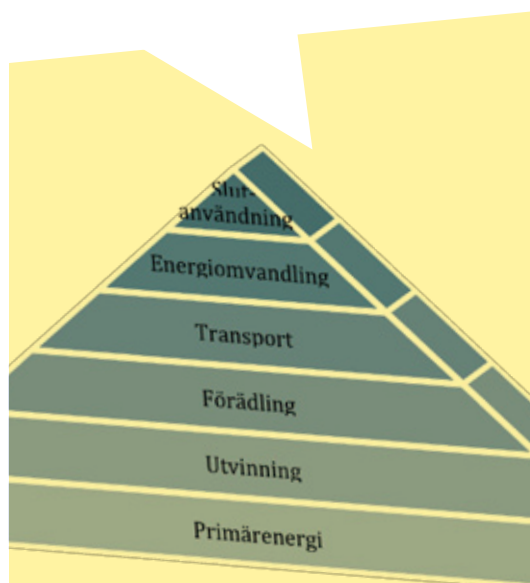


VÄRDERING AV FJÄRRVÄRMENS RESURSEFFEKTIVITET



RAPPORT 2013:3



Primärenergi är resurser tagna från naturen i botten av pyramiden. Den upparbetas och omvandlas i flera steg på väg till den slutliga användningen. Diagrammet beskriver hur mycket primärenergi som används för varje steg.

Primärresurs

Primärresurs avser icke förnybar primärenergi som fossil- och kärnkraft. I CEN-standard 15603: 2008 används begreppet "primary energy" vilket kan anses vara ett mer lämpligt uttryck. I (2005) används också begreppet icke förnybar primärresurs.

Primärenergifaktorer

Primärenergifaktorer (PEF) översätts till primärenergi via så kallade primärenergifaktorer (denna rapport som PEF). Dessa beskriver den totala energin som krävs för att producera en viss nytta, exempelvis en kWh värme eller elektricitet. Ett mått på det ansvar en viss nytta bär för i termer av primärenergi fastställs som kvoten mellan primärenergifaktorer och nyttig energi:

$$PEF = \frac{\text{tillförd primärenergi}}{\text{nyttig energi}}$$

Primärenergifaktorer omfattar då all primärenergi som krävs för att producera en viss nytta. Detta omfattar energianvändningen i hela kedjan – till exempel utvinning, transport, transmissions- och distributionsförluster samt andra processer eller aktiviteter som krävs för att tillverka energin. För att exempelvis åstadkomma en kWh värme eller elektricitet kan primärenergien som krävs bestå av olika energikällor, exempelvis naturgas, kol, olja, vind, sol, vattenkraft etc., och samtliga av dessa måste räknas med. Primärenergifaktorer kan användas vid beräkning av en primärenergifaktor för en produkt eller tjänst.

VÄRDERING AV FJÄRRVÄRMENS RESURSEFFEKTIVITET OCH MILJÖPÅVERKAN

METODFRÅGOR

JENNY GODE JOHANNA FREDÉN
IDA ADOLFSSON TOMAS EKVALL

FÖRORD

Det här är det tredje Fjärrsynsprojekt som IVL har gjort kopplat till fjärrvärmens miljövärdering. De två tidigare heter Miljövärden och miljöprodukter för fjärrvärme och fjärrkyla samt Miljökommunikation med nyckeltal och indikatorer.

Projektet består av tre delar där syftet med den första har varit att vidareutveckla metoder för att beräkna primärenergifaktorer för avfall och att utveckla emissionsfaktorer för avfallsbränslen och restenergier. I den andra delen analyserar projektet hur EU:s kommande Product Environmental Footprint Guide kan tillämpas på fjärrvärme. Slutligen, i den tredje delen har målet varit att undersöka marginalbränslen och vilka effekter en ökad efterfrågan på ett specifikt bränsle idag får på kort och på lång sikt. Exempel på frågeställningar har varit vilken typ av teknik har kapacitet att möta en ökad efterfrågan och var i världen sker ökningen.

Projektet har utförts av Jenny Gode, Johanna Fredén, Ida Adolfsson och Tomas Ekvall på IVL. En referensgrupp har följt och bidragit till projektets resultat. Referensgruppen har bestått av Karin Ekh, Göteborg Energi, Johan Lundén, Tekniska Verken i Linköping, Romel Makdessi, E.ON, Cinny Arnfeldt, Mälarenergi, Karin Bäcker, Falkenberg Energi, Jon Iver, Bakken Haflsund och Charlotta Abrahamsson, Svensk Fjärrvärme.

Projektet ingår i forskningsprogrammet Fjärrsyn som finansieras av Energimyndigheten och fjärrvärmebranschen. Fjärrsyn ska stärka möjligheterna för fjärrvärme och fjärrkyla genom ökad kunskap om fjärrvärmens roll i klimatarbetet och för det hållbara samhället till exempel genom att bana väg för affärsmässiga lösningar och framtida teknik.

Christian Schwartz
Ordförande i Svensk Fjärrvärmes omvärldsråd

Rapporten redovisar projektets resultat och slutsatser. Publicering innebär inte att Fjärrsyns styrelse eller Svensk Fjärrvärme har tagit ställning till innehållet.

SAMMANFATTNING

Efterfrågan på miljöinformation ökar. Detta gäller såväl produkter som energi, och fjärrvärme är inget undantag. Projektet syftar till att vidareutveckla den metodik för beräkning av primärenergifaktorer som tagits fram av Gode m.fl.(2012). Syftet med projektet är även att utveckla emissionsfaktorer för avfallsbränslen och restenergier samt att ta fram primärenergifaktorer för bränslen i ett marginalperspektiv. Med marginalbränsle avses i detta projekt marginalproduktionen av ett specifikt bränsle. Projektet analyserar även hur EU:s kommande Product Environmental Footprint Guide kan tillämpas på fjärrvärme.

Avfallsbränslen och restenergier

Arbetet med att vidareutveckla tidigare framtagna metodik för att beräkna primärenergifaktorer för avfallsbränslen skedde i flera steg. Intressentanalyser gjordes genom intervjuer och en workshop i form av en Delhiprocess. Utveckling av primärenergifaktorer och emissionsfaktorer för deponigas och stålverksgas gjordes baserat på litteraturstudier.

Detta projekt har visat på hur komplex beräkningen av primärenergi och emissioner är för avfallsbränslen. Intressentanalysen visade att synen på primärenergi och emissioner för avfallsbränslen skiljde sig mycket åt hos de olika aktörerna. I rapporten presenteras hur tre perspektiv på avfall - om avfallet betraktas som rent avfall, som ett bränsle eller som en materialresurs - påverkar alternativen för beräkning av primärenergifaktorer och emissionsfaktorer för avfall. Det finns ingen objektiv sanning när det gäller beräkning av avfallsbränslens miljöpåverkan, utan alla tre perspektiven kan försvaras. Det är dock ett av dem som bäst stämmer med konsensusprocessen i detta projekt. Det innebär att avfallet betraktas som rent avfall, att dess primärenergifaktor sätts till noll och att emissioner från avfallsförbränning allokteras mellan tjänsterna energiproduktion och avfallsdestruktion. Olika allokeringsmetoder kan användas för denna allokering. Vi rekommenderar i detta fall en ekonomisk allokering. Resultatet med detta betraktelsesätt är en låg primärenergifaktor och relativt låga emissioner för fjärrvärme producerat med avfall.

Alla tre perspektiven tillämpas i rapporten på ett beräkningsexempel: en soppåse med hushållsavfall. Den beräknade primärenergifaktorn för soppåsen blev $0 \text{ kWh/kWh}_{\text{avfall}}$, $0,02 \text{ kWh/kWh}_{\text{avfall}}$, $0,04 \text{ kWh/kWh}_{\text{avfall}}$, $0,61 \text{ kWh/kWh}_{\text{avfall}}$ samt $1,04 \text{ kWh/kWh}_{\text{avfall}}$, beroende på perspektiv och allokeringsmetod. Emissionsfaktorerna blev $0 \text{ gCO}_2\text{-ekv/ kWh}_{\text{avfall}}$, $81 \text{ gCO}_2\text{-ekv/ kWh}_{\text{avfall}}$, $97 \text{ gCO}_2\text{-ekv/kWh}_{\text{avfall}}$ samt $162 \text{ gCO}_2\text{-ekv/ kWh}_{\text{avfall}}$.

I projektet har primärenergifaktorer och emissionsfaktorer också beräknats för deponigas och stålverksgas. I båda dessa fall spelar bedömningen om huruvida gaserna ses som en restprodukt eller en biprodukt stor roll. I detta projekt antas både deponigasen och stålverksgasen vara restprodukter. De beräknade primärenergifaktorerna omfattar hjälpenenergin som behövs för att samla in och transportera gaserna till en förbränningsanläggning. Emissionsfaktorerna omfattar de

emissioner som uppkommer vid produktion av hjälpenenergin plus de emissioner som sker vid förbränning av respektive gas. Även andra sätt att bedöma restenergier kan försvaras. Eftersom en objektiv sanning saknas är det viktiga att försöka nå konsensus mellan olika branscher där restenergierna och huvudprodukterna nyttjas.

Marginalbränslen

De bränslen som studeras i detta projekt är avfall, biobränslen (primära och sekundära), naturgas, kol, råolja och el. Analysen av marginaltekniker för bränslen är baserad på den metodik som Weidema m.fl. (1999) presenterat. Som grund för analysen av marginalbränslen används framtidsscenarier för tillgång och efterfrågan på respektive bränsle.

Målet med arbetet med marginalbränslen har varit att undersöka vilka effekter en ökad efterfrågan på ett specifikt bränsle idag får på kort sikt och på lång sikt. Vilken typ av teknik har kapacitet att möta en ökad efterfrågan? Var i världen sker ökningen? Vad är primärenergifaktorn för den identifierade tekniken?

Analysen presenterar tänkbara marginalbränslen på kort och lång sikt för de studerade bränslena. Osäkerheten i analysen av marginalbränslen på lång sikt är dock stor, särskilt för avfall och biobränslen, då flera antaganden gjorts om framtida efterfrågan och produktion av respektive bränsle. De primärenergifaktorer som presenteras bygger på data som tagits fram utifrån dagens kunskap, det är däremot osäkert hur väl de stämmer överens med framtida produktion av bränslena.

