. 63 og 73 % af koksen svarende til mellem ca.43 og 55 % af SR. Desuden har det et højt Cl indhold varierende fra ca. 2 til 7 % samt højt tungmetalindhold af bl.a. bly på mellem 0,3 og 0,5 %. Også zink, krom og kobber har værdier, som normalt er for høje til fremstilling af cement.

Aalborg Portland har på baggrund af ovenstående konkluderet, at askeindholdet er for højt og indholdet af klor og en række tungmetaller er for høje til fremstilling af cement.

Det anses derfor ikke at være muligt at kombinere pyrolyse af shredderaffald og produktion af cement, hvorfor der ikke vil blive udført yderligere analyser af denne mulighed.

9.2 | ET KRAFTVÆRK

I det følgende vurderes mulighederne for anvendelse af gas, olie og koks i et kulfyret kraftværk.

9.2.1 Anvendelse af gas

Gas fraktionen kan teknisk set anvendes både i affaldsforbrændingsanlæg og på kraftværker, der er placeret tæt på pyrolyseanlægget..

Mængden af gasfase er her beregnet som Gasfase = Input – oliefase – koks. Denne metode overvurderer gasmængden ret betydeligt ,mens den direkte måling af produceret gas nok undervurderer gasmængden. I de videre beregninger skønnes mængden af produceret i gas i forsøg 1 til 1000 gram og i forsøg 2 til 750 gram svarende til henholdsvis 3,7% og 4,3%

Omregnes dette til et fuldskalaanlæg på 80.000 ton shredderaffald fås ved 8000 driftstimer et energiindhold i gasfasen på

Forsøg 1: $10\text{ton/h} \times 1000/26676 \times 6,8\text{MJ/kg} = 2549 \text{ MJ/time}$ eller 0,71 MJ/s

Forsøg 2: $10\text{ton/h} \times 750/17410 \times 5,4\text{MJ/kg} = 2326 \text{ MJ/time}$ eller 0,65 MJ/s

Energimængden svarer til ca. 800 ton kul på årsbasis, men giver en samlet CO₂ emission på 3750 ton CO₂ pr år.

Afbrændes gassen på et kulfyret kraftværk stilles der krav om øget miljørapportering, fx. kontinuert måling af HCl, samt stikprøvemålinger for en række tungmetaller og dioxiner. Det er tvivlsomt om merværdien ved anvendelse af gassen på et kraftværk frem for anvendelse på affaldsforbrændingsanlæg vil kunne retfærdiggøre de øgede anlægs- og driftsomkostninger. Ekstra anlægsomkostninger skønnes til 1-2 mio. kr. og de øgede driftsomkostninger til ca. 250.000 kr./år.

Det anbefales at gassen tilføres et affaldsforbrændingsanlæg hvor der er mindst to kedellinier til rådighed, da afbrænding af gassen i en flare (ved revisioner og kedeludfald) ikke vil være miljømæssigt acceptabelt.

Anvendelse af gassen forventes ikke at give anledning til ændrede emissioner hverken på kulfyrede eller på affaldsfyrede anlæg.

9.2.2 Anvendelse af olien

Oliefraktionen har en høj energidensitet og anses herudover for lagerstabil. Olien anses derfor for velegnet til anvendelse i affaldsforbrændingsanlæg og på kraftværker.

I forsøg 1 giver 26676 gram SR en oliefase på 3450 gram dvs. 12,9 % w/w olie-vand

I forsøg 2 giver 17410 gram SR en oliefase på 3244 gram dvs. 18,6 % w/w olie-vand

Den blandede olie-vand fase har en brændværdi omkring 22 MJ/kg (40 % vand)

Omregnes dette til et fuldskalaanlæg på 80.000 ton shredderaffald fås ved 8000 driftstimer et energiindhold i oliefasen på

Forsøg 1: $10\text{ton/h} \times 0,129 \times 22 \text{ MJ/kg} = 28380 \text{ MJ/time}$ eller 7,9 MJ/s

Forsøg 2: $10\text{ton/h} \times 0,186 \times 22 \text{ MJ/kg} = 40920 \text{ MJ/time}$ eller 11,4 MJ/s

Energimængden svarer til ca. 7000 ton fuelolie på årsbasis.

Afbrændes olien på et kulfyret kraftværk stilles der krav om øget miljørapportering, fx. kontinuert måling af HCl, samt stikprøvemålinger for en række tungmetaller og dioxiner. Det skønnes at merværdien ved anvendelse af olien på et kraftværk frem for anvendelse på affaldsforbrændingsanlæg vil kunne retfærdiggøre de øgede anlægs- og driftsomkostninger. Ekstra anlægsomkostninger til miljømålere skønnes til 1-2 mio. kr. og de øgede driftsomkostninger til ca. 250.000 kr./år, hertil kommer lagertanke og indfyringsfaciliteter for pyrolyseolien

Miljømæssigt forventes anvendelse af olien ikke at give anledning til ændrede emissioner hverken på kulfyrede eller på affaldsfyrede anlæg, og mængden og arten af faste og flydende restprodukter forventes at være uændret.

9.2.3 Anvendelse af koks

Koksfraktionen har en høj energidensitet og anses herudover for lagerstabil. Koksen vil kunne transporteres for anvendelse på andre lokationer.

I forsøg 1 giver 26676 gram SR en koksfase på 17050 gram dvs. 64 % w/w koks

I forsøg 2 giver 17410 gram SR en koksfase på 10632 gram dvs. 61 % w/w koks

Koksen indeholder en del jern, metaller og mineraler, der frasorteres.

I den metal frie koksrest er brændværdien endvidere målt til 13,7 MJ/kg

Omregnes dette til et fuldskalaanlæg på 80.000 ton shredderaffald fås ved 8000 driftstimer et energiindhold i koksfasen på $10\text{ton/h} \times 0,625 \times 0,817 \times 13,7 \text{ MJ/kg} = 70000 \text{ MJ/time}$ eller 19,4 MJ/s

Energimængden svarer groft taget til ca. 55.000 ton affald

Koksmængden efter frasortering af metal er i øvrigt på ca. 40.000 ton/år

De væsentligste forhold, der skal vurderes i relation til energimæssig udnyttelse af shredderkoks på et kraftværk udgøres af:

- Lovgivningsmæssige forhold.
- Genanvendelse af bund- og flyveaske.
- Korrosion.

9.2.3.1 Lovgivningsmæssige forhold

Shredderkoks forventes at skulle klassificeres som farligt affald primært på grund af blyindholdet, der som gennemsnit ligger 0,35% og med op til 0,5% i enkelte fraktioner. Det skønnes muligt for et kulfyret kraftværk at blive godkendt til forbrænding af farligt affald.

Hidtidige erfaringer viser dog, at myndighedsarbejdet kan være ganske betydeligt, herudover vil klassificeringen stille øgede krav til miljømålinger og til miljørapportering. Set i lyset heraf vurderer Vattenfall, at et økonomiske potentiale for anvendelsen af shredderkoks i kraftværket som supplerende brændsel ikke er tilstede.

9.2.3.2 *Genanvendelse af bund og flyveaske*

Da genanvendelse af både bund- og flyveaske er helt afgørende for et kraftværks økonomi, skal indholdet af metallisk jern mm. være reduceret til et meget lavt niveau. Herudover vil der skulle gennemføres formalings-forsøg for at undersøge hvorledes shredderkoks opfører sig i en kulmølle.

Grundet det høje zinkindhold i shredderkoksen vil genanvendelse af bund- og flyveasken kræve revurdering af flyveasken i forhold til standarden EN450-1, herunder godkendelse fra brugerne/distributøren.

9.2.3.3 *Korrosion*

Indholdet af zink(klorid) øger korrosionsrisikoen i hele røggasvejen ganske betydeligt. Kraftværksstål er ikke specielt korrosionsbestandigt overfor denne type kloridkorrosion, så alene denne usikkerhed vil reducere evt. medforbrænding til helt ubetydelige mængder.

9.2.3.4 *Samlet vurdering for shredderkoks anvendelse i et kraftværk*

Der er høje omkostninger til myndighedsgodkendelse og miljøovervågning.

Der er usikkerhed om restproduktafsetningen .

Der er forøget korrosionsrisiko selv ved begrænset medforbrænding.

Samlet set vurderer Vattenfall, at medforbrænding på kraftværker er udelukket, hvorfor der ikke vil blive udført yderligere analyser af denne mulighed.

9.3 | ET AFFALDSFORBRÆNDINGSANLÆG

I det følgende vurderes mulighederne for at anvende gas, olie og koks fra pyrolyse af shredderaffald i et affaldsforbrændingsanlæg.

De væsentligste forhold der skal vurderes i relation til energimæssig udnyttelse af shredderkoks på et affaldsforbrændingsanlæg udgøres af:

- Lovgivningsmæssige forhold
- Genanvendelse af bund- og flyveaske
- Korrosion

9.3.1 **Lovgivningsmæssige forhold**

Miljøtilladelse til forbrænding af shredderkoks på affaldsforbrændingsanlæg forventes at kunne opnås på tilsvarende vilkår som forbrænding af ubehandlet shredderaffald. Sådanne tilladelser foreligger allerede i Danmark.

9.3.2 **Genanvendelse af bund- og flyveaske**

Såfremt andelen af shredderkoks holdes på et lavt niveau 5% forventes der ikke ændret anvendelse af bundslaggen, men man skal være opmærksom på det forøgede indhold af tungmetaller f.eks. bly. Flyveasken vil som hidtil skulle deponeres.

Det anbefales dog at undersøge om den mere fintkornede shredderkoks giver øget ristegennemfald, og derved kan forringe bundslaggens genanvendelsemuligheder.

Da shredderkoksen er et relativt fintkornet materiale er det meget vanskeligt at vurdere hvordan asken vil fordele sig mellem flyveaske og bundaske. Af hensyn til genanvendelsen af bundasken vil det være at foretrække hvis

tungmetallerne fortrinsvis havner i flyveasken, da flyveasken i forvejen er klassificeret som farligt affald.

Vattenfall skønner, at mængden af flyveaske på grund af den store mængde fines vil blive øget, øgningen i mængde vil kunne være adskillige tusind ton, men vil formentlig være betydeligt lavere.

Det anbefales, at der gennemføres fyringsforsøg med koksresten for at kvantificere dels mængden af ristegennemfald dels eventuelle ændringer i flyveaskemængder. Fyringsforsøg kunne evt. foretages på forsøgsanlægget TAMARA

Vattenfall skønner ikke, at der vil være væsentlige ændringer i mængden af øvrige røggasrensingsprodukter. ligesom røggasemissionen forventes at være stort set uændret

9.3.2.1 Korrosion

Indholdet af zink(klorid) øger korrosionsrisikoen i hele røggasvejen betydeligt. Kedelstål og udmuring mm. i affaldsforbrændingsanlæg er dog allerede optimeret med henblik på reduktion af korrosion forårsaget af kalium-, zink-, og blyklorider.

Amagerforbrænding har søgt om tilladelse til medforbrænding af 5 -20% shredderaffald I ansøgningen henvises til SYSAV i Malmø der gennem en årrække har medforbrændt 5% shredderaffald uden at kunne observere øget korrosion.

9.3.2.2 Samlet vurdering af anvendelse af pyrolyseprodukterne i et affaldsforbrændingsanlæg.

Omkostninger til myndighedsgodkendelse og miljøovervågning er begrænsede.

Restproduktafsætningen skønnes at ville være upåvirket ved indsættelse af små mængder af koksen, men der vil ske en vis berigelse af tungmetaller i bundasken.

Olien kan anvendes som støttebrændsel, men bør afsættes på markedsmæssige vilkår og distribueres bredt.

Gassen afbrændes uden problemer, men revision af anlægget kan så medføre stop af pyrolyseanlægget, da gassen skal anvendes tæt på pyrolyseanlægget for at undgå tjæreflejringer.

Korrosionsrisikoen kan håndteres ved begrænset medforbrænding

Samlet set vurderer Vattenfall, at medforbrænding på affaldsforbrændingsanlæg er gennemførligt. Det anbefales dog ikke at vælge denne løsning, idet det vil være nødvendigt at distribuere koksen til 12 – 15 affaldsforbrændingsanlæg fordelt over hele landet, dels for at sikre lav korrosion og dels for fortsat at kunne nyttiggøre bundasken.

I bund og grund er der tale om fortynding af tungmetaller

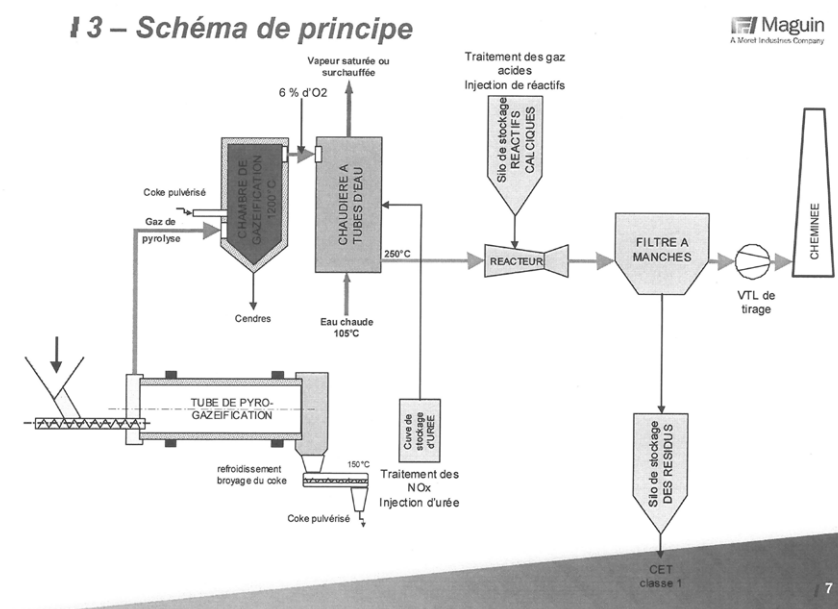
Løsningen kan derfor ikke anbefales, hvorfor der ikke vil blive udført yderligere analyser af denne mulighed.

9.4 | EN FORGASSER MED VARMEGENVINDING

En kombineret pyrolyse med efterfølgende forgasning af både olie og koks med efterfølgende afbrænding af gassen i et kedelanlæg til produktion af varme til afsætning i et fjernvarmeanlæg er blevet undersøgt. På grund af det høje klorindhold har vi i samarbejde med en potentiel leverandør af et kombineret pyrolyse og forgasningsanlæg, Marguin i Frankrig valgt et kedelanlæg, der kører ved forholdsvis lavt tryk og temperatur for at minimere korrosionen i kedlen.

Marguin råder over et pilotanlæg som vist på figur 9.4.1. Dette pilotanlæg er i stand til at behandle ca. 100 kg i timen og består af en roterovn som pyrolyseenhed, et arrangement til koksudtagning og knusning, en forgasser, en kedel og et komplet røggasrensningssystem. Marguin har desuden erfaring i bygning af kommercielle anlæg. Ganske vist ikke til shredderaffald, men f.eks. til behandling af tjære og asfalt granulat. I 2006 har de bygget tre linjer på hver 15MW.

Figur 9.4.1 Princippet for kombineret pyrolyse og forgasning



Affaldet føres ind i pyrolyse ovnen via en cellesluse ved hjælp af en snegl. Pyrolysen finder sted i en roterovn ved ca. 500 °C med ekstern opvarmning. Gennemløbs tiden i roterovnen bestemmes både af ovnens hældning og dens hastighed. Koksen opsamles i en beholder for enden af roterovnen og kan herfra tages ud med en snegl. Koksen kan herefter sorteres i jern, metaller, mineraler og en fraktion, der efter evt. knusning kan indsættes i forgasseren.

Da afstanden fra roterovnen og forgasseren er meget lille, gør man ingen forsøg på at kondensere gassen, så gassen føres direkte ind i forgasseren. Forgasningen sker ved en kontrolleret tilførsel af ilt ved en temperatur på ca. 1300 °C.

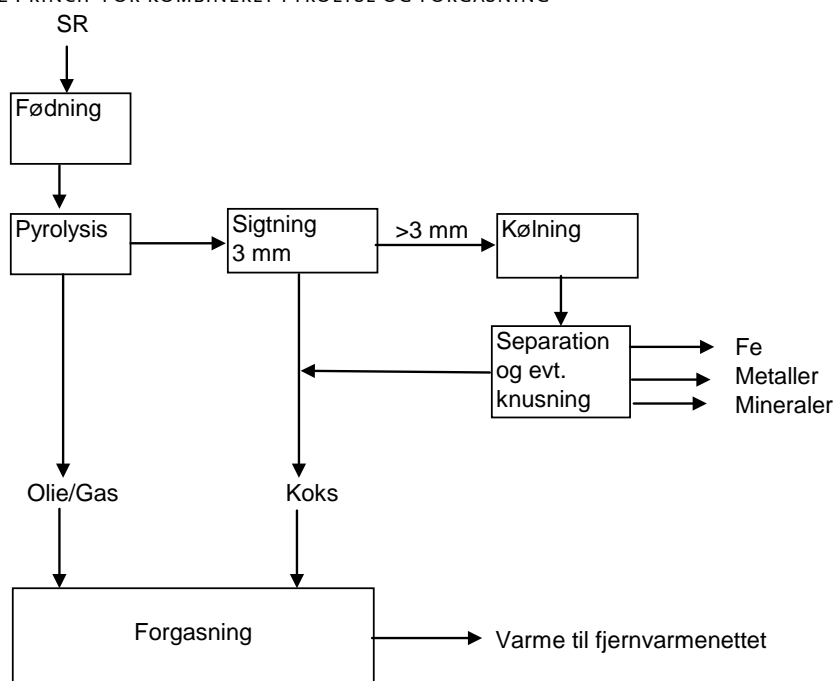
Den dannede gas ledes direkte til en kedel og afbrændes til produktion af varme.