När är det relevant att använda de framtagna data på marginalbränslen? Informationen från denna studie kan användas som en del i analysen när val görs mellan olika alternativa bränslen för framtida fjärrvärmeproduktion. De framtagna primärenergifaktorerna kan användas som ett mått på resurseffektiviteten för ett bränsle. Även andra miljöegenskaper som exempelvis emissioner bör beaktas i en valsituation. Vår rekommendation är att marginaldata för bränslen används vid beräkningar av marginalfjärrvärme. De primärenergifaktorer som presenteras i denna rapport utgör en bra grund, men det finns behov av vidare forskning bland annat för att ta fram data för fler miljöpåverkanskategorier för de identifierade marginalbränslena samt analyser av hur en ökad efterfrågan på ett bränsle kan påverka tillgången av ett annat bränsle.

Environmental Footprints of Products

Inom ramen för projektet så har Product Environmental Footprint Guide final draft som publicerades i juli 2012 analyserats. Slutversionen av Product Environmental Footprint Guide kommer att publiceras under år 2013.

Product Environmental Footprint-studier är relevanta för energiprodukter och kan vara intressanta för fjärrvärmebolag i Sverige. En Product Environmental Footprint-studie kan användas både för internt och externt bruk. Det är ännu oklart vilket genomslag Product Environmental Footprint Guide kommer att få för livscykelanalyser i Europa. Om den slutliga versionen av handledningen blir tillräckligt bra för att få ett brett genomslag i Europa så kommer kunder och industri

förhoppningsvis att ges bättre förutsättningar för att ställa om till en mer hållbar konsumtion och produktion.

Product Environmental Footprint Guide har vissa avsnitt som påverkar hur miljöpåverkan från fjärrvärme beräknas, bland annat kan mer noggranna beräkningar krävas. Då nationella konsumtionsdata för el ska användas i beräkningarna ger detta en mycket låg miljöpåverkan för svensk el. Detta gör att värmepumpar i Sverige kommer att ha en låg miljöbelastning i Product Environmental Footprint-studier. För fjärrvärmebranschen så är det intressant att följa det fortsatta europeiska arbetet med Product Environmental Footprint Guide och då med särskilt fokus på utvecklingen av Product Environmental Footprint Category Rules, regler som är specifika för en produktkategori. I dagsläget så finns fortfarande en del oklarheter vad det gäller beräkningen av fjärrvärmens miljöprestanda, då särskilt vad det gäller allokering av resursanvändning och emissioner i ett kraftvärmeverk.

SUMMARY

The demand for environmental information increases. This applies to both products and energy, and heat is no exception. The project aims to further develop the methodology for calculation of primary energy factors for waste fuels presented by Gode et al. (2012). The project also aims at developing emission factors for waste fuels and residual energy carriers and to develop primary energy factors for various fuels from a marginal perspective. The term marginal fuel as used in this project refers to the marginal production of a specific fuel. The project also aims at analyzing how the Product Environmental Footprint Guide can be applied to district heating.

Waste fuels and residual energy carriers

A stakeholder analysis was done in the project through interviews and a workshop in the form of a Delphi process. Development of primary energy factors and emission factors for residual energy carriers were based on literature studies and contacts with steel mills.

This project demonstrates the complexity of the valuation of primary energy and emissions for waste fuels. The stakeholder analysis showed that the perception of primary energy and emissions of waste fuels differed a lot. The report presents how three alternative perspectives on waste – as pure waste, as fuel, or as a material resource - affect the calculation of primary energy factors and emission factors for waste fuels. There is no objective truth when it comes to the valuation of environmental impact of waste fuels, all three perspectives can be defended. However, one perspective (to regard waste as pure waste) is more consistent with the results from the consensus process that was organized within this project. With this perspective, the primary energy factor of waste is set to zero, and an allocation of emissions from waste incineration is done between the services energy production and waste disposal. Several allocation methods can be used for this situation; we recommend in this case an economic allocation.

In the report all three perspectives, and a selection of allocation methods, is applied on a calculation example, a bag containing household garbage. The estimated primary energy factor of the household garbage was 0 kWh / kWh_{waste}, 0.02 kWh / kWh_{waste}, 0.04 kWh / kWh_{waste}, 0.61 kWh / kWh_{waste} and 1.04 kWh / kWh_{waste}, all depending on the perspective and allocation method. The calculated emission factors were 0 gCO₂ eq. / kWh_{waste}, 81 gCO₂ eq. / kWh_{waste}, 97 gCO₂ eq. / kWh_{waste} and 162 gCO₂ eq. / kWh_{waste}.

Primary energy factors and emission factors have been calculated for landfill gas and residual gas from steel mills. In both these cases, the key factor when it comes to determining the primary energy factor and the emission factor is the decision whether the gas is seen as a waste or by-product. Also here, different perspectives may be applicable.

Marginal Fuels

The fuels studied in this project were waste, biomass (primary and secondary), natural gas, coal, crude oil, and electricity. The analysis of the marginal technologies for fuels is based on the methodology presented by Weidema et al. (1999). Future scenarios for supply and demand for fuels and energy carriers form the basis for the analysis.

What type of technology has the capacity to meet an increased demand of a specific fuel? Where in the world could the increase take place? What is the primary energy factor for the identified technology? This project has aimed at answering these questions.

The analysis presents the potential marginal fuels in the short and long term for the studied fuels. Uncertainty in the analysis of the marginal fuel in the long term, however, is great, especially for waste and biomass, as several assumptions have been made about future demand and production of each fuel. The primary energy factors presented are based on data developed based on current knowledge; it is unclear how well they conform to future production of fuels.

When is it appropriate to use the generated data on marginal fuels? The information from this study can be used as part of the analysis when the choice is made between the various alternative fuels for future district heating production. The chosen primary energy factors can be used as one way to evaluate the resource efficiency of a fuel. We recommend using the data for marginal fuels in the calculations of marginal district heating. The presented primary energy factors forms a good basis for the calculations, but further research is needed.

Environmental Footprints of Products

As a part of this project the Product Environmental Footprint Guide final draft, (published in July 2012) was analyzed. The final version of the Product Environmental Footprint Guide will be published in 2013.

Product Environmental Footprint studies are relevant for energy products and may be of interest to the district heating companies in Sweden. A Product Environmental Footprint study can be used both for internal and external use. It is still unclear what impact Product Environmental Footprint guide will have on the life cycle assessments in Europe. If the Product Environmental Footprint Guide gain a wide acceptance Product Environmental Footprint studies can provide customers with more information and hopefully lead to a more sustainable consumption.

Product Environmental Footprint Guide has some sections that affect how the environmental impact of heating is calculated. The Guide requires rather detailed calculations, including, for example, the uptake and emissions of biogenic carbon. As national average consumption data for electricity is recommended to be used in the calculations, electricity used in Sweden will have a very low environmental impact. If this recommendation remains in the final version of the Guide, heat pumps in Sweden will, for example, have a low environmental impact in Product Environmental Footprint studies.

For the Swedish district heating sector, it might be important to follow the ongoing European efforts concerning Product Environmental Footprint Guide, especially the development of Product Environmental Footprint Category Rules. In the draft, there is still some uncertainty as to the calculation of the environmental performance of district heating, particularly in terms of allocation of resource use and emissions of a combined heat and power plant.

INNEHÅLL

1.1	SYFTE OCH MÅL PROJEKTET	13
1.2	RESULTATSPRIDNING	14
1.3	UPPLÄGG RAPPORT	14
2.1	INLEDNING AVFALLSBRÄNSLEN OCH RESTENERGIER	15
2.1.1	Syfte	15
2.1.2	Metod	15
2.1.3	Tidigare resultat från Primärenergi i avfall och restvärme	16
2.1.4	Vad är en emissionsfaktor?	27
2.2	INTRESSENTANALYS- DELPHI-WORKSHOP	28
2.2.1	Resultat från Workshop 1, tidigare projekt	28
2.2.2	Resultat från Workshop 2	28
2.3	INTRESSENTANALYS - INTERVJUSTUDIE	32
2.4	TRE ALTERNATIV FÖR BERÄKNING AV PRIMÄRENERGIFAKTORER OCH EMISSIONSFAKTORER FÖR AVFALLSBRÄNSLEN	34
2.4.1	Alternativ 1 Avfall är en potentiell materialresurs	34
2.4.2	Alternativ 2 Avfall är en restprodukt	35
2.4.3	Alternativ 3 Avfall är ett bränsle	37
2.5	BERÄKNINGSEXEMPEL PRIMÄRENERGIFAKTORER OCH EMISSIONSFAKTORER FÖR HUSHÅLLSAVFALL	37
2.5.1	Allmänna antaganden	37
2.5.2	Allokering kraftvärme, alternativproduktionsmetoden.	38
2.5.3	Alternativ 1 Avfall är en potentiell materialresurs	40
2.5.4	Alternativ 2 Avfall är en restprodukt	40
2.5.5	Alternativ 3 Avfall är ett bränsle	41
2.6	TILLÄMPNING AV DE FÖRESLAGNA ALTERNATIVEN PÅ MILJÖVÄRDEN FÖR AVFALL FRÅN VÄRMEMARKNADSKOMMITTÉNS ÖVERENSKOMMELSE	42
2.7	RESURSINDEX	43
2.7.1	Beräkningsexempel resursindex för hushållsavfall	44
2.8	DEPONIGAS	45

2.8.1	Primärenergifaktor och emissionsfaktor för deponigas	46
2.9	STÅLVERKSGAS	46
2.9.1	Primärenergifaktor och emissionsfaktor för stålverksgas	47
2.10	DISKUSSION/SLUTSATSER	48
3.1	INLEDNING MARGINALBRÄNSLEN	51
3.1.1	Bakgrund	51
3.1.2	Syfte	55
3.1.3	Metod	55
3.2	MARGINALBRÄNSLEN	56
3.2.1	Avfall	56
3.2.2	Biobränslen	58
3.2.3	Kol	62
3.2.4	Råolja	64
3.2.5	Naturgas	69
3.2.6	El	73
3.2.7	Sammanställning primärenergifaktorer för marginalbränslen	76
3.3	DISKUSSION/SLUTSATSER	76
4.1	INLEDNING ENVIRONMENTAL FOOTPRINTS OF PRODUCTS	78
4.1.1	Bakgrund	78
4.1.2	Syfte	79
4.1.3	Metod	79
4.2	PRODUCT ENVIRONMENTAL FOOTPRINT GUIDE	79
4.2.1	Syfte och målgrupp	79
4.2.2	Innehåll och struktur	80
4.2.3	Product Environmental Footprint Category Rules	80
4.2.4	Product Environmental Footprint Guide och andra standarder	81
4.2.5	Product Environmental Footprint Guide och fjärrvärme	85
4.3	DISKUSSION/SLUTSATSER	86

1 INLEDNING

Efterfrågan på miljöinformation ökar. Detta gäller såväl produkter som energi, och fjärrvärme är inget undantag. IVL har tidigare visat att företagskunder i allt högre utsträckning efterfrågar miljöinformation om den köpta fjärrvärmen och att de ofta inte anser att den information de får från sin fjärrvärmeleverantör är tillräcklig. Många menar också att det är viktigt att miljönyckeltalen är beräknade på ett konsistent sätt, gärna av en oberoende part.