Røggassen behandles efterfølgende på behørig vis i et sædvanligt posefilter med injektion af ammoniak, kalk og aktivt kul, hvorefter den udledes via en skorsten.

Et kommercielt anlæg tænkes opbygget efter princippet skitseret i fig. 9.4.2.

Olie og gas fra pyrolysen ledes direkte til forgasning. Koksen sigtes på en 3 mm sigte og fraktionen < 3 mm ledes ligeledes direkte til forgasning. Dette fordi der i koksfraktionen < 3 mm stort set ikke er mere jern og metal. Koksfraktionen > 3 mm frasorteres jern, metal og mineraler med magneter, eddy current og moderne sensor teknologi. Restfraktionen af koks skal evt. knuses, før den ledes til forgasning. Jern, metaller og mineraler genvindes. Jern og metaller kan sælges direkte. Mineraler forventes at kunne anvendes som byggematerialer.

FIGUR 9.4.2 PRINCIP FOR KOMBINERET PYROLYSE OG FORGASNING



Shredderaffaldet i alternativ 1 svarer til den mængde, der årlig produceres hos H.J.Hansen Genvindingsindustri A/S. Massebalance for alternativ 1 er vist i tabel 9.4.1.

I de økonomiske overslag beskrevet i kapitel 11 i forbindelse med processen er der regnet på to situationer for hvert alternativ. Under forsøgene er alt koks blevet håndsorteret for at fastlægge indholdet af jern, metaller og mineraler. Næsten alle frie metaller er udsorteret. Dette lader sig måske ikke gøre helt så effektivt i et kommercielt anlæg. Der er derfor regnet på en genvindingsgrad på henholdsvis 100% og på 80%, hvilket afspejles i tabellerne 9.4.1 for alternativ 1 og i tabel 9.4.3 for alternativ 2.

Tabel 9.4.1 Massebalance for SR med fines

Massebalance alt 1

Masse input ved 80000 t/år til pyrolyse

Input	t/år	Output til deponi	t/år	Output genvundet	t/år	80% rec.	100% rec.
Shredderaffald fra produktion	80.000	Aske fra forgasser ved 80% rec	37.436	Jern	1.087	1.087	1.359
Shredderaffald til pyrolyse	80.000	Aske fra forgasser ved 100% re	36.571	Kobber	870	870	1.088
		Filterstøv fra forgasning	2.400	Aluminium	963	963	1.204
				Mix metal	760	760	951
				Mineraler	1.747	1.747	2.184
				I alt genvundet	5.427	5.427	6.786

Det forventes at aske fra forgasseren og filterstøvet skal deponeres som farligt affald.

I tabel 9.4.2 er energibalancen for alternativ 1 med fines gengivet.

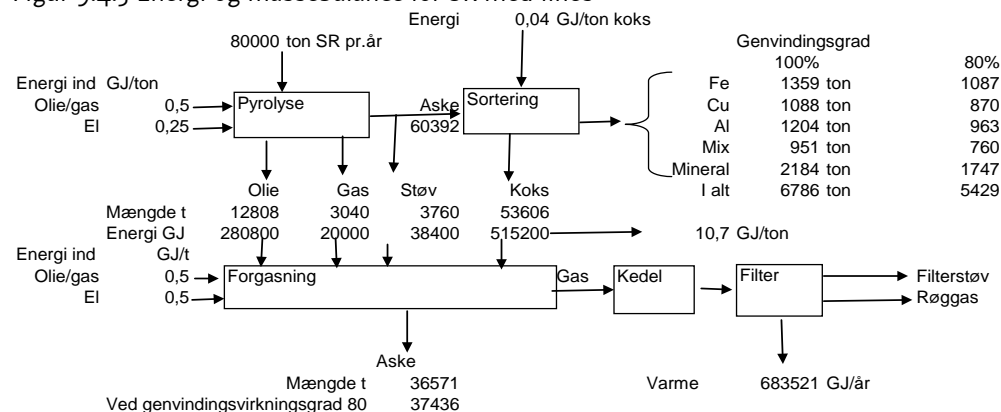
Tabel 9.4.2 energibalance for SR med fines

Energi balance alt 1

Energi input	GJ/ton SR	Energi output	GJ/ton SR
Olie/gas til pyrolyse	0,50		
El til pyrolyse	0,25		
Olie/gas til forgasning	0,50		
El til forgasning	0,50		
El til sortering	0,03		
Shredderaffald	10,68		
Samlet energi input	12,46	Varme til fjernvarmenet	8,54
Termisk effektivitet	%		
I forhold til samlet energi input	68,54		
I forhold til shredderaffald	79,96		

Masse og energibalancer samt proceskonfiguration for alternativer 1. shredderaffald med fines er vist på figur 9.4.3.

Figur 9.4.3 Energi og massebalance for SR med fines



I alternativ 2 sigtes shredderaffaldet på en 4 mm sigte. De således fremkomne fines forventes at skulle deponeres som farligt affald. Den forventede årlige produktion hos H.J.Hansen Genvindingsindustri A/S er 80000 ton shredderaffald. Idet fines udgør ca. 33,2% af den samlede mængde shredderaffald, vil mængderne i alternativ 2 således består dels af de 80000 t/år, der produceres og dels af yderligere 39760 t/år, der graves op fra de

eksisterende deponier. Disse tilsammen 119760 sigtes på en 4 mm sigte og resulterer således i 80000 t uden fines til pyrolyse. De frasigtede fines deponeres. Da der er mere shredderaffald under behandling i alternativ 2 end i alternativ 1, og da indholdet af frie metaller i den grove fraktion er væsentlig højere end i fines, medfører alternativ 2 med den samme pyrolysekapacitet en betydelig højere genvinding af frie metaller og mineraler på ca. 35%.

Massebalance for alternativ 2, shredderaffald uden fines er gengivet i tabel 9.4.3.

Tabel 9.4.3 Massebalance for SR uden fines
Massebalance alt 2

Masse input ved 80000 t/år til pyrolyse

Input	t/år			
Shredderaffald fra produktion	80.000			
Shredderaffald fra deponi	39.760			
Shredderaffald i arbejde	119.760			
Shredderaffald til pyrolyse	80.000			
			80% rec.	100% rec.
Output til deponi	t/år	Output genvundet	t/år	t/år
Shredderaffald < 4 mm	39.760	Jern	1.749	2.186
Aske fra forgasser ved 80% rec.	33.036	Kobber	1.263	1.579
Aske fra forgasser ved 100% rec.	31.870	Aluminium	1.009	1.261
Filterstøv fra forgasning	2.400	Mix metal	1.034	1.292
		Mineraler	2.260	2.824
		I alt genvundet	7.315	9.142

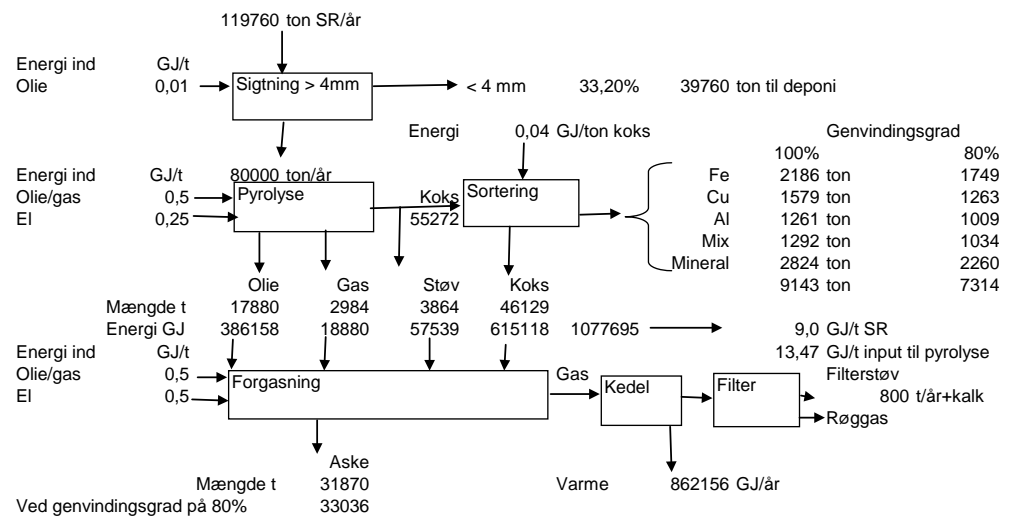
Det forventes at aske fra forgasseren og filterstøvet samt fines skal deponeres som farligt affald.

Tabel 9.4.4 Energibalance for SR uden fines
Energibalance alt 2

Energi input	GJ/ton SR	Energi output	GJ/ton SR
Olie til sigtning	0,01		
Olie/gas til pyrolyse	0,50		
El til pyrolyse	0,25		
Olie/gas til forgasning	0,50		
El til forgasning	0,50		
El til sortering	0,03		
Shredderaffald	13,47		
Samlet energi input	15,26	Varme til fjernvarmenet	10,78 Pr. t til pyrolyse
		Varme til fjernvarmenet	7,2 Pr. t i arbejde
Termisk effektivitet	%		
I forhold til samlet energi input	70,64		
I forhold til samlet mængde SR	53,46		
I forhold til SR til pyrolyse	80,03		

Masse og energibalancer samt proceskonfiguration for alternativer 2. shredderaffald uden fines er vist på figur 9.4.4.

Figur 9.4.4 Energi og massebalance for SR uden fines



De første kontakter til det franske firma Marguin blev taget allerede inden dette projekts opstart i maj 2010. Efter de første resultater fra pyrolyseforsøgene indløb, var der intense udvekslinger af informationer. Dette kulminerede med et besøg i marts 2011 på Marguins pilotanlæg i Frankrig, hvor det videre forløb af samarbejdet blev diskuteret. Bl.a. var der enighed om, at Marguin skulle forsyne os med de nødvendige specifikationer for et kommercielt anlæg, så vi kunne gennemføre økonomiske overslag. Der var også enighed om, at næste skridt, hvis processen var økonomisk attraktiv skulle være et forsøg på pilotanlægget.

Efter udvekslinger af adskillige E-mails og telefonsamtaler gennem foråret og forsommeren 2011 meddelte Marguin på en E-mail i august 2011, at de ikke kunne medvirke, da de ikke havde de nødvendige godkendelser til behandling af shredderaffald, og at deres tekniske team ikke mente de var i stand til at løse opgaven. Herefter har der ikke været yderligere kontakt til Marguin.

Denne løsning med Marguin er imidlertid faktisk blevet overhalet af et sideløbende forsøg gennemført på et amerikansk anlæg med 10 tons shredderaffald uden for rammerne af dette projekt. H.J.Hansen Genvindingsindustri A/S kan imidlertid ikke beskrive denne proces i detaljer, da der er indgået en secrecy agreement med de amerikanske ejere af processen. Vi kan dog oplyse, at processen er en kombination af pyrolyse og forgasning i samme aggregat. Processen er en batch proces, med to aggregater i drift, tidsmæssig forskudt således, at når den ene batch chargerer kører den anden med maksimal energiproduktion. I den indledende periode opvarmes affaldet til pyrolysetemperatur, og i den efterfølgende periode tilføres ilt i kontrollerede mængder således at affaldet forgasses ved en temperatur, der ligger på ca. 500 °C. Derved opnås, at jern og metaller ikke nedbrydes eller smelter og lader sig relativt enkelt genvinde af asken sammen med mineraler.

10 Life cycle assessment of shredder residues management

10.1 INDLEDNING

I det følgende beskrives den miljømæssige indflydelse af de to alternativer sammenlignet med den løbende nuværende deponering af shredderaffald. Kapitlet er skrevet på engelsk, da store dele af arbejdet er udført af Nassera Shabeer Ahmed, PhD student på SDU, som er engelsk talende. Et resume på dansk er dog gengivet i afsnit 10.2.

10.2 RESUME

Der blev *opstillet* 3 scenarier til miljøvurdering af oparbejdningen af shredderaffaldet – et referencescenarie og to alternative scenarier. Referencescenariet var fortsat deponering af shredderaffald og de to alternative scenarier indeholdt pyrolyse og forgasning efterfulgt af metalgenvinding og nyttiggørelse af energiindholdet som fjernvarme. De to scenarier adskiller sig ved, at det ene scenarie (forsøg 1) antager at alt shredderaffaldet behandles i pyrolyses/forgasning, mens det andet scenarie (forsøg 2) antager at den fine fraktion (< 4mm) sendes tilbage til deponi efter en indledende sigtning og adskillelse efter partikelstørrelse.

Miljøvurderingen viser, at forsøg 2, hvor den fine fraktion sendes tilbage til deponi og ikke pyrolyseres/forgasses er den miljømæssigt bedste løsning og bedre end både referencen og alternativ 1, hvor også den fine fraktion pyrolyseres/forgasses. Dette alternativ (forsøg 2) giver væsentlige miljøgevinster såvel som store resurse besparelser for både metaller og fossile brændsler sammenlignet med referencen. Grunden til, at denne løsning er bedre end forsøg 1, er, at pyrolysens energiforbrug er relativt signifikant sammenlignet med shredderaffaldets energiindhold. Den fine fraktion har en relativt lav brændværdi, og pyrolysens energiforbrug overstiger den energi, der kan nyttiggøres for denne fraktion.

Genvindingen af metallerne medfører store resursegevinster sammenlignet med referencen, og metalgenvindingen er resurse-mæssigt væsentligere end energigenvindingen, når de sparede metaller sammenlignes med sparede fossile brændsler ud fra, hvor sparsomme de er, som den anvendte LCA metode gør det. Energigenvindingen medfører derimod større miljøgevinster end metalgenvindingen. Så selv om den største resursegevinst og økonomiske gevinst ligger i metalgenvindingen, så ligger den største miljøgevinst potentielt i energigenvindingen.

Det har betydning for miljøgevinsten, hvilken type fjernvarme, der antages at fortrænges af den udvundne varme fra Shredderaffaldet. Ligeledes har pyrolysens eget energiforbrug stor betydning. Den fundne potentielle miljøgevinst kan derfor godt blive en anden i praksis, både større og mindre, hvis de her antagne energiforbrug til pyrolysen og den antagne nyttiggørelse af fjernvarme (og af de sparede mængder halm på Vattenfall anlæg i Odense) i noget af året, viser sig at blive anderledes i fremtiden end her antaget. For den

fossile del af affaldet, vil drivhusgasbalancen mellem de forårsagede og undgåede udledninger af drivhusgasser kunne gå nogenlunde 'lige op', mens der for træ & papir/pap delen vurderes at være en entydig fordel ved at grave det op og anvendes det til energiformål. I hvert fald i en situation, som antaget her, hvor træ og papir/pap på deponiet langsomt omsættes til bl.a. metan over tiden. Genvindingen af resurser derimod, er meget robust over for antagelserne, idet metalgenvindingen ikke vurderes at kunne variere så meget. Det kan med andre ord samlet set konstateres, at den resursegevinst, der kan hentes ved at oparbejde shredderaffaldet kan ske uden stor miljøeffekt og sandsynligvis endda i mange tilfælde med miljømæssig fordel ved siden af resursefordelen.

Toksiske påvirkninger, der bidrager til human toksicitet og økotoksicitet, er blevet udelukket. Dette valg er strategisk og drejer sig om, at nøgletal om pyrolyse / forgasning er baseret på pilotforsøg. Global opvarmning og den energimæssige aspekt af forsurening, eutrofiering, affalds dannelse og ressourceforbrug er ganske robuste indikatorer, og er primært afhængige af viden om shredderaffaldets sammensætning og øvrige egenskaber og hvordan shredderaffaldet behandles. Disse aspekter er robuste karakteristika, som ikke er særlig følsomme over for processens performans. På den anden side er toksicitets påvirkninger i høj grad afhængig af røggasrensning og andre end-of-line foranstaltninger.. Giftigt udslip vil alligevel skulle reguleres af lovgivningen. Dette gør det mindre velegnet til at bruge som miljøindikator i dette sammenhæng. Desuden er data om giftige emissioner fra de centrale processer ikke tilgængelige på dette tidspunkt.

10.3 INTRODUCTION

The following chapter presents the environmental impacts of the two alternatives for resource recovery compared to the current management method of land filling.

10.4 MATERIALS AND METHODS

The following section describes the methods used to quantify the environmental impacts of the alternative scenarios.

Environmental Assessment Method: The method used in the study is the Consequential Life Cycle Assessment (LCA). According to the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC, 1993) LCA is defined as:

A process to evaluate the environmental burdens associated with a product, process, or activity by identifying and quantifying energy and material used and wastes released to the environment; to assess the impact of those energy and material uses and releases to the environment; and to identify and evaluate opportunities to affect environmental improvements.

This scientific approach allows policy makers to optimize the whole lifecycle assessment or individual products and services which affect the environment. The study has to be sufficiently thorough and comprehensive so that it produces accurate and reproducible results so it can provide the service to society in the most effective and holistic manner. According to the ISO standards 140 40 and 140 44 (ISO, 2006a; ISO, 2006b), a LCA includes four phases:

Goal and scope definition: The scope of the LCA study is defined along with the main objective of carrying out such a study as well as the intended audience. The boundaries of the study are also set during this phase. The object of the study is described in terms of the functional unit.

Life Cycle Inventory Analysis (LCI): This phase consists in data gathering, selection of impact categories and system boundaries and co-products allocation, where the compilation and quantification of all inputs and outputs are comprised in the boundaries defined.

Life Cycle Impact Assessment (LCIA): In this phase, all outputs are related to a specific environmental impact category, thereby evaluating the importance of the environmental impacts of the processes included in the study.

Life Cycle Interpretation: Conclusions from the previous phases are drawn in this phase. A LCA study allows clarifying where the environmental impacts occur in the lifecycle, how important they are and which process or substances they are related to.

LCA is an iterative methodology and the basic principles of LCA which distinguish this method from other environmental assessment methods are (W. Klöpffer and I. Renner, 2008):

- The analysis is conducted from cradle-to-grave.
- All mass- and energy-flows, resource- and land-use etc., and the potential impacts connected with these *interventions* are set in relation to a functional unit as a quantitative measure of the benefit of the system(s).
- LCA is essentially a comparative method (for example: comparing the present state of the system to a future state).

Accordingly to Wenzel *et al.* (2009), the two main types of LCA methodologies are the attributional and consequential LCA. The consequential LCA methodology will be used in this study as it is the most appropriate method to analyze the consequences of choosing one alternative over another. Consequential LCA allows avoiding product and co-product allocation by system expansion, which makes it more accurate than attributional LCA where products and co-products are allocated, as reported by Wenzel *et al.* (2009), Wenzel (1998), Ekvall and Weidema (2004). In consequential LCA, the system delimitation requires to include the marginal technologies and suppliers' data instead of average data. The marginal technologies and supplier can be identified according to the methodology and principles described by Ekvall and Weidema (2004).

Goal: The object of the analysis done in this chapter is to compare alternative pathways of material/resource recovery from shredder residue to the reference of landfilling it, looking at a time scale of 20 years.

Scope: The Danish Shredder Residues waste stream from the shredding company HJ Hansen has been considered and hence the geographical scope for this study is Denmark. Any processes outside of Denmark for example the recycling of materials are included according to the principles of the consequential life cycle assessment. For the temporal scope it has been considered to be 20 years based on the lifespan of the technologies discussed for this study (mechanical sieving, pyrolysis, gasification and mechanical sorting, separation and recycling of recovered materials). Landfill emissions

are considered over a longer time period, like 100 years, but the time period itself is not highly important in practice, the important aspect is the assumption on biomass degradation in the landfill over the considered period. Here, it is assumed that all biomass is either wood or paper/cardboard and wood is assumed to degrade 50 %, while paper/cardboard will degrade 70% in the considered period (Doka, 2007). Data on the Shredder residue treatment technologies are, of course, based on the pilot scale project carried out within the frames of this project itself.

Impact categories chosen for the assessment are global warming, acidification, eutrophication, waste formation and consumption of non-renewable resources. Toxic impacts contributing to human toxicity and eco-toxicity, have been excluded. This choice relates to the nature of the assessment being strategic and key data on pyrolysis/gasification being based on pilot tests. Global warming and the energy related aspect of acidification, eutrophication, waste formation and resource consumption are quite robust indicators, and they rely on the knowledge on Shredder Residue composition and the conceptual outline of the Shredder Residue management strategy and technology, i.e.

- what is the content and fate of carbon,
- what is the heat value
- what is the energy consumption and energy recovery efficiency,
- which fossil resources are used substituted when energy is used and recovered,
- what is the yield of metal recovery for the various metals
- which metals are substituted
- how much waste is generated and avoided?

These aspects are robust characteristics of the flows in the systems and are not that sensitive to details of the process performances. Toxicity impacts, on the other hand, are largely dependant on flue gas treatment and other end-of-line measures decided at the stage of implementing the technology in full scale in practice, and toxic emission will largely be governed by legislation and emission permits anyway. This makes it less suitable to use as environmental indicator at the strategic decision stage in question here. Furthermore, data on toxic emissions from the key processes of have not been available at this stage.

Functional Unit: The functional unit for this study is “*Management of 1 ton of Shredder Residues in compliance with environmental regulation in Denmark*”. *Life time of equipment is assumed to be a period of 20 years*”. All the alternatives compared to the reference scenario are based on the same functional unit which means that they all start with the same amount of Shredder Residues.

Life Cycle Inventory (Data Input and Sources): Data for the alternative management scenarios is based on the original data provided from the ongoing research project at HJ Hansen, other operating technology data as well as from other relevant literature on the technologies, from other studies related to Shredder Residues management and some available processes in the Ecoinvent 2007 v. 2.0 databases. Each of the processes has been modelled as 1p (1 process) and the input and emission data are related to 1 ton of Shredder Residues management. In the alternative scenarios, the change in the mass flows has been accounted for. Description of the unit processes and marginal processes included in the alternative scenarios has been described in Appendix A and B respectively.

Description of Alternatives included in the Study and Process Flow Diagrams:

Reference Scenario – A0 Land filling

The reference scenario is land filling which is the current management method for Shredder Residues.

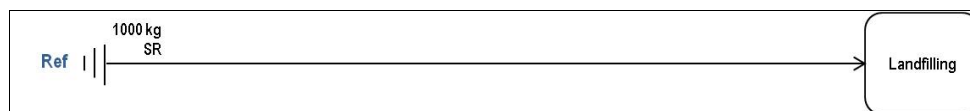


Figure 10.1: AO Land filling

Table 10.1: Description of Ao Land filling

The process includes process-specific (i.e. independent of waste composition) energy demand and land use of landfill. Remark: inorganic landfill for polluted inorganic wastes like with carbon content below 5%.

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
A0 Landfilling	1	p	Doka G. (2007)
<i>Materials/fuels</i>			
Diesel. burned in building machine/GLO U	0.027*1000	MJ	
Electricity in Use	0.0000563*1000*3.6 +9.936	MJ	Electricity used in treatment of leachate – assumption made is 0.02764 m ³ per 1000 kg of waste is the leachate produced and approximately 100 kWh/m ³ is the electricity consumption for treatment.
Light fuel oil. burned in boiler 10kW. non-modulating/CH U	0.00604*1000	MJ	
Transport. municipal waste collection. lorry 21t/CH U	40	tkm	Average distance between shredding company and landfill site
Water. completely softened. at plant/RER U	26.24	kg	
<i>Emissions to air</i>			
Methane	11.51	kg	Calculated based on the quantity of degradable matter (expressed as cellulose) in the waste. The assumption made is that cellulose is made up of wood and paper only. Wood fraction degrades up to 50% and Paper fraction degrades up to 70% in the landfill, while forming stoichiometric quantities of methane and CO ₂
Carbon dioxide	5.28	kg	

Alternative Scenario 1 – A1 Forsøg 1

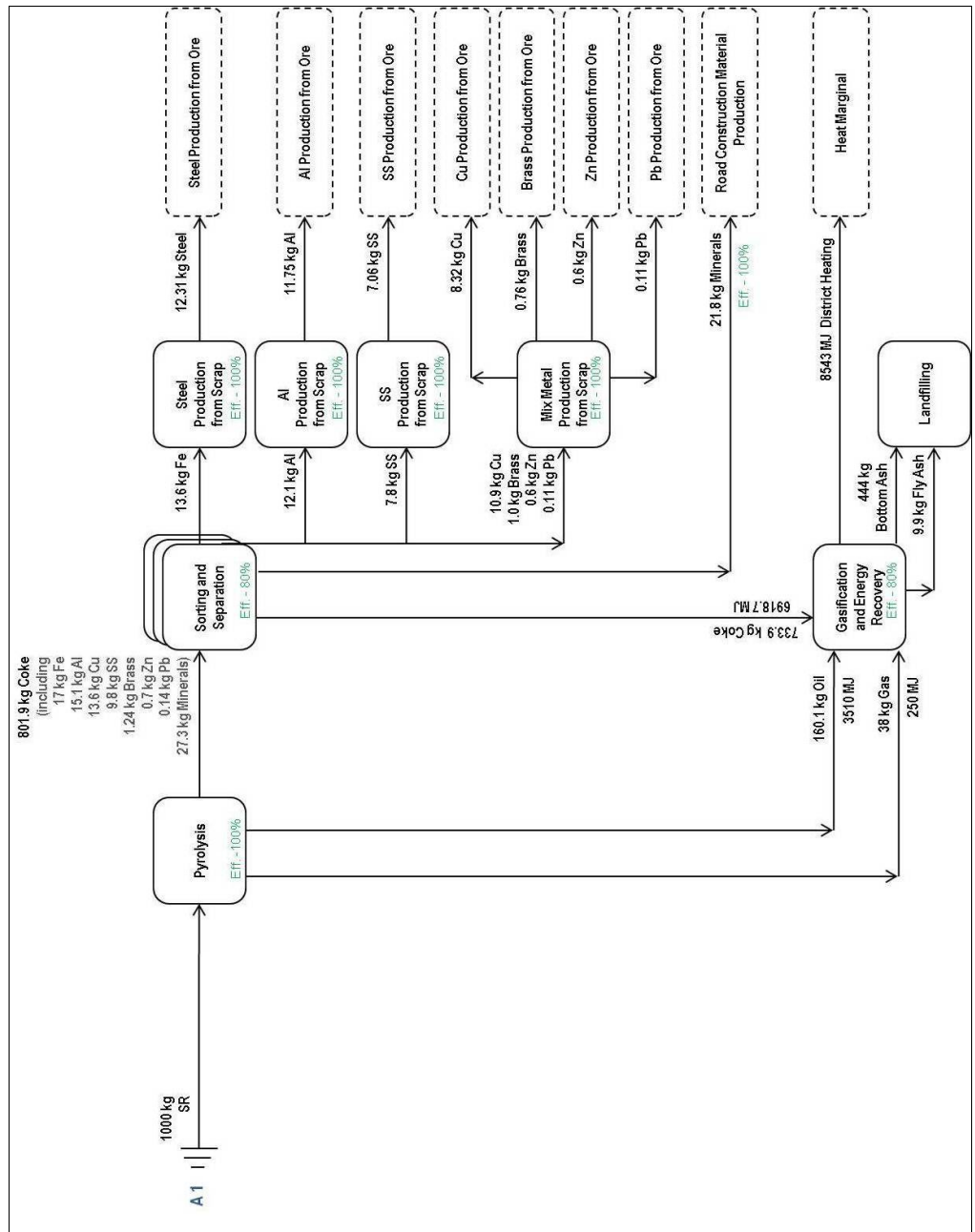


Figure 10. 2: Alternative Scenario 1 (A1) – Forsøg 1 . SS = stainless steel

Table 10.2: Description of Alternative Scenario 1 (A1) – Forsøg 1

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
A1 Forsøg 1	1	p	Alternative Scenario 1 Data as provided from Experimental Study for Forsøg 1
<i>Avoided products</i>			
Heat Marginal (Odense Scenario)	8543	MJ	
Steel (Fe) Marginal	12.31	kg	
Al Marginal	11.75	kg	
SS Marginal	7.06	kg	
Cu Marginal	8.32	kg	
Brass Marginal	0.76	kg	
Zn Marginal	0.6	kg	
Pb Marginal	0.11	kg	
Road Construction Material Production	21.8	kg	
<i>Materials/fuels</i>			
Pyrolysis (A1)	1000	kg	
Sorting and Separation (A1+A2)	801.9	kg	
Gasification and Energy Recovery (A1)	932	kg	
Steel (Fe) Recycling	13.6	kg	
Al Recycling	12.1	kg	
SS Recycling	7.8	kg	
Cu Recycling	12.61	kg	
<i>Waste to treatment</i>			
Process-specific burdens. inert material landfill/CH U	453.9	kg	

Alternative Scenario 2 – A2 Forsøg 2

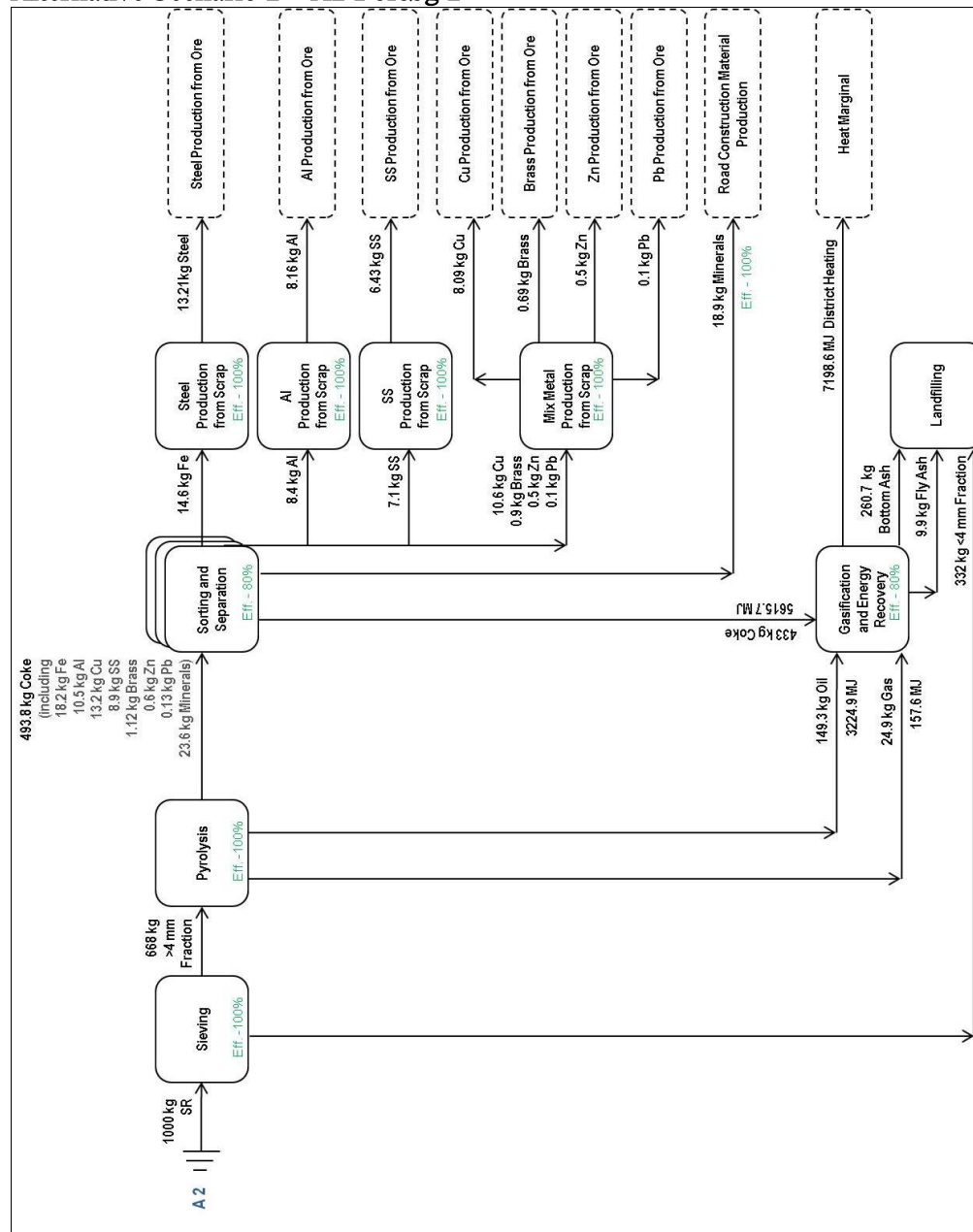


Figure 10.3: Alternative Scenario 2 (A2) – Forsøg 2 . SS = stainless steel

Table 10.3: Description of Alternative Scenario 2 (A2) – Forsøg 2

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
A2 Forsøg 2	1	p	Alternative Scenario 2

			Data as provided from Experimental Study for Forsøg 2
<i>Avoided products</i>			
Heat Marginal (Odense Scenario)	7198.6	MJ	
Steel (Fe) Marginal	13.21	kg	
Al Marginal	8.16	kg	
SS Marginal	6.43	kg	
Cu Marginal	8.09	kg	
Brass Marginal	0.69	kg	
Zn Marginal	0.5	kg	
Pb Marginal	0.1	kg	
Road Construction Material Production	18.9	kg	
<i>Materials/fuels</i>			
Sieving (A2)	1000	kg	
Pyrolysis (A1)	668	kg	
Sorting and Separation (A1+ A2)	493.8	kg	
Gasification and Energy Recovery (A1)	607.2	kg	
Steel (Fe) Recycling	14.6	kg	
Al Recycling	8.4	kg	
SS Recycling	7.1	kg	
Cu Recycling	12.1	kg	
Landfilling of <4 mm fines	332	kg	
<i>Waste to treatment</i>			
Process-specific burdens. inert material landfill/CH U	270.6	kg	

The marginal process descriptions are given in Appendix B but the electricity and heat marginal processes included in the model are described below.