IVL har tidigare tagit fram en metod för beräkning av primärenergifaktorer för avfallsbränslen och restvärme i rapporten Primärenergi i avfall och restvärme (Gode m.fl., 2012). I detta projekt så undersöker vi möjligheterna att vidareutveckla den framtagna metodiken samt analyserar olika sätt att beräkna emissionsfaktorer för avfallsbränslen. Det finns också behov att analysera hur det energiresursindex som tagits fram av IVL och ATON (Erlandsson & Sandberg, 2011) hänger ihop med primärenergifaktorer och hur det i väsentliga delar skiljer sig åt.

Det finns också ett behov av ett sätt att ta hänsyn till miljövärden vid en *förändrad energianvändning*. Ett steg i detta är att utveckla primärenergifaktorer för *marginalbränslen*. Med *marginalbränsle* avses i det här fallet marginalproduktionen av ett specifikt bränsle, det vill säga marginaleffekten på utvinnings- och förädlingsprocessen. Förändringen kan ske på kort eller lång sikt och vara global eller regional.

Inom EU så pågår just nu ett arbete som syftar till att skapa en gemensam metodik för miljöbedömningar av produkter, tjänster och företag. Detta arbete utgör en del av EU:s handlingsplan för en hållbarare konsumtion och produktion. I juli 2012 presenterade EU Product Environmental Footprint Guide final draft. Detta projekt analyserar hur den framtagna metodiken kan tillämpas på fjärrvärme.

1.1 Syfte och mål projektet

Projektet syftar till att vidareutveckla den tidigare presenterade metodiken för beräkning av primärenergifaktorer för avfallsbränslen (Gode m.fl., 2012). Syftet är även att utveckla emissionsfaktorer för avfallsbränslen och restenergier samt att ta fram primärenergifaktorer för bränslen i ett marginalperspektiv. Projektet kommer också att analysera hur Environmental Footprints of Products kan tillämpas på fjärrvärme och vilka luckor som eventuellt behöver fyllas i det hittills presenterade ramverket Product Environmental Footprint Guide.

Mål för projektet:

- Förfining och vidareutveckling av metodik för beräkning av primärenergifaktorer och emissionsfaktorer för avfallsbränslen och restenergier.
- Utveckla primärenergifaktorer för konsekvenstänkande (marginalbränslen).
- Ge vägledning för hur metodiken för Environmental Footprints kan tillämpas på fjärrvärme och vilka eventuella kompletteringar som krävs för att systemet ska kunna användas på fjärrvärmeproduktion.

1.2 Resultatspridning

Resultaten från projektet presenteras i denna rapport. En workshop baserad på en Delphi-process har genomförts i projektet, där diskuterades primärenergi och emissioner för avfallsbränslen. Regelbundna möten med projektets referensgrupp har hållits. Resultat från projektet kommer att presenteras bland annat på Fjärrvärmedagarna 2013.

Målgrupp för kommunikationsverksamheterna är bland annat representanter från energibranschen, industrin, avfalls- och återvinningsbranschen, Energimyndigheten, Naturvårdsverket och oberoende experter.

1.3 Upplägg rapport

Projektet har indelats i följande delmoment:

- Delmoment 1 Avfallsbränslen och restenergier
- Delmoment 2 Marginalbränslen
- Delmoment 3 Environmental Footprints of Products

Denna rapport består av tre delar, ett avsnitt för varje delmoment. I varje avsnitt så beskrivs syfte, metod, resultat och diskussion för det enskilda delmomentet.

2 AVFALLSBRÄNSLEN OCH RESTENERGIER

2.1 Inledning Avfallsbränslen och restenergier

2.1.1 Syfte

IVL har tidigare tagit fram en metod för beräkning av primärenergifaktorer för avfallsbränslen och restvärme (Gode m.fl., 2012). Syftet med detta delmoment är att undersöka möjligheten att vidareutveckla metodiken bland annat med avseende på hur avfall som är vettigt att materialåtervinna ska värderas. Metoden utvidgas sedan för att även kunna tillämpas för beräkningar av emissionsfaktorer för växthusgaser för avfallsbränslen.

Metoden för energiresursindex som utvecklats av IVL och ATON (rapporterat i Erlandsson & Sandberg, 2011) tillämpas i rapporten på ett avfallsbränsle. Denna metod och andra sätt att beräkna ett bränsles resurseffektivitet diskuteras.

Primärenergifaktorer och emissionsfaktorer utvecklas även för deponigas och stålverksgas (en blandning av koksgas, masugnsgas och LD-gas). Dessa restenergier valdes ut i samarbete med projektets referensgrupp.

2.1.2 Metod

Arbetet med att vidareutveckla tidigare framtagna metodik för avfallsbränslen skedde i flera steg. Intressentanalyser gjordes genom intervjuer och en workshop. I Bilaga 1 så finns en lista på alla intervjuade och workshopdeltagare som bidragit med mycket värdefull input till projektet. Intervjuerna hölls med avfallexperter och intressenter om deras syn på primärenergifaktorer och emissionsfaktorer för avfallsbränslen. Mer information om intervjuerna finns i 2.3 Workshopen arrangerades i form av en Delhiprocess där värdering av avfallsbränslen diskuterades. Resultatet från workshopen presenteras i 2.2. Utveckling av primärenergifaktorer och emissionsfaktorer för restenergier gjordes baserat på litteraturstudier och kontakter med stålverk.

2.1.2.1 Avgränsningar och definitioner

Rapporten beskriver några alternativa metoder som kan användas vid allokering av primärenergi och emissioner för avfallsbränslen och för vissa av de restenergier som används till fjärrvärmeproduktion. Med avfallsbränslen avses i denna rapport främst hushållsavfall och de restenergier som undersöks är stålverksgas och deponigas.

Rapporten fokuserar på primärenergi i den betydelse som anges i 2.1.3.4, som där nämns finns också andra typer av begrepp såsom primärresurs eller icke-förnybar primärenergi. De primärenergifaktorer som vi avser i detta projekt benämns på engelska ofta som total primary energy factors, till skillnad från primärresursfaktor som ofta benämns non-renewable primary energy factors. Dessa engelska benämningar finns exempelvis i CEN-standardEN 15603: 2008.

Emissionsfaktorer har tagits fram med avseende på klimatpåverkande växthusgaser per enhet insatt bränsle. Andra typer av emissioner diskuterades kort på workshopen som arrangerades i projektet, dock har inga emissionsfaktorer tagits fram för dessa.

2.1.2.1.1 Definition avfallsbränslen

Med avfallsbränsle menas i denna rapport främst hushållsavfall. Dock inkluderas även andra avfallsbränslen. Avfall definieras i avfallsdirektivet (2008/98/EG) som *”ämne eller föremål som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med”*. Detta kan dock inte anses vara en tillräcklig definition i denna rapport för att kunna avgöra vad som är ett avfallsbränsle. Dels för att mer än bara det som kan användas som bränsle ingår i avfallsbegreppet men också för att *”föremål som innehavaren gör sig av med”* inkluderar långt mer än vad som i dagligt tal brukar tillskrivas ett avfall.

Ett avfall har i denna rapport även inkluderat ytterligare villkor;

- Avfall har varit någon typ av produkt tidigare. Detta till skillnad från en bi-produkt/restbränsle som uppstått ur en process och därmed aldrig haft något tidigare *”livscykel”* uppströms

2.1.3 Tidigare resultat från Primärenergi i avfall och restvärme

IVL har i ett tidigare projekt undersökt hur man kan se på primärenergi i avfall och restvärme (Gode m.fl., 2012). I denna rapport så bygger vi vidare på det tidigare utförda arbetet. I detta avsnitt återfinns en sammanfattning av föregående projekt samt viktiga delar som är relevanta även i detta projekt. I detta avsnitt så ges en bakgrund till vad primärenergi är. Information om avfallsbränslen och olika allokeringsmetoder presenteras. I det föregående projektet så togs en metod fram för att beräkna primärenergifaktorn för avfallsbränslen, denna metod presenteras kort i detta avsnitt. För mer ingående information om primärenergifaktorer och den framtagna metoden se Gode m.fl.(2012).

2.1.3.1 Vad är primärenergi?

Konkurrensen om jordens begränsade resurser är en av mänsklighetens stora utmaningar. Inom energisektorn tar det sig uttryck genom begränsad tillgång på primära energiresurser. Primärenergi används allt oftare istället för slutanvänd energi då det ger en bättre beskrivning av den verkliga energianvändningen. Primärenergi är ett bra sätt att försöka visa på verklig resursanvändning. Fastställande av primärenergifaktorer kräver analys av energianvändningen i hela kedjan för en energibärare/nyttighet – från vaggan till graven. För delar av kedjan kan energianvändningen kvantifieras *”fysikaliskt”*. Andra delar kräver värderingar av olika slag. Val av primärenergifaktorer och allokeringsmetoder är och kommer alltid till viss del vara politiska beslut och kan behöva ändras över tiden. Det är därför viktigt att skapa bred förankring för de val av primärenergifaktorer och allokeringsmetoder som ska användas. Detta är också viktigt för att undvika att emissioner dubbelräknas eller *”hamnar mellan stolarna”*.