Table 10.4: Electricity in use

The marginal process includes the transmission network, losses during transmission and transformation from high-voltage for the electricity mix marginal production selected.

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Electricity in Use – Electricity medium voltage at grid	1	MJ	Frischknecht et al. (2007)
<i>Materials/Fuels</i>			
Electricity, hard coal, at power plant/NORDEL U	1.0074	MJ	Dones et al. (2007)
Sulphur hexafluoride, liquid, at plant/RER U	0.000000 037262/3.6	kg	
Transmission network, electricity, medium voltage/CH/I U	0.000000 0324/3.6	km	
<i>Emissions to air</i>			
Heat, waste	0.014584/ 3.6	MJ	
Sulfur hexafluoride	0.000000 037262/3.6	kg	

	6		
<i>Emissions to soil</i>			
Heat, waste	0.011932/ 3.6	MJ	

Table 10.5: Description of Electricity Mix Marginal

The combined electricity marginal selected is adapted from Lund et al. (2010)

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Electricity Mix Marginal - Electricity Mix Marginal: 48% coal; 51% natural gas; 1% wind	1	MJ	
<i>Materials/Fuels</i>			
Electricity, natural gas, at power plant/NORDEL U	0.51	MJ	Faist Emmenegger et al. (2007)
Electricity, hard coal, at power plant/NORDEL U	0.43	MJ	Dones et al. (2007)
Electricity, at wind power plant/RER U	0.01	MJ	Burger et al. (2007)

Table 10.6: Electricity in Use (with Electricity Mix Marginal)

The marginal process includes the transmission network, losses during transmission and transformation from high-voltage for the electricity mix marginal production selected.

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Electricity in Use - Electricity medium voltage at grid	1	MJ	Frischknecht et al. (2007)
<i>Materials/Fuels</i>			
Electricity Mix Marginal	1.0074	MJ	
Sulphur hexafluoride, liquid, at plant/RER U	0.000000 037262/3. 6	kg	
Transmission network, electricity, medium voltage/CH/I U	0.000000 0324/3.6	km	
<i>Emissions to air</i>			
Heat, waste	0.014584/ 3.6	MJ	
Sulfur hexafluoride	0.000000 037262/3. 6	kg	
<i>Emissions to soil</i>			
Heat, waste	0.011932/ 3.6	MJ	

Description of Heat Marginal (Odense Scenario)

The modelling of heat from HJ Hansen to the district heating grid in Odense has been done based on the understanding of the reaction patterns followed by the operator of district heating grid and connected power plants, i.e. Vattenfall A/S. This understanding has been achieved through meeting and discussion with Vattenfall.

In one month of the year, e.g. July, no heat can be sent to the grid, because it is already overloaded and there is no cooling option.

In May-June (both included) and August-September (both included), the avoided heat comes from the straw boiler and straw heat and power plant is the avoided. In 10% of the period, this straw plant runs on pure heat production. In this period, 100 MJ heat from HJ Hansen will replace 100 MJ pure straw based heat produced with 100% heat efficiency (because the plant has vapour condensing) which means that 100 MJ straw is replaced. This straw is in turn assumed to replace coal on the input side of a marginal (coal condensing) power plant somewhere. In 90% of the period, the straw plant runs on CHP production with a power/heat ratio of 38 MW/85MW. In this period, 100 MJ heat from HJ Hansen will replace 100 MJ heat from this plant which will then simultaneously reduce its power output by $38/85 * 100 = 45$ MJ or 12 kWh. This will induce a marginal coal based condensing power production of the same 12 kWh. The saved straw is assumed to replace coal on the input side of a marginal coal condensing plant. The assumption that sawed straw will replace coal in the studied future relies on the fact that biomass is believed to be an attractive but limited resource in the studied future, and thereby any substitution of available straw will result in the use of the same straw somewhere else – i.e. in the substitution of coal. This assumption is in accordance with the consensus reached in the recently published carbon footprint guide for the waste sector (Affalddanmark, 2011)

In October-April both months included, the heat from HJ Hansen will replace heat from the CHP coal plant. In this period the plant will run back-pressure mode in 40% of the time and power extraction mode in 60% of the time. The explanation being that in 40% of the time, the electricity price is too low compared to coal and CO₂ costs, so that it does not pay off to produce electricity in itself. The plant is running in this period, because it has to deliver the heat. In this period, therefore, the plant will reduce electricity production simultaneously with the replaced heat, and the same quantity of electricity has to be produced somewhere else. The saving from reducing the production at the coal CHP plant and the induced marginal electricity production somewhere else are identical, so the net consequence of HJ Hansen output of heat in these 40% of the time is zero – no avoided emissions but also no extra induced emissions. In the 60% of the time, there is a net profit margin of making electricity. In this period, the plant will respond to a 100 MJ output of heat from HJ Hansen by reducing the heat output by 100 MJ, but increasing the power output by the same 100 MJ (without any extra coal consumption), thereby avoiding a 100 MJ of marginal coal condensing electricity.

As a sensitivity scenario on the avoided district heating, a longer term marginal has been modelled as well. For this sensitivity scenario, it was assumed that the district heating grid will expand in the future, and that it will do so while substituting natural gas boilers in individual houses. This is the most realistic expansion scenario. Within this longer term expansion scenario, any increased supply of district heat from HJ Hansen will contribute to this avoidance of domestic natural gas boilers, which thus will be the marginal.

Table 10.7: Description of Heat Marginal (Natural Gas)

A new big modulating condensing boiler has an efficiency of more than 100 percent – since it is condensing and close to the high heating value of natural gas which is 44 MJ/NM³ (instead of 39,8 MJ/nm³ as the lower heat value before condensing).

The marginal process includes fuel input from high pressure (RER) network, infrastructure (boiler), emissions, and electricity needed for operation. The module uses the average net efficiency for the type of boiler (estimated from literature). The heat distribution is not included.

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Heat Marginal (Natural Gas)	1	MJ	
<i>Materials/Fuels</i>			
Heat, natural gas, at boiler condensing modulating >100kW/RER U	1	MJ	Faist Emmenegger et al. (2007)

Life Cycle Impact Assessment (Impact Assessment): The Danish EDIP methodology was used to perform the impact assessment. The SimaPro version 7.2 software was used to perform the analysis. The impact categories that were considered are: as earlier explained: global warming (over a 100 years horizon), ozone depletion, acidification, terrestrial eutrophication, aquatic eutrophication EP (N), aquatic eutrophication EP (P), hazardous waste, slags/ashes, bulk waste, radioactive waste and resources (iron, aluminium, copper, zinc, lead, oil, natural gas and coal).

Sensitivity Analysis: Sensitivity analyses were performed on the alternatives in order to highlight the importance of some of the most sensitive assumptions and methodological choices. These include modelling the alternatives using a different heat marginal (Natural Gas) and a different electricity marginal (Electricity Mix Marginal).

10.5 RESULTS AND DISCUSSION

The results shown in Figure 10.4 to 10.8 highlight the global warming impact potential (over a 100 year horizon) of the reference scenario and the two alternative scenarios as well as the two alternatives with a different heat marginal (Natural Gas). The results are expressed in kg CO₂ eq. and the width of the flow arrows expresses the relative size of the flow, where the red coloured are the negative impacts, and the green are the positive impacts (or gains).

All the values are expressed in kg. CO₂ equivalent relative to the processes A0 , A1 and A2 and the red bar on the right hand expresses the induced global warming potential of each process contributing to the main process.

The figures are meant to give a quick overview of the involved processes, and can be explored further in the background calculations done in SimaPro.

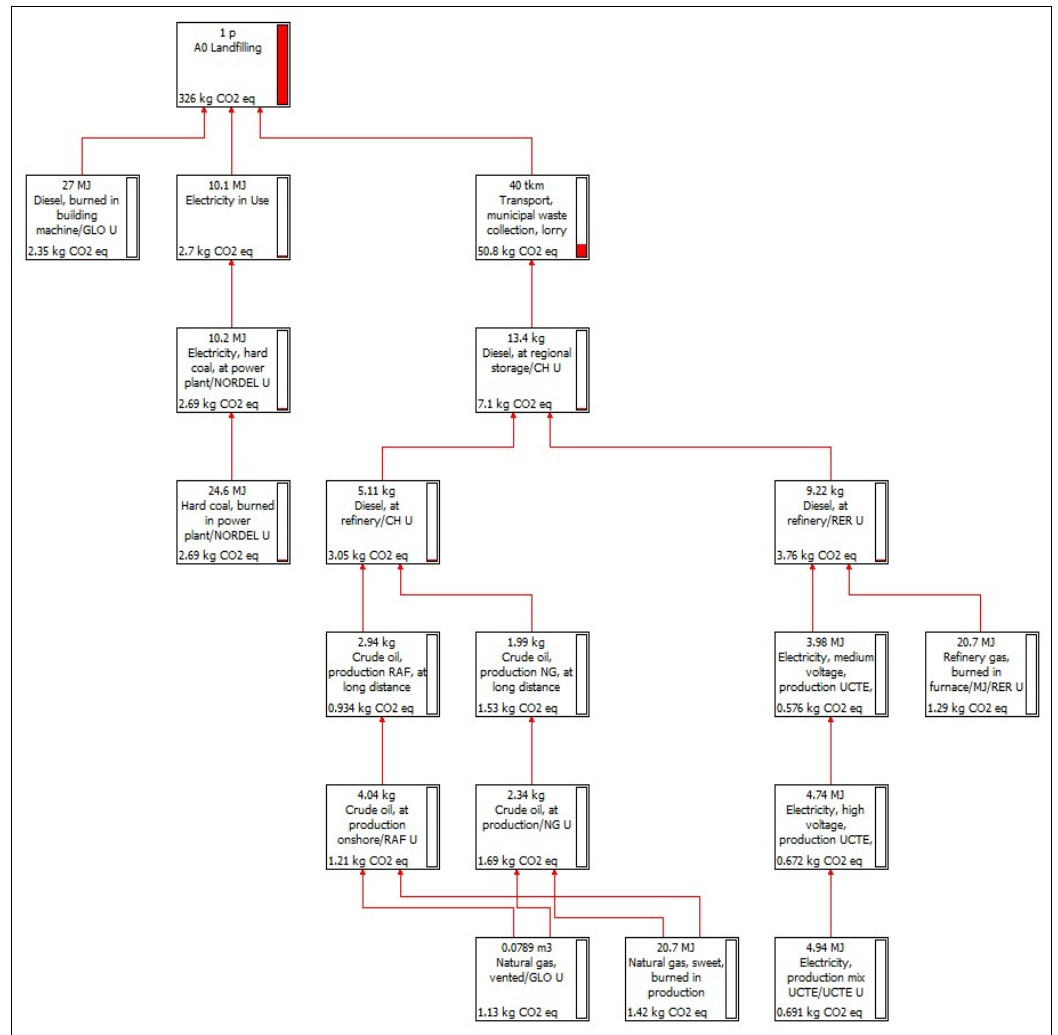


Figure 10.4: A0 Landfilling - Process Network for Global Warming Potential Impact Category (cutoff 0.2%)

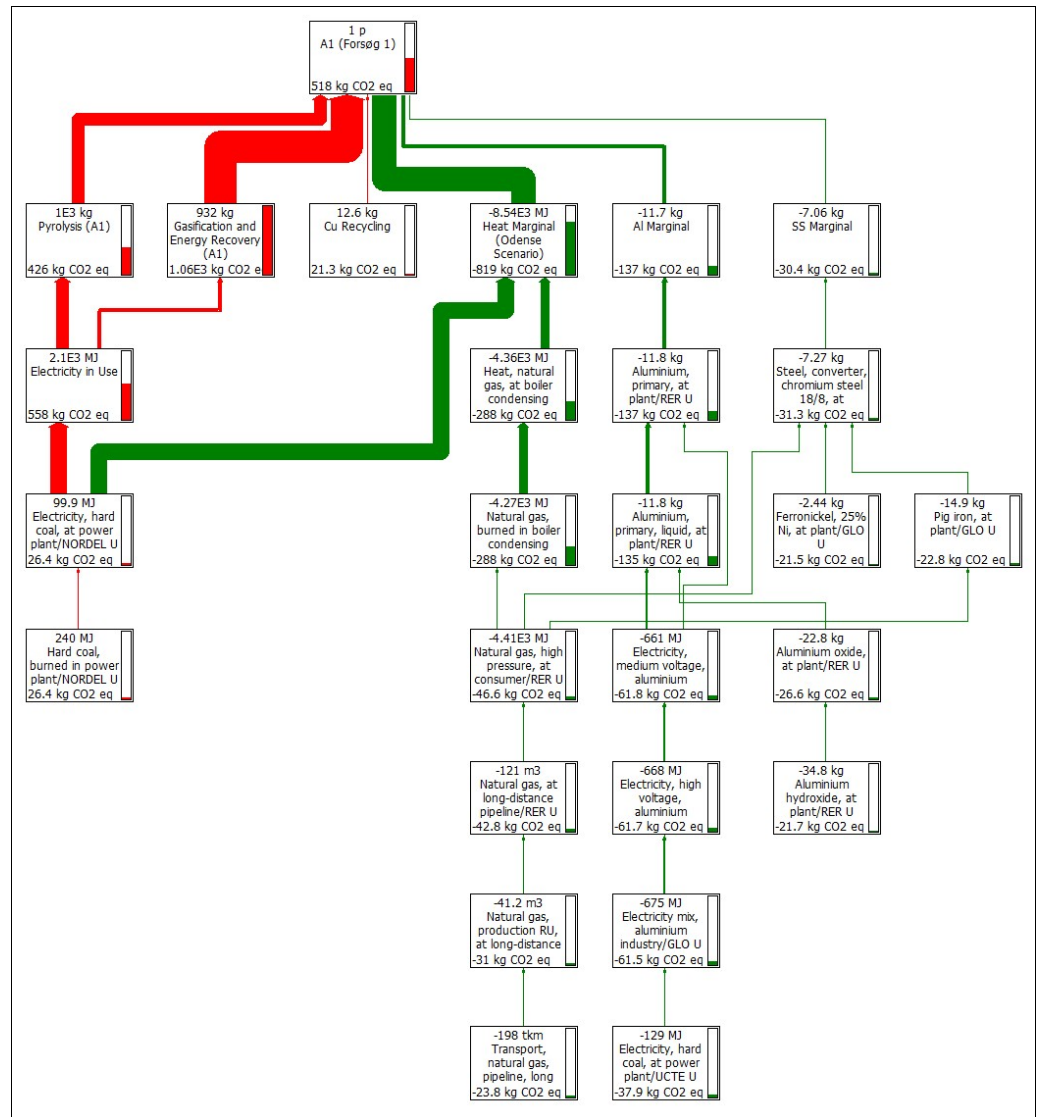


Figure 10.5: A1 Forsøg 1 (Heat Marginal – Odense Scenario)- Process Network for Global Warming Potential Impact Category (cutoff 2%)

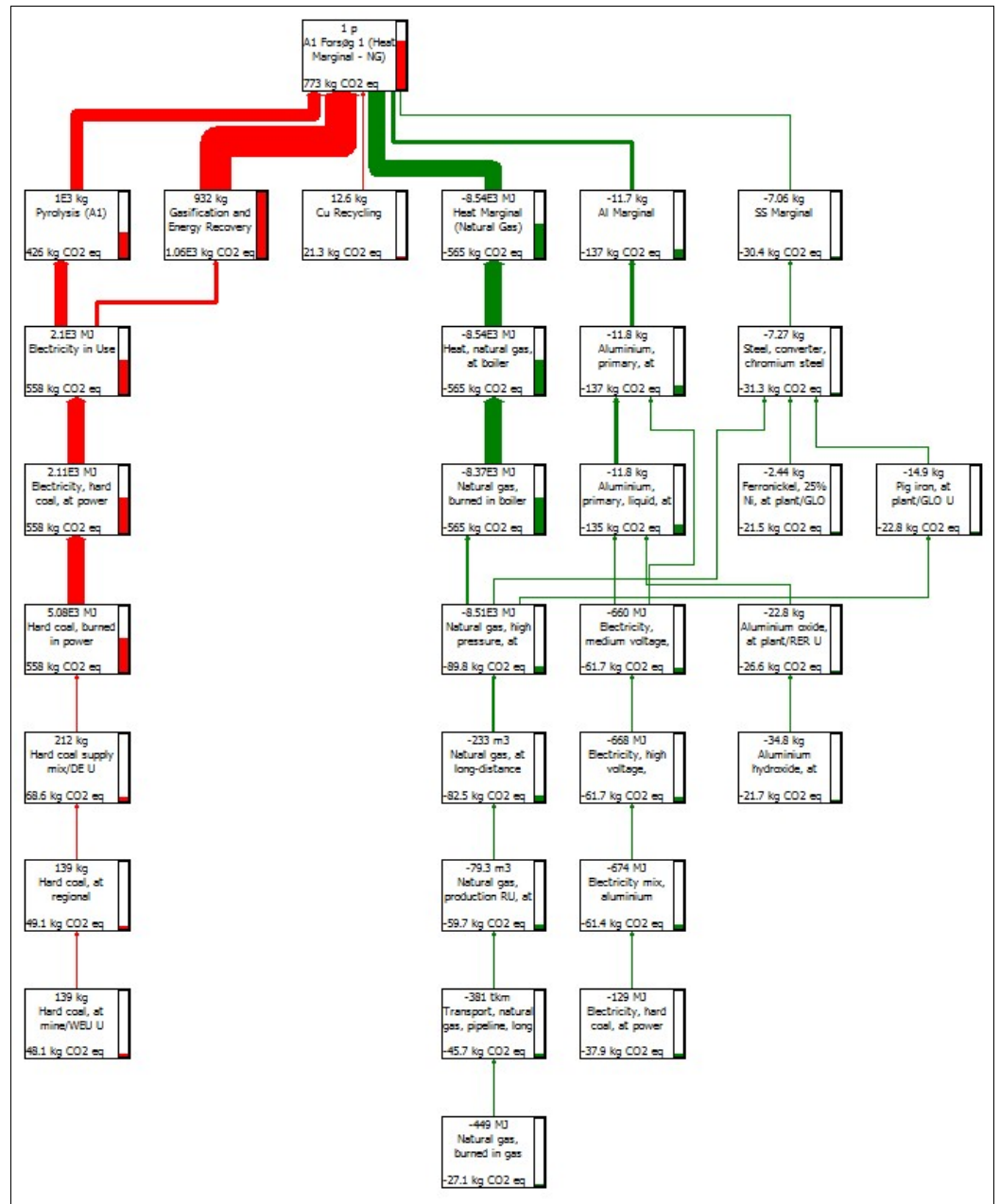


Figure 10.6: A1 Forsøg 1 (Heat Marginal – Natural Gas)- Process Network for Global Warming Potential Impact Category (cutoff 2%)

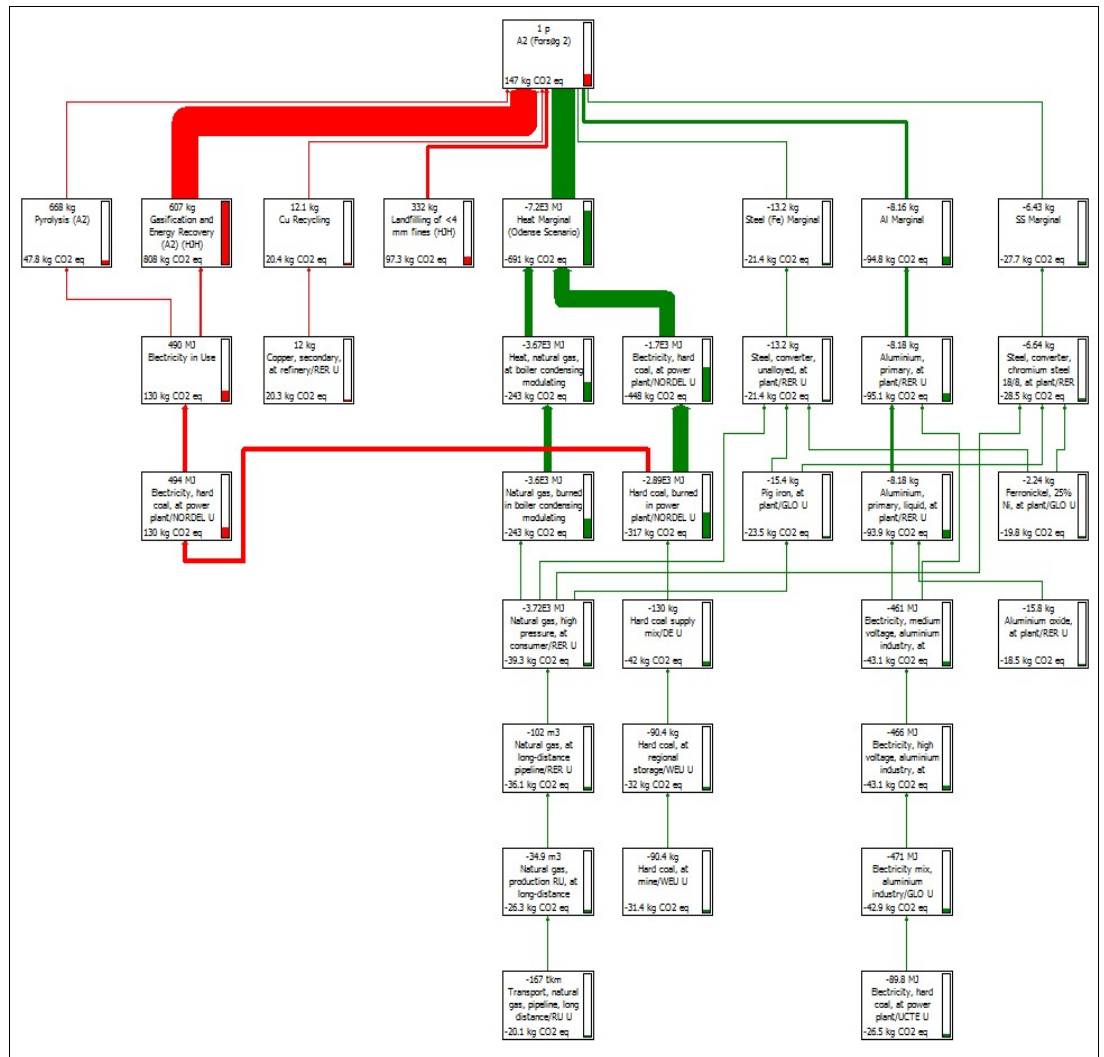


Figure 10.7: A2 Forsøg 2 (Heat Marginal – Odense Scenario)- Process Network for Global Warming Potential Impact Category (cutoff 2%)

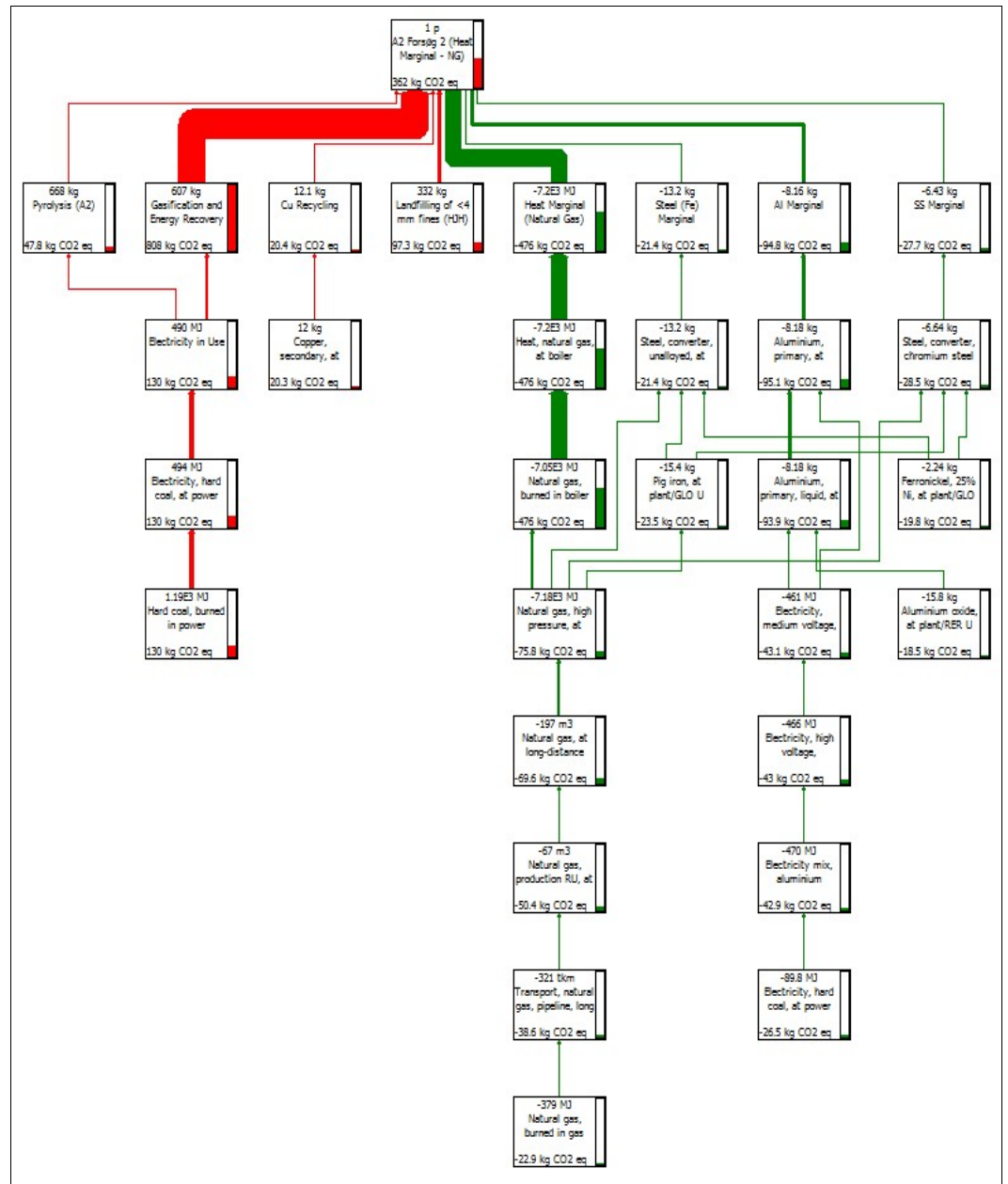


Figure 10.8: A2 Forsøg 2 (Heat Marginal – Natural Gas) - Process Network for Global Warming Potential Impact Category (cutoff 2%)

Figure 10.9 and Table 10.9 highlight the aggregated normalized results for the global warming impact category expressed in person equivalents. In the Figure, the net impact per scenario is expressed at the side of each scenario shown in black. From the Figure, it can be observed that the Alternative 2, A2 Forsøg 2 contributes the least to the global warming impact category compared to the other alternatives. It is, moreover, evident, that the pyrolysis step in the alternative 1 contributes more to global warming compared to the alternative 2. This is, of course, due to the fact that alternative 2 includes a pre-sieving of the Shredder residue resulting in the separation of the fines to be sent directly to landfill instead of through the pyrolysis step.

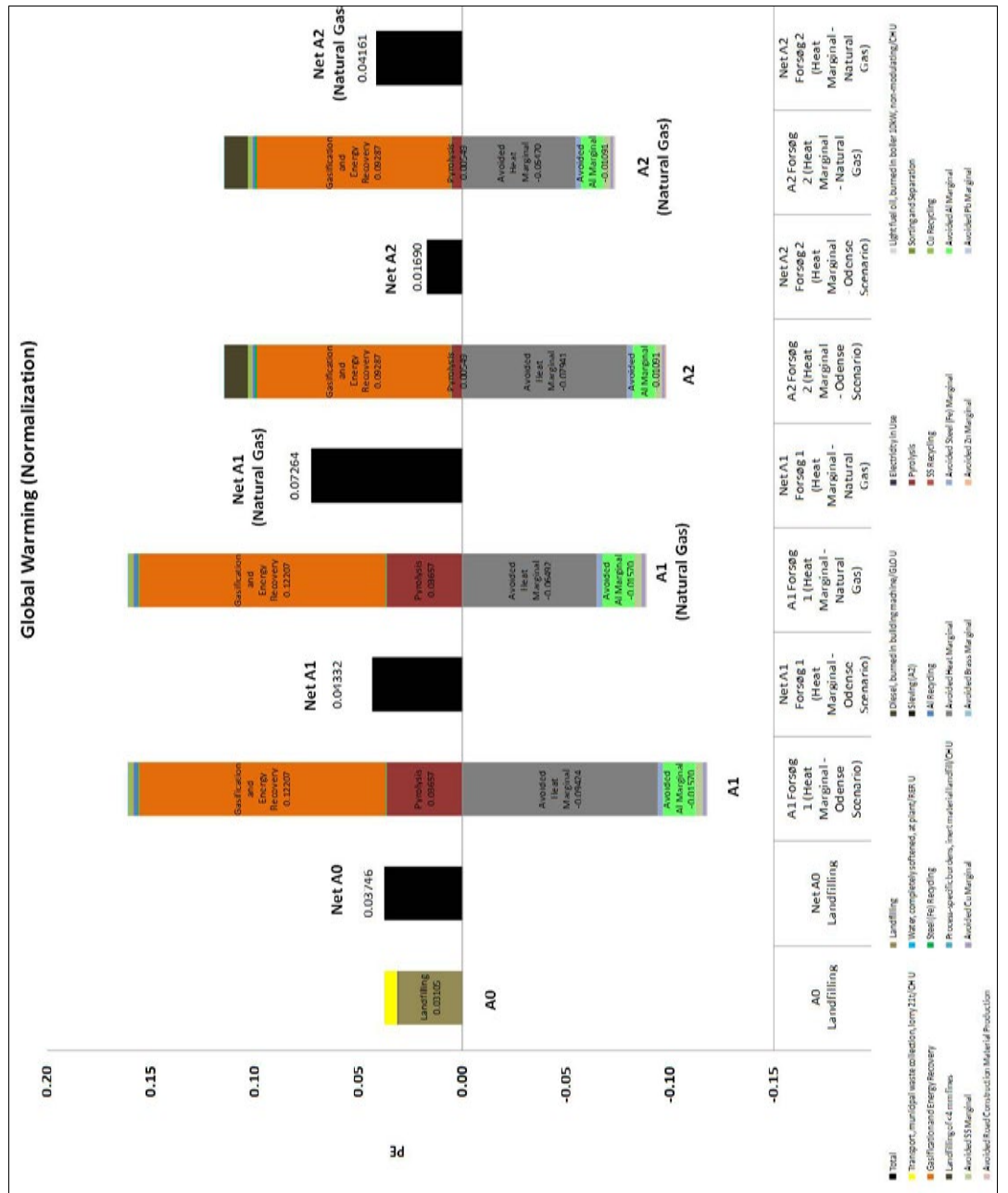


Figure 10.9: Aggregated Normalisation results for Global Warming comparing the reference scenario with the alternatives expressed in person equivalents.

	AO Landfilling	Net A0 Landfilling	A1 Forsøg 1 (Heat Marginal - Odense Scenario)	Net A1 Forsøg1 (Heat Marginal - Odense Scenario)	A1 Forsøg 1 (Heat Marginal - Natural Gas)	Net A1 Forsøg1 (Heat Marginal - Natural Gas)	A2 Forsøg 2 (Heat Marginal - Odense Scenario)	Net A2 Forsøg2 (Heat Marginal - Odense Scenario)	A2 Forsøg 2 (Heat Marginal - Natural Gas)	Net A2 Forsøg2 (Heat Marginal - Natural Gas)
Avoided Road Construction Material Production			-0.00001		-0.00001		0.00000		0.00000	
Avoided Pb Marginal			-0.00003		-0.00003		-0.00002		-0.00002	
Avoided Zn Marginal			-0.00022		-0.00022		-0.00019		-0.00019	
Avoided Brass Marginal			-0.00020		-0.00020		-0.00018		-0.00018	
Avoided Cu Marginal			-0.00167		-0.00167		-0.00162		-0.00162	
Avoided SS Marginal			-0.00349		-0.00349		-0.00318		-0.00318	
Avoided Al Marginal			-0.01570		-0.01570		-0.01091		-0.01091	
Avoided Steel (Fe) Marginal			-0.00229		-0.00229		-0.00246		-0.00246	
Avoided Heat Marginal			-0.09424		-0.06492		-0.07941		-0.05470	
Process-specific burdens, inert material landfill/CHU			0.00013		0.00013		0.00008		0.00008	
Landfilling of <4 mm fines							0.01119		0.01119	
Cu Recycling			0.00245		0.00245		0.00235		0.00235	
SS Recycling			0.00036		0.00036		0.00032		0.00032	
Al Recycling			0.00184		0.00184		0.00128		0.00128	
Steel (Fe) Recycling			0.00062		0.00062		0.00067		0.00067	
Gasification and Energy Recovery			0.11846		0.11846		0.09287		0.09287	
Sorting and Separation			0.00073		0.00073		0.00060		0.00060	
Pyrolysis			0.03657		0.03657		0.00549		0.00549	
Sieving (A2)							0.00001		0.00001	
Water, completely softened, at plant/RER U	0.00000									
Transport, municipal waste collection, lorry 21t/CHU	0.00585									
Light fuel oil, burned in boiler 10kW, non-modulating/CHU	0.00006									
Electricity in Use	0.00023									
Diesel, burned in building machine/GLO U	0.00027									
Landfilling	0.03105	0.03746		0.04332		0.07264		0.01690		0.04161
Total										

Tabel 10.9: Aggregated Normalisation results for Global Warming comparing the reference scenario with the alternatives expressed in person equivalents.