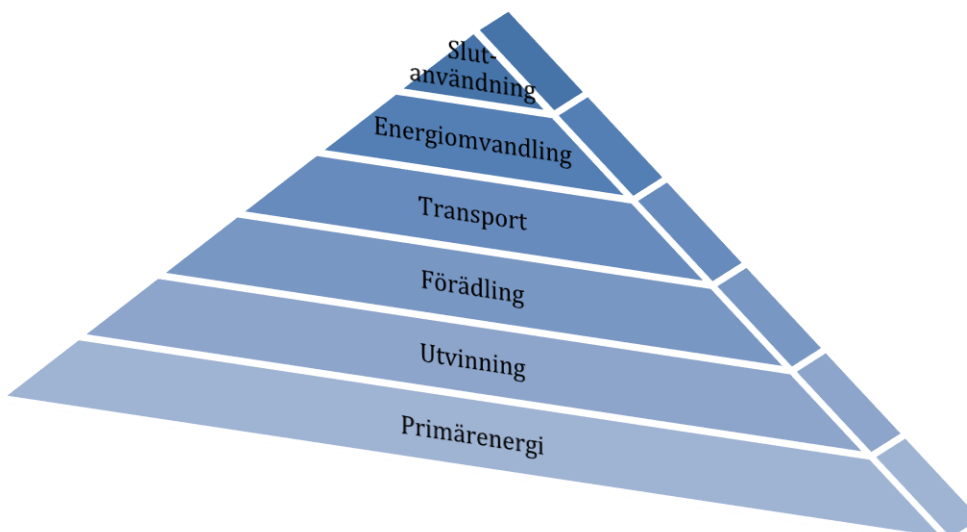
Slutanvänd energi översätts till primärenergi via så kallade primärenergifaktorer (PEF). Sådana faktorer finns föreslagna bl.a. i CEN-standard 15603:2008 "Energy performance of buildings – Overall energy use and definition of energy ratings" och av den s.k. Energieffektiviseringsutredningen (EnEff-utredningen). Värdena i CEN-standard 15603:2008 redovisas i en bilaga till standarden och är inte styrande, utan endast informativa. Ett internationellt standardiseringsarbete inom ISO pågår för närvarande med syfte att ta fram en standard för hur primärenergifaktorer ska beräknas (ISO/TC 163).

Allt tyder på att primärenergi och primärenergifaktorer kommer att bli allt viktigare att ta hänsyn till. Ett problem vid fastställande av primärenergifaktor för en nytthet är att det till stor del beror av vilken allokeringsmetod som används för att fördela en energibärares primärenergi på de producerade nyttheterna. I kraftvärmeverk produceras nyttheterna värme och el. I fallet med avfallseldad kraftvärme tillkommer den tredje nyttheten avfallsdestruktion. Allokering behövs också när industrier producerar en eller flera produkter samt restvärme.

Primärenergi, primärresurs och primärenergifaktor används i många sammanhang utan att termerna förklaras närmare. Det kan vara på sin plats att ge en grundlig förklaring till några begrepp.

2.1.3.1.1 Primärenergi

Primärenergi definieras som "energi i en naturresurs, exempelvis, kol, råolja, solljus, uran, som inte genomgått någon omvandling eller transformering genom mänskliga aktiviteter". Primärenergi är alltså energi som inte har omvandlats till annan form av energi. Beräkningar av primärenergi behövs för att kunna göra mer rättvisande jämförelser mellan olika (konkurrerande) energislag, så att all energi från uttag av energiråvara, transporter, förädling, distribution och förluster omfattas för samtliga energislag som ingår i en analys. Med primärenergiperspektivet tillförs således ett livscykelperspektiv på energiresurserna.



Figur 1. Primärenergi är resurser tagna från naturen i botten av pyramiden. Primärenergin transporteras och upparbetas och omvandlas i flera steg på väg till den slutliga

användaren. Den totala primärenergifaktorn beskriver hur mycket primärenergi som används för varje enhet slutanvänd energi.

2.1.3.1.2 Primärresurs

Primärresurs avser icke förnybar primärenergi som fossil- och kärnenergi vars resurs utarmas vid användning. I CEN-standard 15603: 2008 används istället begreppet ”non renewable primary energy” vilket kan anses vara ett mer lättförståeligt begrepp. I Persson m.fl. (2005) används också begreppet icke förnybar primärenergi.

2.1.3.1.3 Primärenergifaktorer

Slutanvänd energi översätts till primärenergi via så kallade primärenergifaktorer (förkortas i denna rapport som PEF). Dessa beskriver den totala energiåtgången för att generera en viss nytthet, exempelvis en kWh värme eller el. Bildligt kan det beskrivas som ett mått på det ansvar en viss nytthet bär för primärenergiuttag. Primärenergifaktorer fastställs som kvoten mellan primärenergi och levererad eller nyttiggjord energi:

$$PEF = \frac{\text{tillförd primärenergi}}{\text{nyttig energi}}$$

Den totala primärenergien omfattar då all primärenergi som krävs per enhet slutanvänd energi. Detta omfattar energianvändningen i hela kedjan – transport, generering och omvandling, transmissions- och distributionsförluster samt eventuell övrig energi som åtgår för andra processer eller aktiviteter som krävs för att leverera energin där den ska användas, se Figur 1. För att exempelvis åstadkomma nyttheten ”värme till en byggnad” kan primärenergien som krävs bestå av olika energislag såsom biobränsle, olja, bensin etc., och samtliga av dessa måste räknas med. Nedan beskrivs mer om systemgränser som kan användas vid beräkning av en primärenergifaktor.

2.1.3.2 Olika typer av primärenergi

I Persson m.fl. (2005) omnämns att en åtskillnad borde göras mellan olika typer av primärenergi;

- Icke förnybar såsom olja, naturgas, kol och uran
- Förnybar, icke fritt flödande så som biobränsle, vattenkraft, biogas, avfall och restvärme
- Förnybar, fritt flödande så som vindkraft, solkraft, strömmande vatten och vågor

Primärenergi i hushållsavfall skulle därmed kunna delas upp i *icke förnybar* och *förnybar icke flödande*. I samma rapport nämns också att avfall tillhör regenerativa bränslen som betraktas på samma sätt som de förnybara fritt flödande (Person m.fl., 2005).

I Frischknecht m.fl. (2008) finns än flera typer av primärenergifaktorer presenterade för varje bränsle/energibärare. Primärenergi från fyra olika energikällor visas var för sig och summerade, d.v.s.;

- 1) Total primärenergifaktor, PEF_{tot} , vilket är summan av faktorerna för fossil, kärnbränsle och förnybart (observera att avfall inte ingår här)
- 2) Fossil primärenergifaktor, PEF_{fossil}
- 3) Nukleär primärenergifaktor, $PEF_{nuclear}$
- 4) Förnybar primärenergifaktor, $PEF_{förnybar}$
- 5) Avfalls primärenergifaktor, PEF_{avfall}

Ett exempel på en primärenergifaktor för avfallsbränsle är exempelvis biogas från avfall som i Frischknecht m.fl. (2008) anges ha en PEF_{avfall} på 1,11. Alltså, det har åtgått 1,11 MJ avfall för att framställa 1 MJ biogas. PEF_{fossil} är 0,25, $PEF_{nuclear}$ är 0,18 och $PEF_{förnybar}$ är 0,04. Den totala PEF_{tot} blir = 0,48, summan av fossil-, kärn- och förnybar energi. Det innebär att en värdering (allokering) har gjorts så att energi från avfall inte belastar den som använder avfallet. En fördel med att ha olika definierade PEF är att visa på ett transparent sätt vilken värdering (allokering) som är gjord och att primärenergifaktorn inte ska tolkas ur ett strikt termodynamiskt perspektiv. Verkningsgrader större än 1 är möjliga då viss primärenergi inte ingår i primärenergifaktorn. Denna primärenergi har istället allokerats till andra processer som i exemplet ovan.

2.1.3.3 Värdering av primärenergi

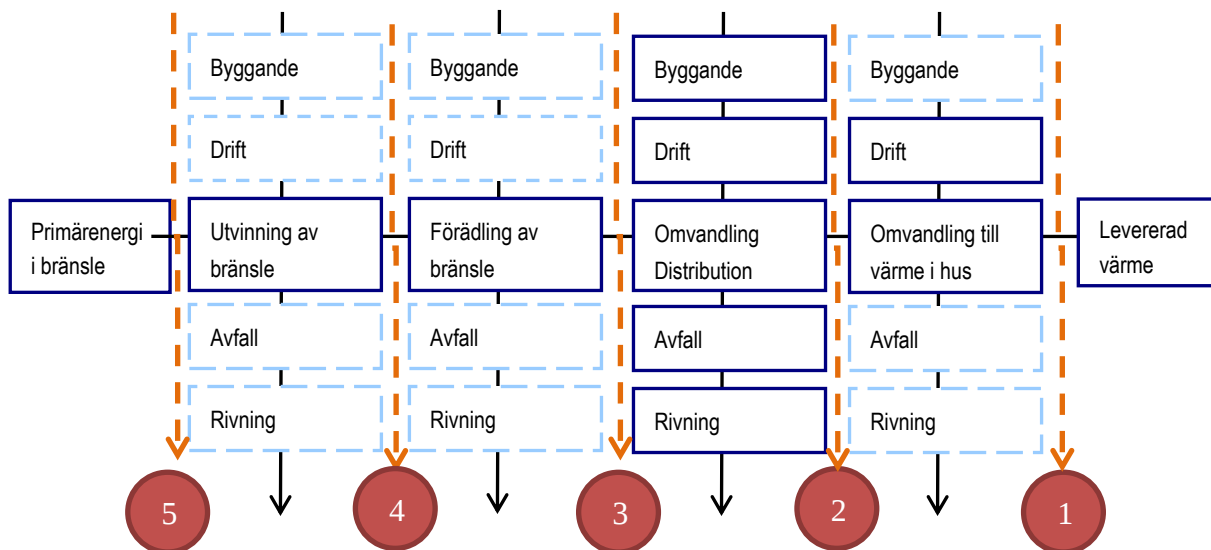
Ibland exkluderas primärenergi ur en primärenergifaktor. Denna exkluderade primärenergi är oftast samma som den ovan nämnda fritt flödande, dvs. vindenergi, solenergi, vågenergi, flödande vattenenergi. Veterligen finns det ingen konvention för att man inte ska inkludera dessa primärenergikällor då en primärenergifaktor beräknas. Det kan dock kännas rätt att inte likställa dessa ”fritt flödande” energikällor med ändliga fossila energiresurs. Det viktiga är att denna värdering framgår tydligt. Vidare är det vanligt att en värdering eller allokering görs så att hela eller delar av ett bränsles/energibärares energiinnehåll inte anses bära någon primärenergi. Det är exempelvis vanligt för restenergier av olika slag, exempelvis för sekundärbränslen. Primärenergien har då allokerats på någon annan produkt i kedjan.

Eftersom definitionen av primärenergifaktor enligt ovan är tillförd primärenergi dividerat med nyttig energi innebär det att primärenergifaktorn för ett bränsle alltid blir minst 1 om inte värderingar enligt ovan gjorts. Om vi bortser från primärenergi som åtgår uppströms i kedjan så blir primärenergifaktorn alltså lika med 1 om inte någon värdering görs. Om däremot en värdering görs, exempelvis att fritt flödande energi inte ska bära någon primärenergi, så blir primärenergifaktorn exklusive uppströms primärenergi lika med noll.