The normalized results of comparing the reference scenario with the other 2 scenarios with both the heat marginals described in the chapter are shown in Figure 10.10 below. The normalisation factors for the selected impact categories are expressed in person equivalents based on the EDIP 2003

normalisation references except for the impact categories waste where the factors used are expressed in person equivalents based on the EDIP 1997 methodology.

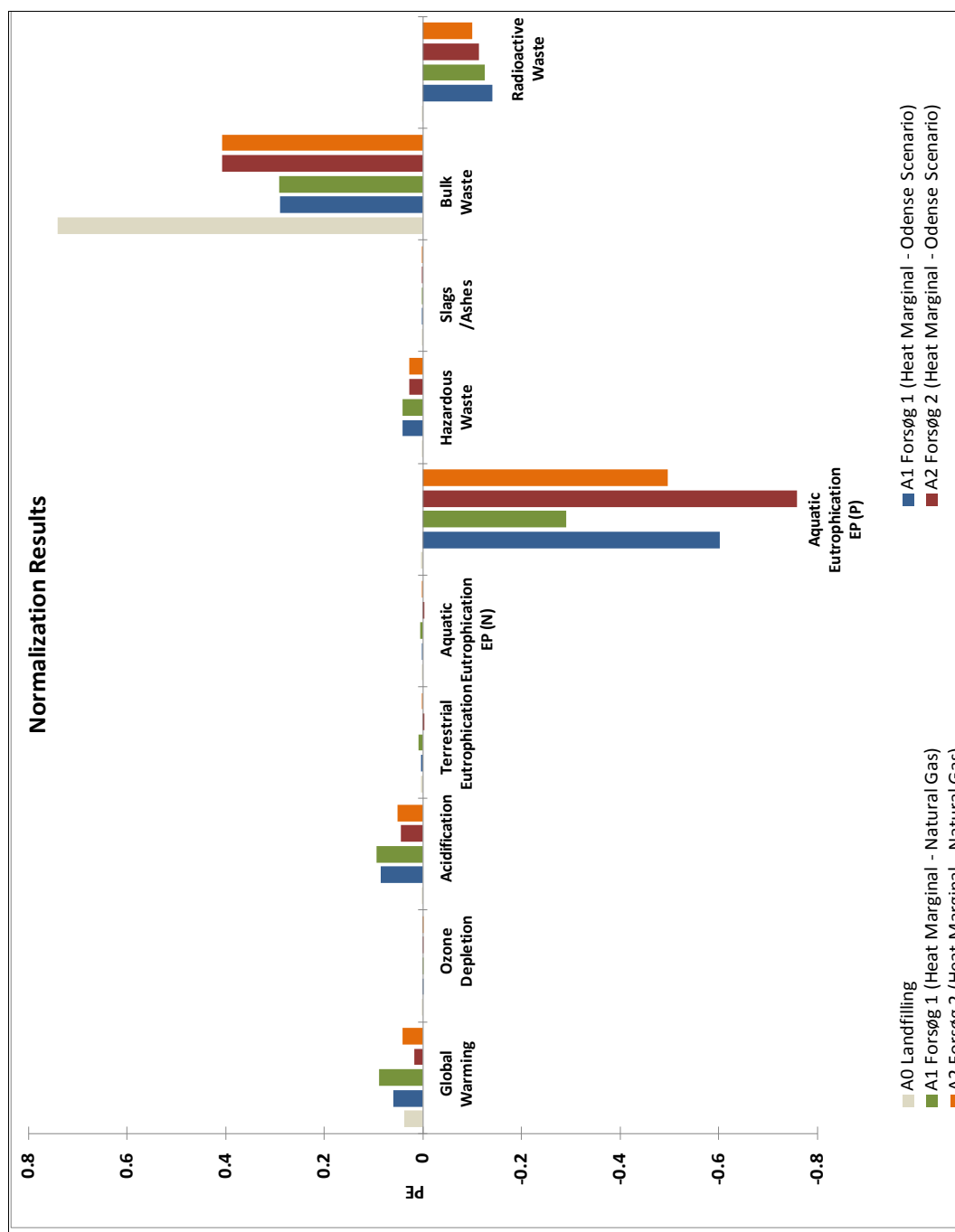


Figure 10.10: Aggregated Normalisation results for the selected impact categories comparing the reference scenario with the alternatives expressed in person equivalents.

From the Figure 10.10, alternative 2 with the heat marginal – Odense scenario contributes the least compared to the other alternatives. This can be attributed to the lesser amount of electricity used during the pyrolysis and gasification steps in alternative 2 for the impact category of global warming, due to the separation of the fines directly for landfill. However, alternative 2 contributes more towards bulk waste impact category – for the same reason. Alternative 2 avoids more compared to the other alternatives for the impact category of

aquatic eutrophication EP (P) as this is related to the disposal of waste associated with the avoided copper marginal process.

For the impact category – resources, the weighted results of comparing the reference scenario with the other 2 scenarios with both the heat marginals described in the chapter are shown in Figure 11 below. The weighted results for resources are calculated according to the EDIP 1997 resources only methodology based on the proven reserves per person updated to 2010. According to the EDIP 1997 resources only methodology, resources are given in individual impact categories, on a mass basis of the pure resource (i.e. 100% metal in ore, rather than ore). Normalisation is based on global production per world citizen, updated up to 2010. Weighting of non renewables is based on the supply horizon (World Reserves Life Index), which specifies the period for which known reserves will last at current rates of consumption.

From Figure 10.11, the two alternatives show environmental benefits for the selected resources compared to landfilling. However, there is not much difference between alternative 1 and 2 (alternative 1 is slightly more beneficial). The metal recovery entails much higher benefits on resource savings than the energy recovery. Selection of the different heat marginals does not impact the metal resources savings.

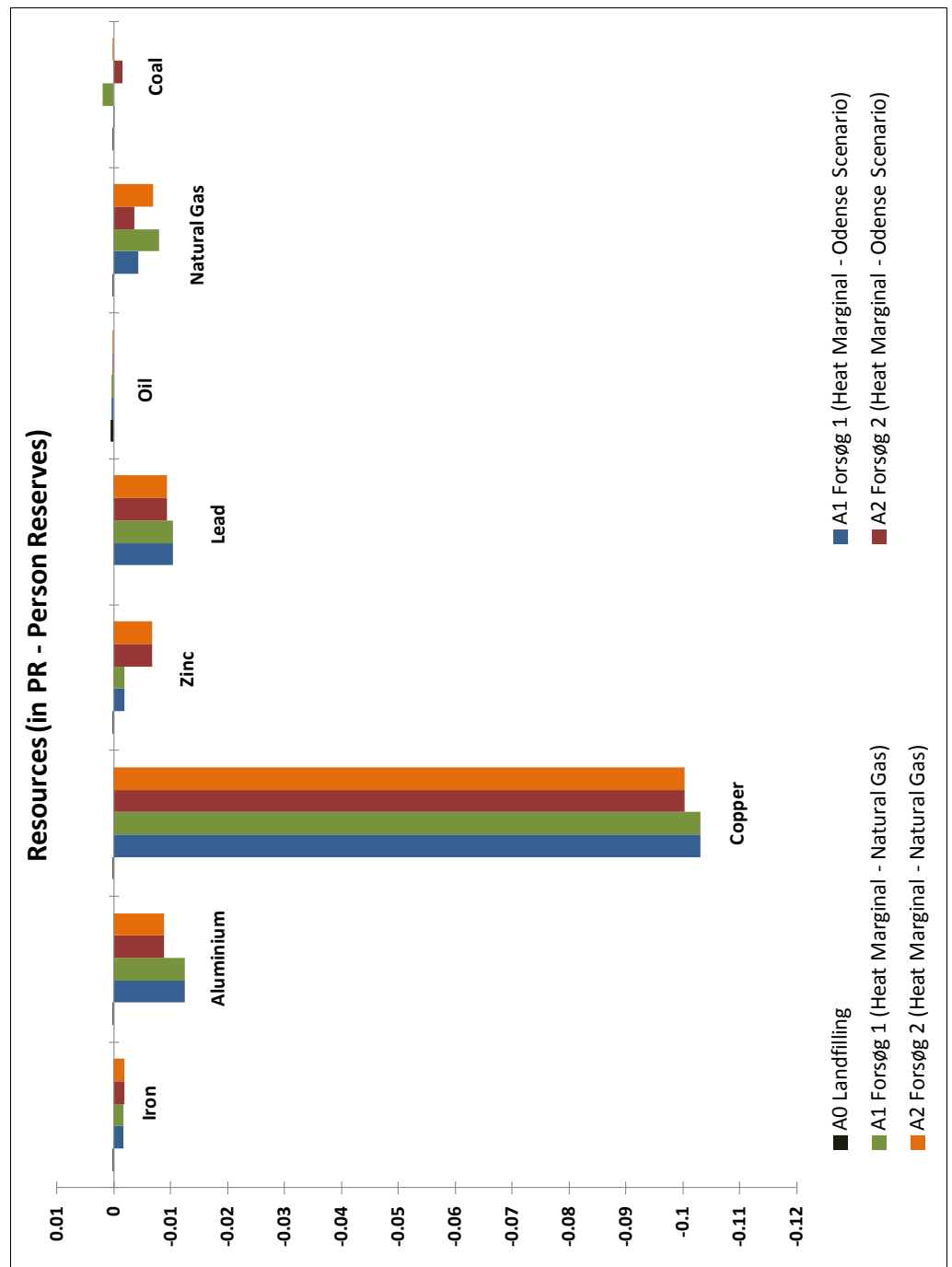


Figure 10.11: Weighting results for the selected impact categories comparing the reference scenario with the alternatives expressed in weighted pts (proven reserves per person).

Sensitivity Analysis

Sensitivity analyses were performed using a different heat marginal and the results of that have been included earlier as well. From the results of the different heat marginals it was evident that the heat marginal – Odense scenario was more beneficial than the natural gas heat marginal. Further sensitivity analyses were performed by selecting a different electricity marginal – the Electricity Mix Marginal. The normalized results using this electricity marginal are shown in Figure 10.12 below.

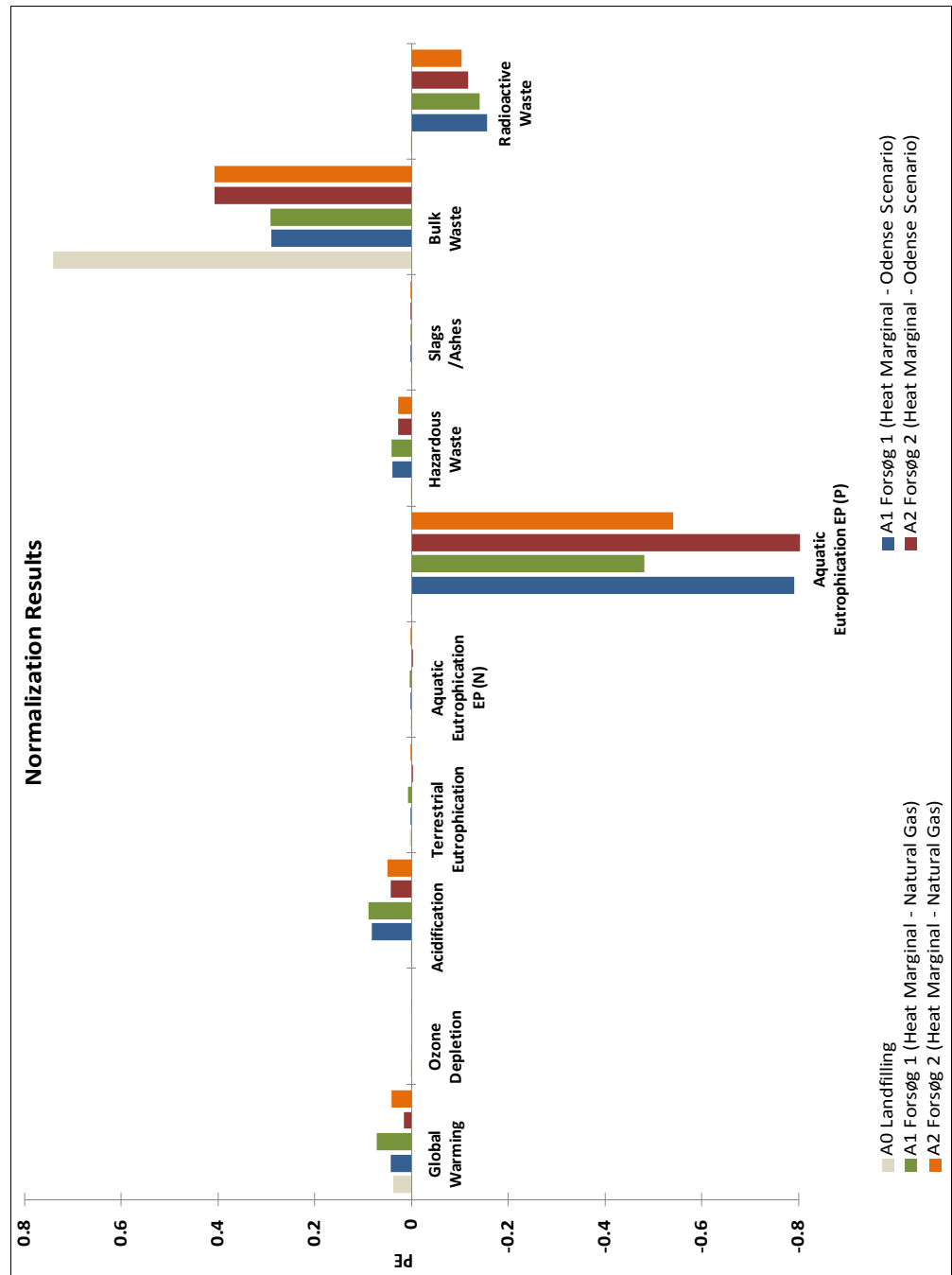


Figure 10.12: Normalisation results for the selected impact categories comparing the reference scenario with the alternatives expressed in person equivalents (PE) using the Electricity Mix Marginal

From Figure 10.12, alternative 1 with the heat marginal – Odense scenario contributed slightly less compared to alternative 2 with the same heat marginal. Figure 10.13 highlights the aggregated normalized results for the global warming impact category expressed in person equivalents using this electricity mix marginal. In the Figure, the net impact per scenario is expressed at the side of each scenario shown in black.

From Figure 10.13, it can be seen that due to the change in the electricity marginal, with the electricity mix marginal contributing lesser to global warming compared to electricity produced only from coal, the global warming impact for alternative 1 is reduced. This contributes to an overall

improvement in the impact contribution from alternative 1 when the electricity mix marginal is used in the modelling.

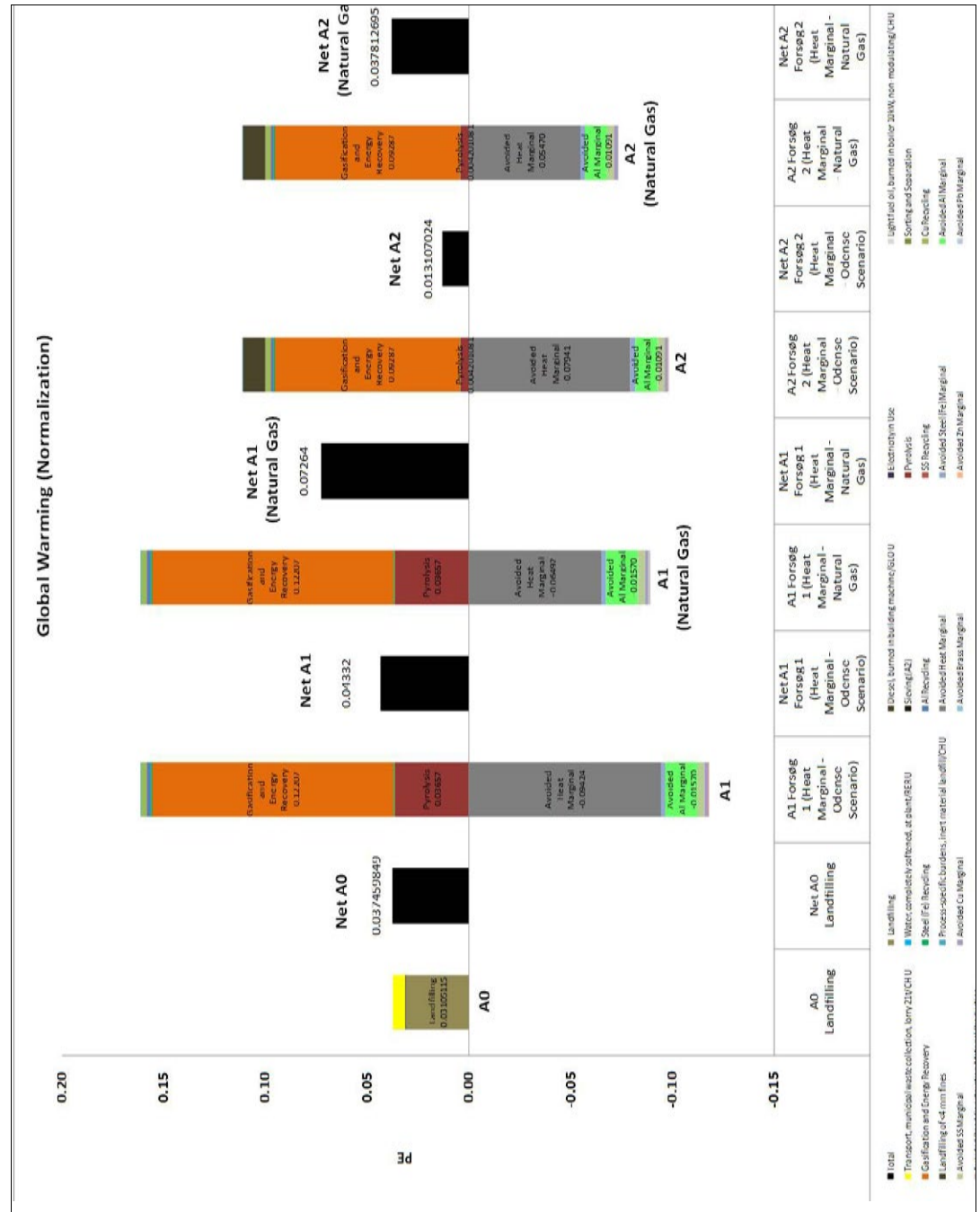


Figure 10.13: Aggregated Normalisation results for Global Warming comparing the reference scenario with the alternatives expressed in person equivalents using the Electricity Mix Marginal.

	A0 Landfilling	Net A0 Landfilling	A1 Forsøg 1 (Heat Marginal- Odense Scenario)	Net A1 Forsøg 1 (Heat Marginal- Odense Scenario)	A1 Forsøg 1 (Heat Marginal- Natural Gas)	Net A1 Forsøg 1 (Heat Marginal- Natural Gas)	A2 Forsøg 2 (Heat Marginal- Odense Scenario)	Net A2 Forsøg 2 (Heat Marginal- Odense Scenario)	A2 Forsøg 2 (Heat Marginal- Natural Gas)	Net A2 Forsøg 2 (Heat Marginal- Natural Gas)
■ Avoided Road Construction Material Production			-0.00001		-0.00001		-4.62987E-06		-4.62987E-06	
■ Avoided Pb Marginal			-0.00003		-0.00003		-2.28525E-05		-2.28525E-05	
■ Avoided Zn Marginal			-0.00022		-0.00022		-0.000185722		-0.000185722	
■ Avoided Brass Marginal			-0.00020		-0.00020		-0.000181134		-0.000181134	
■ Avoided Cu Marginal			-0.00167		-0.00167		-0.001623788		-0.001623788	
■ Avoided SS Marginal			-0.00349		-0.00349		-0.003180089		-0.003180089	
■ Avoided Al Marginal			-0.01570		-0.01570		-0.010905412		-0.010905412	
■ Avoided Steel (Fe) Marginal			-0.00229		-0.00229		-0.002460627		-0.002460627	
■ Avoided Heat Marginal			-0.09424		-0.06492		-0.079408046		-0.054702376	
■ Process-specific burdens, inert material landfill/CHU			0.00013		0.00013		7.6846E-05		7.6846E-05	
■ Landfilling of <4 mm fines							0.011193048		0.011193048	
■ Cu Recycling			0.00245		0.00245		0.002349854		0.002349854	
■ SS Recycling			0.00036		0.00036		0.000324952		0.000324952	
■ Al Recycling			0.00184		0.00184		0.001279013		0.001279013	
■ Steel (Fe) Recycling			0.00062		0.00062		0.000668212		0.000668212	
■ Gasification and Energy Recovery			0.11846		0.11846		0.090523458		0.090523458	
■ Sorting and Separation			0.00073		0.00073		0.000451501		0.000451501	
■ Pyrolysis			0.03657		0.03657		0.004201081		0.004201081	
■ Sieving (A2)							1.136E-05		1.136E-05	
■ Water completely softened, at plant/FRERU	1.46458E-08									
■ Transport, municipal waste collection, lorry 21t/CHU	0.005847135									
■ Light fuel oil, burned in boiler 10KW, non-modulating/CHU	6.02987E-05									
■ Electricity in Use	0.000231755									
■ Diesel, burned in building machine/GLOU	0.000269495									
■ Landfilling	0.03105115									
■ Total	0.037459849		0.04332		0.07264		0.013107024			0.037812695

Tabel 10.10: Aggregated Normalisation results for Global Warming comparing the reference scenario with the alternatives expressed in person equivalents using the Electricity Mix Marginal

Other assumptions comprise the degree of metal recovery from the processes and subsequent virgin metal substitution from recovered metal scrap. According to H.J.Hansen these data are quite certain. Moreover, as can be seen from the environmental impact Figures (in figure 10.13) the avoided CO₂ by Al recovery (the green part) in this context are relatively small, which means that the results are less sensitive to these assumptions. The recovered energy from pyrolysis / gasification is also very certain, as it depends largely on the measured heat value. Of course the composition of the Shredder Residue and thus the heat value can vary, but the sensitivity to such variations not very large anyway. This is due to the fact that most of the burnable fraction consists of plastics and other materials of fossil origin, and the release

of CO₂ from burning this counts as induced emissions whereas subsequent avoided fossil fuels give rise to equivalent avoided emissions. The higher the burnable content and heat value the higher therefore are both the induced and the avoided emissions. Only if the wood and paper fraction varies much there can be a larger sensitivity, because the avoided methane emissions from landfill when digging this part up will imply a larger avoided part than induced part of greenhouse gas emissions from this fraction of the SR. But the composition and variation of wood and paper is believed to be relatively small and variations in this will not change results and conclusions significantly.

10.6 CONCLUSIONS

Alternative 2, A2 Forsøg 2 which includes the pre-sieving of the fines fraction and the direct transfer of this back to landfill without pyrolysis/gasification of this is the better environmental solution. This solution gives rise to a significant environmental improvements as well as significant resources savings on both metal and fossil resources compared to the reference scenario of landfilling. The reason this solution is better than A1 is that the energy consumption of the pyrolysis is relatively significant compared to the energy that can be recovered from the SR. As the fine fraction has very low heat value, the energy used to run the pyrolysis on this fraction does not pay off in terms of recovered energy. Its calorific value is simply too low to justify the energy used by the pyrolysis/gasification.

The metal recovery entails much higher benefits on resource savings than the energy recovery. However, the energy recovery from the Shredder residues (in A2) entails higher environmental benefits than the metal recovery. So even though the highest monetary value may lie in the metal recovery, the environmental benefit lies mainly in the energy recovery in this scenario.

These conclusions are robust to any changes in assumptions on which electricity and heat that will be replaced by the recovered energy from the Shredder residues. This was observed by carrying out the sensitivity analyses using different electricity and heat marginals.

10.7 REFERENCES

Affalddanmark (2011) CO₂-opgørelser i den danske affaldsbranche - en vejledning

Introduktion, koncept og basisdata. Affalddanmark og Dakofa, oktober 2011

Burger, B., Bauer, Ch. (2007) Windkraft. Sachbilanzen von Energiesystemen. Final report No. 6 ecoinvent data v2.0. Editors: Dones R.. Volume: 6. Swiss Centre for LCI, PSI. Dübendorf and Villigen, CH.

Classen M., Althaus H.-J., Blaser S., Tuchschnid M., Jungbluth N., Doka G., Faist Emmenegger M. and Scharnhorst W. 2009. Life Cycle Inventories of Metals. Final report ecoinvent data v2.0, No 10. EMPA Dübendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, Online-Version under: www.ecoinvent.ch

Christensen, T. H. (2011), Solid Waste Technology & Management, Blackwell Publishing Ltd. ISBN: 978-1-405-17517-3

Doka G. (2007) Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Final report ecoinvent data v2.0. Volume: 13. Swiss Centre for LCI, Empa - TSL. Dübendorf, CH.

Dones, R., Bauer, C., Roeder, A., 2007. Kohle. In: Dones, R. (Ed.) et al., Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Okobilanzen für die Schweiz. Final report ecoinvent No. 6-VI, Paul Scherrer Institut Villigen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.

Ekvall, T. and B.P. Weidema. 2004. System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. International Journal of Life Cycle Assessment. 9(3) : 161-171.

Faist Emmenegger, M., Heck, T., Jungbluth, N. (2007) Erdgas. Sachbilanzen von Energiesystemen. Final report No. 6 ecoinvent data v2.0. Editors: Dones R.. Volume: 6. Swiss Centre for LCI, PSI. Dübendorf and Villigen, CH.

Frischknecht R., Tuchschnid M., Faist Emmenegger M., Bauer C., Dones R. 2007: Strommix und Stromnetz. In: Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Okobilanzen für die Schweiz. Ecoinvent report No. 6, v2.0. Paul Scherrer Institut Villigen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, Online-Version under: www.ecoinvent.ch

ISO 14040, (1997), International standard 14040 - Environmental management Life cycle assessment - Principles and framework, International Standard Organization, Geneva.

ISO 14041, (1998): International standard 14041 - Environmental management Life cycle assessment - Goal and scope definition and inventory analysis, International Standard Organization, Geneva.

Lund, H., Mathiesen, B.V., Christensen, P., Schmidt, J.H., 2010. Energy system analysis of marginal electricity supply in consequential LCA. The International Journal of Life Cycle Assessment 15, 260-271.

Wenzel, H. 1998. Application dependency of LCA methodology: key variables and their mode of influencing the method. International Journal of Life Cycle Assessment. 3(5): 281-288.

Wenzel, H., M. Wesnæs and O.L. Dall. 2009. Consequential life cycle assessment. Document prepared in the framework of the System Analysis Course (XC-SYS1). University of Southern Denmark.

11 Beskrivelse af de virksomhedsøkonomiske konsekvenser

Processen, der anvendes til beregning af de virksomhedsøkonomiske konsekvenser, er en batch proces med to linjer, der køres tidsmæssigt forskudt således, at når den ene batch chargerer kører den anden med maksimal energiproduktion.

Hver linje består af et kombineret chargeringsanlæg og asketømningsanlæg, en kombineret pyrolyse/forgasnings enhed, en kedel til afbrænding af den producerede gas og et gas rensningsanlæg.

I den kombinerede pyrolyse/forgasnings enhed opvarmes shredderaffaldet i den indledende fase til pyrolysetemperatur. Den dannede gas brændes direkte uden udkondensering af en oliefase. Efterfølgende tilføres ilt i kontrollerede mængder således, at koksen forgasses ved en temperatur på ca. 500 °C. Når koksen er færdig forgasset tømmes asken ud og føres til et sorteringsanlæg, hvor asken først sigtes på 3 mm sigte. Den fine fraktion deponeres, og den grove fraktion gennemløber et sorteringsanlæg med magnet, eddy current og findere til genvinding af jern, kobber, aluminium, mix metal og mineraler.

Baseret på en anlægskapacitet på 80.000 tons shredderaffald pr. år uanset om det er med eller uden fines vil et investeringsoverslag være som følger:

Tabel 11.1 Investeringsoversigt

Investering i udstyr	315.000.000 kr.
Bygninger og finansiering	105.000.000 kr.
Samlet kapital behov	420.000.000 kr.

I beregningerne af de virksomhedsøkonomiske konsekvenser anvendes en afskrivnings periode på 15 år og en forrentning på 5 % p.a.

Vi vil se på fire forskellige scenarier for hvert af de to alternativer:

- Scenarie 1:
Behandling af 80.000 ton shredderaffald pr. år uden deponiafgift og uden tillægsafgift i forbindelse med varmeproduktion, men med 100 % i genvindingsgrad.
- Scenarie 2:
Behandling af 80.000 ton shredderaffald pr. år uden deponiafgift og uden tillægsafgift i forbindelse med varmeproduktion, men med 80 % i genvindingsgrad
- Scenarie 3:
Behandling af 80.000 ton shredderaffald pr. år med fremtidig deponiafgift og tillægsafgift i forbindelse med varmeproduktion, og

med 100 %
i genvindingsgrad.

- Scenarie 4:
Behandling af 80.000 ton shredderaffald pr. år med fremtidig deponiafgift og tillægsafgift i forbindelse med varmeproduktion, og med kun 80 %
i genvindingsgrad.

Der regnes på genvindingsgrader på 80 % og på 100 % i de forskellige scenarier. Hertil skal bemærkes, at der ikke er regnet med forskellige metoder til genvinding, men at springet mellem 80 % og 100 % blot er et udtryk for usikkerhed i effektiviteten af udstyret. Drift og vedligeholdelseskostninger er derfor de samme ved 80 % genvindingsgrad og 100 % genvindingsgrad.

I alternativ 1 er der i alle fire scenarier regnet med en bemanning på 35 mand, og i alternativ 2 er bemanningen hævet med 5 til 40 mand på grund af det ekstra arbejde med sigtning og håndtering af en større mængde shredderaffald.

Jern og metalpriserne er anslået som følger:

Tabel 11.2 Jern og metalpriser

	EURO/t	Kr./t
Jern	275	2.062,50
Kobber	4473	33.547,50
Aluminium	1595	11.962,50
Mix metal	1283	9.623,50

Ved salg af varme regnes med en gennemsnitspris på 30,45 Kr./GJ.

11.1 ØKONOMISK OVERSIGT ALTERNATIV 1 MED FINES

I alternativ 1 anvendes udelukkende shredderaffald fra den løbende produktion på shredderanlægget i Odense. Restprodukterne fra pyrolyse/forgasnings processen, som vil være filterstøv og aske, forventes at blive klassificeret som farligt affald, og det forventes, at dette affald kan deponeres på Odense Nord Miljøcenter (ONM).

Tabel 11.3 Økonomisk oversigt alternativ 1 med fines

Udgifter	Scenarie 1	Scenarie 2	Scenarie 3	Scenarie 4
	Kr./t SR	Kr./t SR	Kr./t SR	Kr./t SR
Finansieringsomkostninger	506	506	506	506
Driftsomkostninger	613	620	1183	1190
Vedligeholdelsesomkostninger	131	131	131	131
Samlede omkostninger	1250	1257	1748	1755

Indtægter	Scenarie 1	Scenarie 2	Scenarie 3	Scenarie 4
	Kr./t SR	Kr./t SR	Kr./t SR	Kr./t SR
Salg af varme	260	260	260	260
Salg af jern og metaller	786	629	786	629
Samlede indtægter	1046	889	1046	889

Behandlingsomkostninger	Scenarie 1	Scenarie 2	Scenarie 3	Scenarie 4
	Kr./t SR	Kr./t SR	Kr./t SR	Kr./t SR
Behandlingsomkostninger	132	368	702	866
Heraf skatter og afgifter	0	0	570	576

Årsagen til lavere driftsomkostninger i scenarierne 1 og 3 med genvindingsgrad på 100 % sammenlignet med scenarierne 2 og 4 med genvindingsgrad på 80 %, skal findes deri, at ved 80 % genvindingsgrad skal der deponeres mere aske end ved 100 % genvindingsgrad.

11.2 ØKONOMISK OVERSIGT ALTERNATIV 2 UDEN FINES

I alternativ 2 anvendes dels shredderaffald fra den løbende produktion i Odense og dels opgravet shredderaffald fra ONM. Da fines < 4 mm ifølge vort forsøg udgør 33,2 % af det producerede shredderaffald vil de 80.000 t fra produktionen bidrage med 53.440 t til pyrolyseprocessen. De manglende 26.560 t for at nå 80.000 t fremskaffes ved at opgrave 39.760 t af det deponerede shredderaffald. Efter sigtning af denne mængde opnås de manglende 26.560 t under forudsætningen, at mængden af fines også i det deponerede shredderaffald udgør 33,2 % af den samlede mængde. I de økonomiske beregninger er det antaget, at den tilførte mængde fines til ONM er den samme som den fra førte mængde > 4 mm, og at der derfor ikke skal betales deponeringsafgift af den tilførte mængde.