2.1.3.4 Systemgränser för primärenergifaktorer

För att konsekvent kunna beräkna primärenergifaktorer måste en systemgräns användas för att avgränsa vilken primärenergi som ska ingå och vilken levererad

energi eller nyttig energi som avses. I Persson m.fl. (2005) utreds vilka systemgränser som gäller för beräkning av primärenergifaktorn ur ett byggnadsperspektiv (uppvärmning). I studien tillämpas ett livscykelperspektiv (se Figur 2) som bland annat innebär att all information ska tas med till dess att det som saknas inte är mer än 1 % av den totala miljöpåverkan från respektive miljöpåverkanskategori, den så kallade principen för *"limited loss of information at the final product"* (EPD, 2008). Ur primärenergisynpunkt innebär det alltså att ingående primärenergi, som används för att leverera den slutliga energin, som understiger en procent av den totalt tillförda inte behöver inkluderas enligt denna princip. Denna "cut-off"-regel exkluderar oftast primärenergi som åtgår i processer i tillverkning av de fordon och anläggningar som används under bränslecykeln. Den primärenergin behöver förmodligen inte räknas med, se Figur 2. Däremot ingår ofta, men inte alltid, primärenergi till byggande, drift, rivning och avfallshantering av omvandlingsanläggningen. Detta illustreras i Figur 2.



Figur 2. En schematisk beskrivning av systemgränserna för att beräkna den tillförda primärenergin. En rimlig avgränsning är att den primärenergi i de streckade processerna inte ingår då en primärenergifaktor för den slutanvända energin, exempelvis fjärrvärme, beräknas. Figuren är inspirerad av bland annat Persson m.fl. (2005).

Sammantaget påverkas alltså en primärenergifaktor för ett bränsle av:

- Energiinnehållet i själva bränslet och hur detta bedöms (ska den bära primärenergi eller inte).
- Primärenergiåtgång i varje steg i livscykeln inklusive omvandlingsförluster och hjälpenenergi. Vilken primärenergi? Hur mycket? Cut-off-regel?
- Vilken typ av primärenergifaktor som avses (se ovan)

2.1.3.4.1 Primärenergifaktorer för bränslen

För att beräkna primärenergifaktorn för ett bränsle som används i ett kraftvärmeverk omfattas primärenergi från systemgräns 5 till och med systemgräns 3. Den

primärenergi som åtgår vid byggande och drift har ofta en marginell påverkan på den totala primärenergin och utelämnas därför ofta enligt resonemanget ovan. För ett bränsle som används till individuell uppvärmning av en byggnad är systemgränsen 5 till 2 då primärenergifaktorn beräknas.

2.1.3.4.2 Totala primärenergifaktorer

I Europastandarder (EN 15602, EN 15317) används begreppet ”*total primary energy factor*” för att beskriva primärenergifaktorn från vaggan till nyttiggjord energi, d.v.s. från 5 till 1. Den totala primärenergifaktorn kan användas för att jämföra effektiviteten mellan olika nyttigheter, exempelvis värme för uppvärmning från fjärrvärme jämfört med uppvärmning med oljepanna i huset.

2.1.3.5 Avfallsbränslen

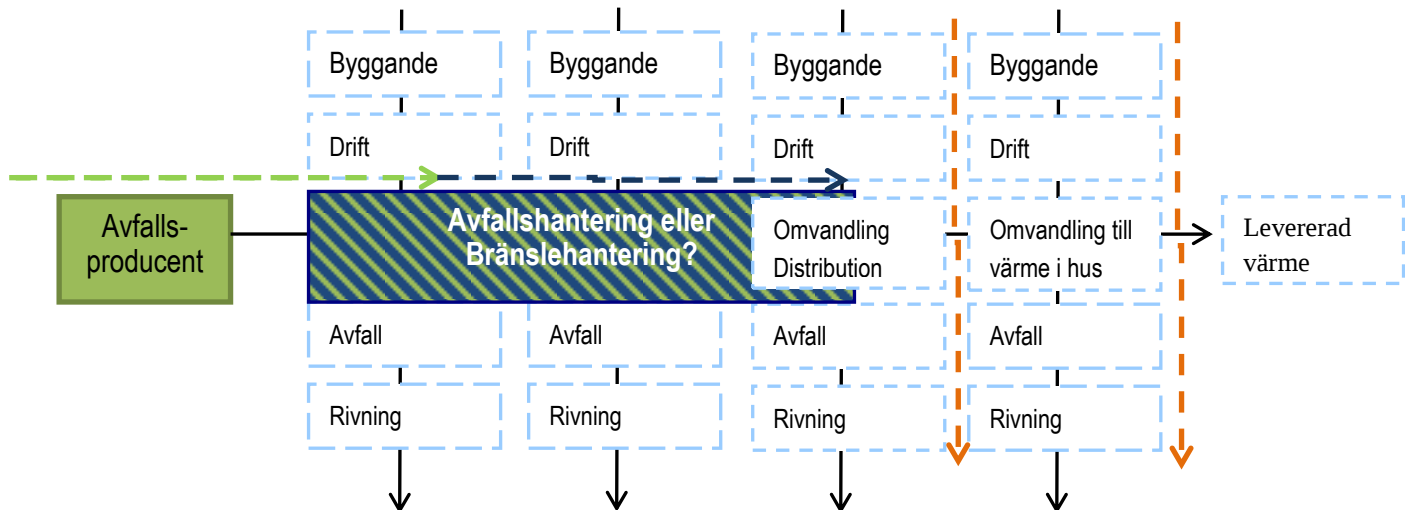
Varför är det intressant att utveckla primärenergifaktorer för avfallsbränslen? I energisammanhang så är det intressant med ett mått som beskriver förbrukning av naturresurser. Primärenergifaktorer kan användas i flera olika sammanhang, exempelvis för att jämföra olika energislag, bränslen eller uppvärmningssystem. Primärenergibegreppet är egentligen inte enkelt tillämpligt på avfall, eftersom avfall skiljer sig från andra bränslen då det inte producerats i syfte att bli ett bränsle. En primärenergifaktor för avfallsbränslen kan inte beräknas enbart med vetenskapliga metoder, det finns flera olika synsätt och allokeringar krävs. Samma resonemang är giltigt för emissionsfaktorer för avfall.

2.1.3.5.1 Avfallsbränsle – allokering

Allokering av primärenergi i avfallsbränsle handlar primärt om tre olika aspekter:

- I. Vad är ett avfallsbränsle? Detta har definierats i avsnitt 2.1.2
- II. Hur värderas den energi som finns i det avfall som avfallsproducent genererat?
- III. Var börjar systemgränsen för användningen av avfallet som ett bränsle, alltså var går gränsen mellan avfallshantering (avfallsproducentens system) och bränslehantering (fjärrvärmeleverantörens system)

I Figur 3 illustreras var i kedjan frågorna uppkommer. I efterföljande avsnitt finns en sammanställning av generella synsätt kring allokeringsmetoder och systemutvidgningsspektiv för avfallsförbränning som behandlar fråga I och II ovan.



Figur 3. Schematisk bild som beskriver var de viktiga frågorna uppkommer.

2.1.3.5.1.1 Allokering till avfallssystemet

Med denna metod räknas värme från avfallsförbränning som miljömässigt gratis oavsett avfallets sammansättning. Motivet till att välja den metoden är att avfallsförbränningen främst sker för att bli av med avfallet.

2.1.3.5.1.2 Allokering till energisystemet

Med denna metod allokeras all primärenergi till energisystemet och primärenergifaktorn för avfall blir hög.

2.1.3.5.1.3 Systemutvidgning för alternativ användning av avfall

Om avfallet inte eldades upp, skulle det behöva behandlas på något annat sätt. Eriksson m.fl. (2007) utvidgade systemgränserna för att ta hänsyn till avfallets alternativa öde som antogs vara antingen deponi eller materialåtervinning. Om alternativet är deponering, blir användning av värme från avfallsförbränning en ren miljövinst. Om alternativet är materialåtervinning, blir miljöpåverkan från avfallsvärme dock rätt stor.

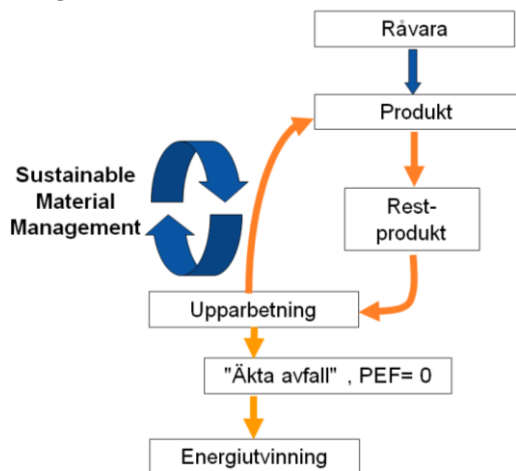
2.1.3.5.1.4 Ekonomisk allokering

Med denna metod allokeras avfallsförbränningens miljöpåverkan till dess två funktioner (avfallsbehandling och energiutvinning) i proportion till hur mycket de bidrar till den vinst anläggningen förväntas generera. Den förväntade vinsten kan antas stå i proportion till ett femårigt genomsnitt över anläggningens intäkter,

exklusive skatt, från mottagningsavgifter respektive energiförsäljning, om det inte finns anledning att tro annorlunda.

2.1.3.5.1.5 "Bordetänkandet"

En svårighet med systemutvidgning är att allt avfall inte har samma typ av alternativ användning. För det organiska avfallet är alternativet rötning och alltså inte materialåtervinning. Visst hushållsavfall kan ha deponering som alternativ användning om det inte förbränns. Det är därmed inte bara att belasta förbränning med den alternativa användningen materialåtervinning. Enligt denna metod skulle den alternativa användningen delas upp beroende på hur mixen av avfall som går till avfallsförbränning ser ut. Alternativanvändningen är alltså vad avfallet "borde" ha gått till enligt avfallshierarkin, vilket illustreras i Figur 4.



Figur 4. Illustration av Borde-metoden. Framtagen av Jan-Olov Sundqvist, IVL Svenska Miljöinstitutet.

2.1.3.5.1.6 Avfallsförbränning – energiåtervinning eller bortskaffande av avfall?

Ett sätt att avgöra hur avfallsallokering bör genomföras är att besvara frågan om avfallsförbränning ska anses ske i syfte att energiåtervinna eller att bortskaffa avfallet. Om syftet är energiåtervinning kan förbränningens miljöpåverkan allokeras till den energi som utvinns. Om syftet är att bortskaffa avfallet allokeras miljöbelastningen istället till avfallssystemet.