Restprodukterne fra pyrolyse/forgasnings processen, som vil være filterstøv og aske, forventes at blive klassificeret som farligt affald, og det forventes, at også dette affald kan deponeres på Odense Nord Miljøcenter (ONM).

Tabel 11.4 Økonomisk oversigt alternativ 2 uden fines

Udgifter	Scenarie 1	Scenarie 2	Scenarie 3	Scenarie 4
	Kr./t SR	Kr./t SR	Kr./t SR	Kr./t SR
Finansieringsomkostninger	506	506	506	506
Driftsomkostninger	657	667	1205	1215
Vedligeholdelsesomkostninger	131	131	131	131
Samlede omkostninger	1222	1232	1770	1780

Indtægter	Scenarie 1	Scenarie 2	Scenarie 3	Scenarie 4
	Kr./t SR	Kr./t SR	Kr./t SR	Kr./t SR
Salg af varme	328	328	328	328
Salg af jern og metaller	1063	850	1063	850
Samlede indtægter	1391	1178	1391	1178

Behandlingsomkostninger	Scenarie 1	Scenarie 2	Scenarie 3	Scenarie 4
	Kr./t SR	Kr./t SR	Kr./t SR	Kr./t SR
Behandlingsomkostninger	(169)	54	379	602
Heraf skatter og afgifter	0	0	547	554

Årsagen til lavere driftsomkostninger i scenarierne 1 og 3 med genvindingsgrad på 100 % sammenlignet med scenarierne 2 og 4 med

genvindingsgrad på 80 %, skal findes deri, at ved 80 % genvindingsgrad skal der deponeres mere aske end ved 100 % genvindingsgrad.

Det bør nævnes, at hvis det mod vor forventning skal betales deponeringsafgift for fines < 4 mm, som erstatter opgravet shredderaffald > 4 mm bliver behandlingsomkostninger i alternativ 2 for alle scenarier 158 kr./t SR højere.

11.3 ØKONOMISK OVERSIGT VED FORTSAT DEPONERING

Med udgangspunkt i, at shredderaffald er klassificeret som farligt affald, har det indtil nu været fritaget for deponeringsafgifter.

Omkostningerne til håndtering af shredderaffald til deponering udgør i 2011 225 kr./t SR.

Med de planlagte deponeringsafgifter for farligt affald vil omkostningerne i perioden 2012 til 2014 stige til 385 kr./t SR.

Fra 2015 vil omkostninger stige til 700 kr./t SR.

11.4 DISKUSSION AF DE ØKONOMISKE KONSEKVENSER

Som det fremgår af det foregående er behandlingsomkostninger i de to alternativer væsentlig forskellige. Årsagen til dette er primært, at der i alternativ 2 arbejdes med mere shredderaffald end i alternativ 1. Den potentielle værdi af jern og metaller ved en genvindingsgrad på 100 % er i alternativ 1 786 Kr./ t SR, medens den potentielle værdi i alternativ 2 er 1063 Kr. eller ca. 35 % højere.

Dette gør alternativ 2 med en i scenarie 1 endog et positivt dækningsbidrag på 169 Kr./t SR til den økonomisk mest attraktive løsning.

Behandlingsomkostninger er dog stærk påvirket af primært to ting:

Genvindingsgraden og de planlagte afgifter på deponi af farligt affald og tillægsafgiften i forbindelse med varmereproduktion.

Genvindingsgraden kan påvirkes i positiv retning ved valg af den bedst tilgængelige teknologi til genvinding og kan nok bringes tættere på 100 % end på 80 %.

Afgifterne, der er planlagt faset ind med fuld kraft fra 2015, vil i høj grad øge behandlingsomkostninger i begge alternativer. Derved sænkes incitamentet til investering i en teknologi, der endnu ikke er afprøvet i forbindelse med shredderaffald og derfor må opfattes som en investering, der medføre en vis risiko for økonomiske tab.

Afgifterne er for deponering 475 Kr./t affald. Tillægsafgiften er beregnet til 339 kr./t SR i alternativ 1 og til 428 kr./t SR i alternativ 2. Dette giver en tillægsafgift pr. år for alternativ 1 på ca. 27,1 mio. kr. og et varmesalg på kun 20,8 mio. kr. I alternativ 2 er tillægsafgiften pr. år beregnet til ca. 34,2 mio. kr. og et varmesalg på 26,3 mio. kr.

12 Konklusioner og forslag til videre arbejde

De gennemførte pyrolyse forsøg viser, at det vil være relativt enkelt efter pyrolyseprocessen at genvinde betydelige mængder jern og metaller, der blotlægges fra shredderaffaldet, når affaldet udsættes for pyrolyse. Både jern og metaller er absolut uskadte på grund af de relativt lave temperaturer, ca. 500 °C og lavt iltindhold under forgasningen de udsættes for. Dette er i modsætning til, hvad der sker i et affaldsforbrændingsanlæg, hvor både temperatur og iltindhold er væsentlig højere. Hvis shredderaffald indsættes i et affaldsforbrændingsanlæg vil aluminium sandsynligvis stort set gå tabt, og der vil være et væsentligt tab også på jern.

Desuden vil det sandsynligvis være muligt at genvinde en del mineralske materialer, der forventes at kunne anvendes som konstruktionsmateriale.

Selvom hovedformålet og den største økonomiske gevinst ligger i den øgede genvinding af jern og metaller, vil kombinationen af pyrolyse og forgasning også kunne nyttiggøre energiindholdet i shredderaffaldet til varme til fjernvarmenettet. Muligvis vil det være muligt også at etablere el-produktion. Dette bør undersøges nærmere i det videre arbejde

Hovedkonklusionen efter projektgennemførelsen må være, at en kombination af pyrolyse og forgasning af shredderaffald er så interessant, at en dybere udredning bør igangsættes straks.

Det videre arbejde vil være en fase med en række aktiviteter:

- Projektering.
- Undersøgelse af mulighederne for el-produktion.
- Optimering af den termiske virkningsgrad.
- Forhandling med SKAT om afgiftsfritagelse.
- Valg af placering.
- Til sikring af levering af shredderaffald opnå aftale om tilladelse til opgravning af allerede deponeret shredderaffald
- Udfærdigelse af VVM redegørelse
- Kommuneplantillæg
- Ansøgning om miljøtilladelse.
- Ansøgning om tilkobling til fjernvarmenettet.
- Ansøgning om evt. tilkobling til el-nettet
- Udarbejdelse af dokumentation i forbindelse med indhentning af tilbud om gældsfinansiering.
- Udarbejdelse af specifikationer for indkøb af anlæg

Under vejs i denne fase kan der evt. blive tale om pilotforsøg på et eksisterende anlæg.

Appendix A – Unit Processes Inventories

The list and description of Unit Processes cover the following:

1. Sieving (A2)
2. Pyrolysis (A1)
3. Pyrolysis (A2)
4. Sorting and Separation (A1 + A2)
5. Gasification and Energy Recovery (A1)
6. Gasification and Energy Recovery (A2)
7. Landfilling of <4mm fines
8. Steel (Fe) Recycling
9. Al Recycling
10. SS Recycling
11. Cu Recycling
12. Brass Recycling
13. Zn Recycling
14. Pb Recycling

An overview of the data on each of these unit processes is given in the following. The process names refer to the names of the process in the model established in the LCA tool used, i.e. the SimaPro:

Table A1: Description of Sieving (A2)

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Sieving (A2)	1	kg	Sieving process in Alternative 2
<i>Materials/Fuels</i>			
Diesel, at regional storage/RER U	0.23/1000	kg	Data as provided from Experimental Study for Forsøg 2

Table A2: Description of Pyrolysis (A1)

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Pyrolysis (A1)	1	kg	Pyrolysis process in Alternative 1
<i>Materials/Fuels</i>			
Electricity in Use	1.6	MJ	Data as provided from Experimental Study for Forsøg 1, Marginal Process for Electricity in Use

Table A3: Description of Pyrolysis (A2)

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Pyrolysis (A2)	1	kg	Pyrolysis process in Alternative 2
<i>Materials/Fuels</i>			
Diesel, at regional storage/RER U	11.63/1000	kg	Data as provided from Experimental Study for Forsøg 2
Electricity in Use	1.6	MJ	Data as provided from

			Experimental Study for Forsøg 2, Marginal Process for Electricity in Use
--	--	--	--

Table A4: Description of Sorting and Separation (A1 + A2)

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Sorting and Separation (A1 + A2)	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Electricity in Use	0.04	MJ	Data as provided from Experimental Study, Marginal Process for Electricity in Use

Table A5: Description of Gasification and Energy Recovery (A1)

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Gasification and Energy Recovery (A1)	1	kg	Gasification and Energy Recovery process in Alternative 1
<i>Materials/Fuels</i>			
Electricity in Use	500/1000	MJ	Data as provided from Experimental Study for Forsøg 1, Marginal Process for Electricity in Use
Diesel, at regional storage/RER U	23.26/1000	kg	Data as provided from Experimental Study for Forsøg 1
Lime, hydrated, packed, at plant/CH U	20/1000	kg	Data as provided from Experimental Study for Forsøg 1
<i>Emissions to air</i>			
Carbon dioxide	0.9805	kg	26.74% C in input to gasification process
Sulfur dioxide	0.012	kg	0.61% S in input to gasification process
Carbon monoxide	84/1000	g	Vestforbrænding, 2008, Christensen et al. (2010)
Hydrogen chloride	15/1000	g	
Hydrogen fluoride	0.6/1000	g	
Nitrogen oxides	945/1000	g	

Table A6: Description of Gasification and Energy Recovery (A2)

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Gasification and Energy Recovery (A2)	1	kg	Gasification and Energy Recovery process in Alternative 2
<i>Materials/Fuels</i>			
Electricity in Use	500/1000	MJ	Data as provided from Experimental Study for Forsøg 2, Marginal Process for Electricity in Use
Diesel, at regional storage/RER U	11.63/1000	kg	Data as provided from Experimental Study for Forsøg 2
Lime, hydrated, packed, at plant/CH U	20/1000	kg	Data as provided from Experimental Study for

			Forsøg 2
<i>Emissions to air</i>			
Carbon dioxide	1.1766	kg	32.09% C in input to gasification process
Sulfur dioxide	0.0112	kg	0.56% S in input to gasification process
Carbon monoxide	84/1000	g	Christensen et al. (2011) (Vestforbrænding, 2008)
Hydrogen chloride	15/1000	g	
Hydrogen fluoride	0.6/1000	g	
Nitrogen oxides	945/1000	g	

Table A7: Landfilling of <4mm fines

Process includes process-specific (i.e. independent of waste composition) energy demand and land use of landfill.

Remark: inorganic landfill for polluted inorganic wastes like with carbon content below 5%

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Landfilling of <4mm fines	1	kg	Doka G. (2007)
<i>Materials/fuels</i>			
Diesel. burned in building machine/GLO U	0.0467	MJ	
Electricity. medium voltage. at grid/CH U	0.00135	kWh	
Electricity. low voltage. at grid/CH U	0.000015	kWh	
Light fuel oil. burned in boiler 10kW. non-modulating/CH U	0.00161	MJ	
<i>Emissions to air</i>			
Heat. waste	0.00491	MJ	
Methane	0.012311242	kg	Calculated based on the quantity of degradable matter (expressed as cellulose) in the <4 mm fraction. The assumption made is that cellulose is made up of wood and paper only. Wood fraction degrades up to 50% and Paper fraction degrades up to 70% in the landfill.
Carbon dioxide	0.005641779	kg	

Table A8: Steel (Fe) Recycling

Secondary production of steel from ferrous scrap: 1 kg of scrap metal is used to produce 0.905 kg steel. This process includes the preparation and transport of scrap metal and the other input materials to the electric arc furnace, the steel making process and casting.

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Steel (Fe) Recycling	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Steel, electric, un- and low-alloyed, at plant/RER U	1	kg	Classen et al. (2009)

Table A9: Al Recycling

Secondary production of aluminium from scrap: 1 kg of scrap metal is used to produce 0.971 kg Al. This process includes the preparation and transport of scrap metal, melting, alloying and casting.

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
--------------	--------	------	---------------------

Al Recycling	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Aluminium, secondary, from old scrap, at plant/RER U	1	kg	Classen et al. (2009)

Table A10: SS Recycling

Secondary production of chromium steel 18/8 from scrap: 1 kg of scrap metal is used to produce 0.905 kg stainless steel. The recycling process is assumed the same as for regular steel.

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
SS Recycling	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Steel, electric, un- and low-alloyed, at plant/RER U	1	kg	Classen et al. (2009)

Table A11: Cu Recycling

Secondary production of copper from scrap: 1 kg of scrap metal is used to produce 0.763 kg Cu. This process includes the preparation and transport of scrap metal, assumed the same as for ferrous scrap, and copper refining at a non-ferrous metal smelter.

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Cu Recycling	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Copper, secondary, at refinery/RER U	1	kg	Classen et al. (2009)

Table A12: Brass Recycling

Secondary production of brass from scrap: 1 kg of scrap metal is used to produce 0.763 kg brass. The recycling process is assumed the same as for copper.

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Brass Recycling	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Copper, secondary, at refinery/RER U	1	kg	Classen et al. (2009)

Table A13: Zn Recycling

Secondary production of zinc: 1 kg of scrap zinc is assumed to produce 1 kg zinc. The recycling process is assumed the same as for copper.

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Zn Recycling	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Copper, secondary, at refinery/RER U	1	kg	Classen et al. (2009)

Table A14: Pb Recycling

Secondary production of lead: 1 kg of scrap lead is assumed to produce 1 kg lead. The recycling process is assumed the same as for copper.

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Pb Recycling	1	kg	

<i>Materials/Fuels</i>			
Copper, secondary, at refinery/RER U	1	kg	Classen et al. (2009)

Appendix B – Marginal Processes Inventories

List and Description of rest of the Marginal Processes:

1. **Steel (Fe) Marginal**
2. **Al Marginal**
3. **Cu Marginal**
4. **SS (Stainless Steel) Marginal**
5. **Brass Marginal**
6. **Zn Marginal**
7. **Pb Marginal**
8. **Road Construction Material Production**

Table B1: Description of Steel (Fe) Marginal

Primary production of Steel: 0.9 kg of pig iron used for the production of 1 kg steel, 0.2 kg steel scrap used for cooling the hot liquid; process includes input materials to converter and their upstream production, steel making process and casting.

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Steel (Fe) Marginal	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Steel, converter, unalloyed, at plant/RER U	1	kg	Classen et al. (2009)

Table B2: Description of Al Marginal

Primary production of Aluminum: Process includes upstream production of aluminum primary liquid, casting of ingots, transport of materials and disposal of wastes.

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Al Marginal	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Aluminium, primary, at plant/RER U	1	kg	Classen et al. (2009)

Table B3: Description of Cu Marginal

Primary production of Copper: Process includes upstream mining, beneficiation, reduction and refining of copper.

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Cu Marginal	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Copper, primary, at refinery/RER U	1	kg	Classen et al. (2009)

Table B4: Description of SS Marginal

Primary production of chromium steel 18/8: Primary production of stainless steel with an alloy composition of 18 chromium and 8 nickel.

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
--------------	--------	------	---------------------

SS Marginal	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Steel, converter, chromium steel 18/8, at plant/RER U	1	kg	Classen et al. (2009)

Table B5: Description of Brass Marginal

Primary production of Brass: Production of brass based on a 70% Cu and 30% Zn content.

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Brass Marginal	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Brass, at plant/CH U	1	kg	Classen et al. (2009)

Table B6: Description of Zn Marginal

Primary production of Zinc: Process includes upstream mining, beneficiation and production of high-grade primary zinc by pyro- and hydrometallurgical processes.

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Zn Marginal	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Zinc, primary, at regional storage/RER U	1	kg	Classen et al. (2009)

Table B7: Description of Pb Marginal

Primary production of Lead: Process includes upstream mining, beneficiation and production of primary lead with the sinter/blast furnace and direct smelting process, slag disposal and final refining.

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Pb Marginal	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Lead, primary, at plant/GLO U	1	kg	Classen et al. (2009)

Table B8: Description of Road Construction Material Production

Process includes the whole manufacturing process, internal processes (transport, etc.) and infrastructure. No administration is included. Recultivation is taken into account.

Remark: Mix of round and crushed gravel, allocation based on production of 4 Swiss gravel plants: 79% round gravel and 21% crushed gravel.

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Road Construction Material Production	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Gravel, unspecified, at mine/CH U	1	kg	Kellenberger et al. (2007)

Resumé

Formålet har været at udføre forsøg med pyrolyse af shredderaffald for lettere genvinding af jern og metaller og for fastlæggelse af energiindholdet i affaldet. Efterfølgende er forskellige veje til udnyttelse af energiindholdet i affaldet undersøgt. Projektet har vist stort potentiale for genvinding af mere jern og metal samt peger på energiudnyttelse ved en kombination af pyrolyse og forgasning.



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

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

www.mst.dk