Denna metod kräver ett sätt att avgöra om energiåtervinning eller bortskaffande är syftet med avfallsförbränningen. I EU:s Avfallsdirektiv finns definierat en gräns mellan vad som är återvinning och vad som är bortskaffande vid förbränning av hushållsavfall. Gränsen blir tydligare, genom att man inför ett tröskelvärde för energieffektiviteten för återvinning genom användning som bränsle. Detta omfattar förbränningsanläggningar avsedda för kommunalt fast avfall vilkas energieffektivitet uppgår till minst:

- 0,60 för anläggningar som tagits i drift och tilldelats tillstånd enligt gällande gemenskapslagstiftning före den 1 januari 2009,
- 0,65 för anläggningar som fått tillstånd efter den 31 december 2008,

För mer information om primärenergifaktorer för avfall baserat på ovanstående synsätt se rapporten Primärenergi i avfall och restvärme (Gode m.fl. 2012). Beroende vilket synsätt som väljs så kan primärenergifaktorn för avfall värderas från 0 till större än 1.

2.1.3.6 Tidigare utvecklad metod för beräkning av primärenergi i avfall

IVL utvecklade i ett tidigare projekt en metod för att beräkna primärenergifaktorn för avfall. Förslaget togs fram bland annat baserat på en utförlig intressentanalys och kriterieanalys, för mer information om detta arbete se Primärenergi i avfall och restvärme (Gode m.fl. 2012). Den föreslagna metoden baserar sig på ”bordetänkandet”, som presenterats ovan. I beräkningen av primärenergifaktorn så gör man en uppdelning mellan material som borde respektive som inte borde gå till materialåtervinning. Fjärrvärmeproducenten bär då ansvaret för primärenergiuttaget för det avfall som borde ha gått till materialåtervinning medan övrigt avfall får primärenergifaktor noll.

Metoden kan sammanfattas i följande formel:

$$PEF_{avfallsbränsle} = \sum_{x=1}^n PEF_x \cdot \gamma_x + \sum_{i=1}^n PEF_i \cdot \%_{hjälpi}$$

där

$PEF_{avfallsbränsle}$ = Total primärenergifaktorn för ett avfallsbränsle

PEF_x = Primärenergifaktorn för avfallsfraktion x

γ_x = Energiandelen för avfallsfraktion x

PEF_i = Primärenergifaktorn för hjälpenergi i

$\%_{hjälpi}$ = Insatt hjälpenergi i i %

För att beräkna primärenergifaktorn för en viss typ av avfall behövs således:

1. Metod för värdering av den energi som finns i olika avfallsfraktioner

För värdering av den energi som finns i olika avfallsfraktioner behövs dessutom information om sammansättning för aktuellt avfall, de totala mängderna av de återvinningsbara fraktionerna som sätts på marknaden, hur mycket som återvinns, totala mängden avfall, andel fukt och smuts i olika fraktioner samt värmevärden för olika material i avfallet.

2. Systemgränser för hjälpenergi samt värdering av hjälpenergi

Ovanstående punkter beskrivs i de efterföljande avsnitten. Exempelberäkningar gjordes i den tidigare rapporten för ett genomsnittligt hushållsavfall (utan respektive med utsortering av matavfall) såsom presenterat i Miljöfaktaboken 2011 (Gode m.fl., 2011).

2.1.3.6.1 Värdering av primärenergi i olika avfallsfraktioner

Metoden innebär att den alternativa användningen delas upp beroende på hur mixen av avfall som går till avfallsförbränning ser ut. Alternativanvändningen är alltså vad avfallet "borde" ha gått till enligt avfallshierarkin, se Figur 1.

Två följdfrågor blir då:

- På vilka grunder ska avgöras om en fraktion är vettig eller inte vettig att materialåtervinna?
- Hur värderas den energi som finns i avfall som är vettigt respektive inte vettigt att materialåtervinna?

Avfall vettigt eller inte vettigt att materialåtervinna?

Som grund för en värdering av huruvida ett material är vettigt eller inte vettigt att materialåtervinna föreslogs i den tidigare rapporten ett miljöperspektiv baserat på LCA-studier. För mer information om detta se Gode m.fl. (2012).

När är det inte miljömässigt vettigt att materialåtervinna?

Det finns viss en gräns när det inte är primärenergi- eller miljömässigt försvarbart att materialåtervinna en förpackning, exempelvis om:

- det är laminerade material som i dagsläget inte går/ eller är mycket energikrävande att separera till materialåtervinning, exempelvis kuvert och vätskekartong,
- materialet är så smutsigt och fuktigt att det vore miljömässigt obefogat att rengöra för återvinning, exempelvis kladdiga smörpaket,
- materialet innehåller ämnen med farliga kemiska egenskaper eller,
- långa transporter gör det miljömässigt obefogat att följa avfallshierarkin (redan idag undantaget i avfallshierarkin)

I Gode m.fl. (2012) så antogs att 10 % av de förpackningar som sätts på marknaden inte kommer att vara miljö- eller primärenergimässigt försvarbara att återvinna i dagsläget. För mer information om detta se Gode m.fl. (2012).

Sammanfattning avfall vettigt/ ej vettigt att materialåtervinna

I Tabell 1 redovisas resultat från Gode m.fl. (2012) där gruppering gjorts i fraktioner som är vettiga att materialåtervinnas och fraktioner som enligt antaganden inte är vettiga att materialåtervinna. Tabell 1 redovisar innehållet i en soppåse för vilken en primärenergifaktor räknades ut i den tidigare rapporten. För mer information se Gode m.fl. (2012).

Tabell 1 Gruppering av avfallsfraktioner i återvinningsbart och ej återvinningsbart av innehållet i en soppåse som var med som beräkningsexempel i Gode m.fl. (2012). Antagna energivärden och beräkning av fraktionernas andelar med avseende på energiinnehåll.

Inget matavfall utsorterat	Vikts-%	Energivärde, effektivt (kWh/ton fuktigt bränsle)	kWh/ton hushållsavfall (fuktigt bränsle)	Energi-% fuktigt avfall
Vettigt att materialåtervinna				
Tidningar	10%	2 890	289	12%
Wellpapp	2%	2 890	58	2%
Pappersförpackningar	5%	2 348	108	5%
Polyeten-plast (PE)	8%	7 348	580	25%
Polystyren-plast (PS)	4%	7 348	294	13%
Klarglas	1%	0	0	0%
Färgat glas	1%	0	0	0%
Metall	3%	0	0	0%
Summa kan återvinnas	34%	0		57%
Inte vettigt att materialåtervinna				
Mat- och trädgårdsavfall	45%	671	302	13%
Deponirest	3%	0	0	0%
Farligt avfall	0%	0	0	0%
Utrustning	1%	0	0	0%
Trä	1%	4 096	20	1%
Textil	4%	4 699	188	8%
Papper ok att förbränna	3%	2 348	80	3%
Plast ok att förbränna	1%	7 348	81	3%
Övrigt brännbart	9%	3 794	330	14%
Summa ej vettigt att materialåtervinna	67%			43%
	100%		2 331	100%

Värdering av energi i avfall

Metoden som presenteras i Gode m.fl. (2012) följer ”bordetänkandet”. Enligt detta perspektiv så ska primärenergi i avfall som inte är vettigt att materialåtervinna allokeras till producenten av produkten som sedan blir ett avfall. Sådant avfallsbränsle ska alltså inte bära någon primärenergi utan ska ses som en gratis resurs, som alltså får primärenergifaktorn noll.

Primärenergien i avfall som är vettigt att materialåtervinna ska däremot tillskrivas avfallsfraktionen (energisystemet). Flera olika synsätt presenteras i Gode m.fl. (2012). I den föreslagna metodiken så sattes primärenergifaktorn för avfall som är vettigt att materialåtervinna till 1 vilket innebär att avfallet ses som en resurs som utvinns ur samhället

2.1.3.6.2 Hjälpenergi – systemgränser samt värdering

Hjälpenergi är den primärenergi som behövs för att avfallsbränslen ska kunna användas för energiutvinning. Systemgränserna sätts ofta så att energiutvinningen bär hjälpenergin för insamling och transport av avfallsbränslet till förbränningsanläggningen. I Gode m.fl.(2012) används data från Miljöfaktaboken 2011 (Gode m.fl. 2011) i beräkningarna. I Miljöfaktaboken uppgår hjälpenergin till 4 % eller alltså ett påslag på primärenergifaktorn på 0,04.

2.1.3.6.3 Beräkning av primärenergifaktor för hushållsavfall

I Gode m.fl.(2012) så presenteras beräkningar av primärenergifaktorer för hushållsavfall, soppåsen i Tabell 1, baserat på olika allokeringmetoder för avfallsbränslen. Resultatet för primärenergifaktorn varierar från 0.04 till större än 1 beroende på vilket perspektiv som väljs. Tillägg på PEF= 0,04 görs i beräkningarna för transporter. För material som är vettigt att materialåtervinna bedömde Gode m.fl.(2012) att primärenergifaktorn bör vara 1,04 för avfallet inklusive transporter. Rekommendation från den tidigare rapporten var att det är rimligt att utgå från en total primärenergifaktor på ungefär 0,61 för soppåsen i exemplet. För mer information om beräkningarna se Gode m.fl.(2012).

2.1.4 Vad är en emissionsfaktor?

En utsläppsfaktor eller emissionsfaktor är en uppskattning på hur mycket växthusgaser som släpps ut vid produktion av en vara, enheten är kg koldioxidekvivalenter per funktionell enhet. De växthusgaser som avses är koldioxid (CO₂), metan (CH₄), lustgas (N₂O) samt fluorerade gaser (HFC 134a, CF₄, SF₆). Dessa gaser bidrar alla till den förstärkta växthuseffekten. De olika växthusgaserna påverkar klimatet olika mycket. Vid klimatberäkningar omvandlas alla växthusgaser till koldioxidekvivalenter, CO₂-ekv.

Precis som vid studier av primärenergi så blir den beräknade emissionsfaktorn olika beroende på vilka steg av en livscykel som inkluderas i analysen, vilken systemgräns som väljs. Vid beräkning av emissioner från produktion av värme eller el används som praxis emissionsfaktorer som har ett livscykelperspektiv för de olika insatta bränslena, dessa inkluderar då förbränning på kraftverket samt tidigare uppkomna emissioner vid utvinning, förädling och transport av bränslet.

2.2 Intressentanalys- Delphi-workshop

Precis som i det tidigare projektet Primärenergi i avfall och restvärme (Gode m.fl., 2012) så arrangerades även i detta projekt en workshop kring primärenergifaktorer och emissionsfaktorer för avfall. Syftet med workshopen var att bygga vidare på det arbete som gjordes i (Gode m.fl., 2012) och fördjupa diskussionen kring de frågor som inte hanns med vid workshop 1 som ordnades i det tidigare projektet. Se Bilaga 1 för en lista på alla workshopdeltagare som bidragit med mycket värdefull input till projektet.

2.2.1 Resultat från Workshop 1, tidigare projekt

Vid den första workshopen, Gode m.fl.(2012), så fanns följande frågor med på agendan:

1. Primärenergifaktor för restvärme
2. Primärenergifaktorn för värme som biprodukt
3. Primärenergifaktorn för avfall som inte är vettigt att materialåtervinna
4. Primärenergifaktorn för avfall som är vettigt att materialåtervinna
5. Vad ska räknas som materialåtervinning i detta sammanhang?
6. Vad menas med vettigt och inte vettigt att materialåtervinna?

Vid workshop 1 nåddes konsensus kring att restvärme (fråga 1) inte ska bära någon primärenergi. Konsensus nåddes även kring primärenergi för värme som biprodukt (fråga 2), där diskussionen landade i att endast den extra energi som har behövts tillsättas för att kunna leverera värme till fjärrvärmenätet ska belastas den levererade värmen.

För de frågor som berörde avfall så konvergerade åsikterna kring avfall som inte är vettigt att materialåtervinna (fråga 3) till att detta avfall bör ha en primärenergifaktor som är noll eller strax över noll. Ett motiv för att inte sätta noll var att fjärrvärme bör ha högre primärenergifaktor om den produceras från avfall än från restvärme. Motiv att värme från avfall skulle ha högre primärenergifaktor än från restvärme var bland annat att man ville värdera energiresursen avfall högre då den går att flytta och lagra. Vad gäller avfall som är vettigt att materialåtervinna (fråga 4) nåddes inte konsensus, dock hann inte denna fråga diskuteras tillräckligt. Åsikterna varierade kraftigt från att avfallet inte bör bära någon primärenergi alls till att det bör bära primärenergi för hela uppströmsprocessen inklusive primärenergiåtgång för produktion av den produkt som sedan bli avfall.

De två sista frågorna (fråga 5 och 6) diskuterades inte alls under workshop 1 på grund av tidsbrist.

2.2.2 Resultat från Workshop 2

En workshop med 12 deltagare genomfördes inom ramen för detta projekt i syfte att se hur långt deltagarna kunde nå konsensus kring primärenergi och emissionsfaktorer för avfall. Deltagarna representerade olika typer av intressenter, se även Bilaga 1:

- Avfallssektorn: 4 st.

- Fjärrvärmeproducenter: 6 st.
- Användare av fjärrvärme: 2 st.

Workshopen inleddes med en introduktion till projektet och en kort sammanfattning av det föregående projektet Primärenergi i avfall och restvärme Gode m.fl. (2012). En kort introduktion gavs till primärenergibegreppet samt till avfallshierarkin. Deltagarna hade sedan tidigare fått ett underlag mailat till sig inför workshopen. Programmet för workshopen presenterades och deltagarna fick berätta om sina förväntningar på dagen.

Följande tre punkter diskuterades under dagen:

1. Vad ska avgöra om avfall är vettigt att materialåtervinna?
2. Vad är primärenergifaktorn för avfall som är vettigt att återvinna?
3. Vad är emissionsfaktorn för avfall? Ska samma metodik som för primärenergi tillämpas?

2.2.2.1 Konsensusprocessen

Innan workshopens huvudfrågor diskuterades gavs en introduktion till Delphi-processen och deltagarna fick göra en test-Delphi för att pröva metoden. Frågan som diskuterades var bensinpriset kommer att vara år 2020.

Deltagarna var placerade vid tre bord med fyra personer i varje grupp. Vid varje bord fanns representanter både från avfallsbranschen och från fjärrvärmebranschen. De frågor som avhandlades inleddes med gruppdiskussioner och därefter fick samtliga placera en lapp på en siffersatt skala respektive i en ruta. Läget där lappen sattes skulle representera det synsätt som den enskilde deltagaren hade på den aktuella frågan. Om konsensus inte var nådd skedde en ny iteration där de som placerat sig i ytterligheterna fick möjlighet att ändra åsikt eller övertyga alla andra. Slutresultatet kunde bli konsensus eller inte. En traditionell Delphi-process innebär att man får sätta en siffra på en skala, dock var endast fråga 2 om primärenergi i avfall en fråga av denna karaktär. Fråga 1 om hur man ska göra för att avgöra om ett avfall är vettigt respektive inte vettigt att materialåtervinna samt fråga 3 om emissioner från avfall handlade mer om metodik än om ett faktiskt värde, för dessa frågor fick deltagarna sätta lappar i rutor som representerade olika synsätt.

2.2.2.2 Vad ska avgöra om avfall är vettigt att materialåtervinna?

Som utgångspunkt för diskussionen om vad som ska avgöra om ett material är vettigt att materialåtervinna (fråga 1) så presenterades följande olika alternativ:

1. Utifrån vad som är ekonomiskt lönsamt.
2. Utifrån politikernas bedömning, d.v.s. utifrån de politiskt satta mål som finns för återvinning i Sverige.
3. Utifrån vad som är samhällsekonomiskt lönsamt.
4. Utifrån vad som är bäst för miljön.
5. Utifrån vad som är tekniskt möjligt att återvinna.
6. Annat förslag

Deltagarna nådde inte full konsensus kring vad som ska avgöra om ett material är vettigt att materialåtervinna, men en majoritet var överens om att vad som är vettigt att materialåtervinna bör avgöras utifrån vad som är samhällsekonomiskt lönsamt, med hänsyn tagen till miljöaspekter. Efter två omgångar togs ett förslag på en modell fram som en majoritet var ense om. Modellen var uppbyggd i tre olika steg, med hållbarhet som utgångspunkt:

- I ett första steg väljs de material ut som är bra för miljön att återvinna
- I ett andra steg väljs de material ut som är motiverade att återvinna utifrån sociala aspekter (till exempel förutsättningar för att källsortera materialet på ett enkelt sätt)
- I ett tredje steg väljs de material ut som är tänkbara att sortera ut utifrån ett ekonomiskt perspektiv

2.2.2.3 Vad är primärenergifaktorn för avfall som är vettigt att återvinna?

I introduktionen till frågan om primärenergifaktor för avfall som är vettigt att materialåtervinna (fråga 2) så presenterades olika synsätt tidigare beskrivna i Primärenergi i avfall och restvärme Gode m.fl. (2012):

- $PEF=0$ Ingen skillnad på material som är vettigt respektive som inte är vettigt att materialåtervinna
- $PEF \approx 0$ Värdering av att avfall kan lagras och förflyttas
- $PEF=1$ Avfallet ses som en resurs som utvinns ur samhället
- $PEF \geq 1$ Politiskt sätta mål för materialåtervinning styr
- $PEF \geq 1$ Återvinningen belastas med skillnaden som uppstår för att tillverka nytt jungfruligt material
- $PEF \geq 1$ Hela livscykeln belastas avfallet
- $PEF=?$ Annat förslag

Vad gäller avfall som är vettigt att materialåtervinna så nåddes konsensus i första omgången. Alla workshopens deltagare var överens om att primärenergifaktorn för avfall som är vettigt att materialåtervinna ska vara nära noll med tillägg för den extra energi som går åt för att transportera avfallet till förbränningsanläggningen. Med detta synsätt görs alltså ingen åtskillnad på material som är vettigt respektive inte vettigt att materialåtervinna. Ett av motiven för att sätta primärenergifaktorn till nära noll var att man på detta sätt gör plastproducenten ansvarig för hela primärenergiuttaget, det stora samhälleliga problemet är enligt detta resonemang inte att plast med fossilt innehåll eldas utan att det har tillverkats från början. På detta sätt vill man skapa en beteendeförändring både hos konsumenter och hos tillverkare av förpackningar. Ett annat motiv för att sätta noll var att man då följer Förnybarhetsdirektivet och börjar med att sätta primärenergifaktorn till noll där avfallet uppkommer. Ett tredje motiv för att sätta primärenergifaktorn till nära noll var att man vill styra längre upp i avfallshierarkin med hänvisning till att fjärrvärmebolagen har svårt att påverka vad som sorteras ut. Detta synsätt skiljer sig då från resultatet i Gode m.fl.(2012) där en

skillnad i värdering gjordes av avfall som är respektive som inte är vettigt att materialåtervinna.

En sammanställning av de olika motiven för att sätta primärenergifaktorn till noll:

- Det är producenterna som bestämmer vilka material som de använder i sin produktion och därför ska de bära hela primärenergiuttaget.
- Enligt Förnybarhetsdirektivet ska primärenergifaktorn sättas till noll när avfallet uppstår.
- Fjärrvärmeföretagen har ingen rådighet över avfallets innehåll utan det är utsorteraren som bestämmer var de olika fraktionerna hamnar.

2.2.2.4 Vad är emissionsfaktorn för avfall? Ska samma metodik tillämpas?

Flera punkter diskuterades vad det gäller synsätt för emissionsfaktor för avfall (fråga 3).

- Ska en åtskillnad göras för emissionsfaktorer för material som är respektive som inte är vettigt att materialåtervinna?
- Vilket synsätt ska man ha på koldioxidemissionsfaktorer för avfall?
 - Alternativ A. Samma som EU-ETS + emissioner från transport
 - Alternativ B Samma resonemang som för primärenergifaktor för avfall – all allokering av utsläpp till produkten
 - Alternativ C Övrigt synsätt
- Vilket synsätt ska man ha på övriga emissioner som uppkommer vid avfallsförbränning?

Exempel på vad Alternativ A och B innebär när en plastflaska med fossilt innehåll eldas upp: med samma synsätt som EU-ETS + emissioner från transport (Alternativ A) så blir koldioxidemissionerna de som mäts i skorstenen plus tillägg för de emissioner som uppkommit vid transport av plastflaskan till förbränningsanläggningen. Om samma resonemang används som för primärenergifaktor för avfall (Alternativ B) så läggs alla emissioner på produkten.

Konsensus nåddes kring den första frågan, deltagarna var överens om att de inte ville skilja på material som är respektive som inte är vettigt att materialåtervinna med avseende på emissionsfaktorer.

Frågan kring synsätt på emissionsfaktorer för avfall var mer komplicerad. Ett tredje alternativ föreslogs, Alternativ C, som de flesta deltagare enades kring. Enligt detta synsätt så sätts både primärenergifaktorn och emissionsfaktorn till noll där avfallet uppstår. Primärenergi som används och emissioner som uppkommer vid insamling och transport av avfallet adderas till primärenergifaktorn respektive emissionsfaktorn för avfallet. De emissioner som uppstår vid förbränning av avfallet allokeras mellan tjänsterna avfallsdestruktion, elproduktion och värmeproduktion. En nyckelfråga för detta alternativ är vem som ska bära emissionerna som avfallsdestruktion belastas med. Några deltagare ansåg att den som utvinner nytt material med fossilt innehåll bör bära dessa emissioner. Argument för detta synsätt på koldioxidemissioner: gångbart, kommunicerbart, fjärrvärmebolagen får betalt för att

ta emot avfall, det är parallellt med EU-ETS, möjligt att bokföra på kunder, Alternativ B ger ej drivkraft att förändra. Argument för Alternativ B: likställa som restprodukt, kunder kan acceptera detta.

Sammanfattning av de tre synsätten för allokering av utsläppen

- EU-ETS+ emissioner från transporter
- Utsläppen bärs av produkterna/produktionen
- Utsläppen delas upp mellan tjänsterna elproduktion, värmeproduktion och avfallsdestruktion. Exakt vem som ska bära avfallsdestruktionens utsläpp är oklart.

Vad det gäller andra emissioner så nåddes konsensus kring att den som förbränner avfallet har rådighet över dessa. En motivering till detta var att den enskilda förbränningsanläggningen kan påverka dessa utsläpp genom användning av olika reningstekniker, medan man inte kan påverka koldioxidutsläppen på samma sätt då detta avgörs av det fossila innehållet i avfallet, något som man inte har rådighet över.

2.3 Intressentanalys - Intervjustudie

Inom ramen för projektet så har åtta aktörer, avfallsexperter och intressenter intervjuats. Se Bilaga 1 för en lista på alla intervjuade som bidragit med mycket värdefull input till projektet. Vid intervjuerna ställdes frågor om primärenergifaktorer och emissionsfaktorer för avfallsbränslen. I detta avsnitt följer de frågor som ställdes samt en sammanfattning av de intervjuades svar.

Bör avfall som används som bränsle för el- och fjärrvärmeproduktion tillskrivas eller bära någon primärenergi? Svara både för material som är vettigt respektive ej vettigt att materialåtervinna

För avfallsbränsle som inte är vettigt att materialåtervinna ansåg de flesta intervjuade att primärenergifaktorn ska vara noll, däremot gav de inget enhetligt svar för avfall som är vettigt att materialåtervinna. Vissa menade att avfall som inte har följt avfallstrappan ska bära primärenergi. Ett intervjuobjekt menade att de fraktioner som inte uppfyller politikernas mål om återvinning ska bära primärenergi medan de fraktioner som uppnår målen inte ska göra det. Någon menade att det är väldigt viktigt att beräkning av primärenergifaktorn ska vara transparent och att beräkningen av primärenergien ska utgå ifrån avfallets värmevärde. Andra intervjuobjekt ansåg att producenterna ska bära primärenergien oberoende om avfallet är vettigt respektive inte vettigt att materialåtervinna. Orsaken till att man ville lägga ansvaret på producenterna var tvådelad. Den ena orsaken var att produkterna inte tillverkas för att bli avfall, de tillverkas för andra syften. Den andra orsaken var att fjärrvärmebolagen inte har någon rådighet över innehållet i det avfall som tas emot och att de därför inte bör "straffas" för något som de inte kan styra över. Det avfall som kommer till fjärrvärmebolagen har ingen alternativ användning för att deponi av brännbara material inte är tillåten och därför måste avfallet förbrännas.

På vilken grund ska man klassa vad som är vettigt att materialåtervinna?

De flesta intervjuobjekten ansåg att grunden för vad som är vettigt att materialåtervinna ska vara en sammanvägning mellan vad som är bäst för miljön och vad som ger för lägst kostnader för samhället. Förutom dessa aspekter menade några av de intervjuade att de fysiska resurserna ska utnyttjas på bästa sätt. Vikten av att ta hänsyn till hälsa och miljö lyftes fram av en av de intervjuade.

Vad anser du är vettigt att materialåtervinna?

På denna fråga var de intervjuade relativt eniga. Ett återkommande svar var att det är vettigt att materialåtervinna det som sorteras ut idag, det vill säga papper, metall, glas och plast. En av de intervjuade menade att för material som är vettiga att materialåtervinna så bör kostnaden för att tillverka materialet från återvunnen råvara ej ska överskrida kostnaden för att producera det från jungfrulig råvara.

Hur stor ska PEF vara för avfall som är vettigt att materialåtervinna?

Här varierade svaren alltifrån att man ansåg att primärenergifaktorn för avfall som är vettigt att materialåtervinna borde vara noll till att den borde vara större än ett. Flera av de intervjuade menade att det avfall som borde gått en annan väg i avfallstrappan borde belastas med en primärenergifaktor. En av de intervjuade ville inte sätta någon siffra med motiveringen att primärenergifaktorn är fel väg att gå om syftet med primärenergifaktorn är att öka materialåtervinningen. Åsikterna skiljde sig väsentligt åt på denna fråga.

Hur tycker du man ska räkna med emissioner från avfall? Ska avfallet bära hela utsläppet från förbränningen?

Flera av avfallsaktörerna menade att ansvaret för emissionerna bör ligga hos den som producerat produkterna från början. Flera av de intervjuade menade dock att det var väldigt viktigt med en tydlig och rak kommunikation och att det inte var okej att allokera bort faktiska utsläpp som sker vid förbränningen. En annan av de intervjuade betonade att det är viktigt att vara transparent i sina beräkningar men ville inte ta ställning i frågan. Ett intervjuobjekt lyfte upp att avfallsförbränning producerar flera nyttor parallellt och att det är viktigt att allokera miljöbelastningen mellan dessa olika nyttor. De nyttor som nämndes var avfallsdestruktion, värmeproduktion, elproduktion samt friläggande av exempelvis metaller som sedan kan gå till materialåtervinning. En av de intervjuade menade att avfallet kan bära hela utsläppet från förbränningen men under förutsättning att man samtidigt tar hänsyn till hur utsläppen skulle ha påverkats vid alternativ avfallsbehandling.

Hur ser framtidens återvinning ut?

Här var majoriteten av de intervjuade eniga om att man trodde att avfallsmängderna kommer att öka framöver och att även återvinningsgraden kommer att öka.

2.4 Tre alternativ för beräkning av primärenergifaktorer och emissionsfaktorer för avfallsbränslen

De genomförda intervjuerna och workshopen visar att det finns många olika sätt att betrakta primärenergifaktorer och emissionsfaktorer för avfall. Ingen objektiv sanning finns. I Tabell 2 presenteras tre alternativa sätt att beräkna primärenergifaktorer och emissionsfaktorer för avfall, fler sätt finns. Bakgrunden till varje alternativ presenteras samt argument för dessa. I ett efterföljande avsnitt så görs beräkningar för den soppåse som beskrivs i Tabell 1, avsnitt 2.3.1, för de olika presenterade alternativen. Dessa beräkningar görs för att visa hur beräkningarna skiljer sig åt, de beräknade primärenergifaktorerna och emissionsfaktorerna ska ses som ett exempel, de är inte framtagna för avfallsbränslen generellt.

Tabell 2 Tre olika perspektiv på avfall och deras konsekvenser för beräkning av avfallsbränslens primärenergianvändning och växthusgasutsläpp

AVFALLSBRÄNSLEN			
Syn på avfall	Bära primärenergi?	Bära CO ₂ -utsläpp från förbränning?	Kommentar
1 Avfall som potentiell materialresurs	Ja (för material som är vettigt att materialåtervinna)	Ja (för allt material; allokera utsläpp till energiproduktion)	Bygger på metod framtagna av Gode m.fl. (2012)
2 Avfall som restprodukt	Nej	Nej (allokera utsläpp på produkt) Nja (allokera utsläpp mellan avfallsdestruktion och energiproduktion)	Bygger på resultat från workshop i detta projekt
3 Avfall som bränsle	Ja (för allt material)	Ja (för allt material; allokera utsläpp till energiproduktion)	Bygger på att avfall värderas som andra bränslen

2.4.1 Alternativ 1 Avfall är en potentiell materialresurs

Alternativ 1 bygger vidare på den metod som utvecklades i Gode m.fl. (2012) och utgår från ett systemperspektiv. I den framtagna metoden betraktas avfall som är vettigt att materialåtervinna som en resurs som utvinns ur samhället.

Primärenergifaktorn för avfall som är vettigt att materialåtervinna antas vara 1.

Primärenergifaktorn för avfall som ej är vettigt att materialåtervinna antas vara noll.

Ska avfallet bära primärenergi? Ja. För alternativ 1 så belastas avfallet med primärenergiuttaget för det avfall som borde gått till materialåtervinning, det som anses vara vettigt att materialåtervinna, samt med primärenergi för transporter till fjärrvärmeanläggningen. För mer information om detta, se 2.1.36. Under workshopen som arrangerades i detta projekt så nåddes konsensus kring att samhällsekonomiska grunder borde avgöra vad som är vettigt respektive vad som ej är vettigt att materialåtervinna. I den föreslagna metodiken i Gode m.fl.(2012) så görs bedömningen av vad som är vettigt att materialåtervinna utifrån ett miljöperspektiv, detta innebär alltså att primärenergifaktorn är högt räknad. Alternativ 1 skapar ett incitament för den som eldar avfall att ställa krav på utsorteringen av material i avfallet och kan vara tänkbart för fjärrvärmebolag på längre sikt.

Ska avfallet bära CO₂-utsläpp? Ja. För alternativ 1 så bär avfallet alla CO₂-utsläpp med fossilt ursprung som uppkommer vid förbränning samt de emissioner som uppkommer vid transport av avfallet till förbränningsanläggningen. Alla emissionerna omfattas alltså, både från material som är vettigt respektive som inte är vettigt att materialåtervinna. Detta synsätt att energiproducenten bär ansvaret för alla sina utsläpp utgår från vedertagen LCA-metodik, så kallad Polluter-Pays-Principle. Den som producerar nyttor såsom värme och el tar ansvar för de utsläpp som sker i samband med produktionen av nyttan. I alternativ 1 så allokeras alla emissioner till energiproduktionen, med hänvisning till Avfallsdirektivet där alla anläggningar som har en verkningsgrad över 60 % anses vara energiproduktionsanläggningar. Allokeringar mellan producerade el och producerad värme görs enligt alternativproduktionsmetoden, som är praxis i det internationella EPD-systemet.

2.4.2 Alternativ 2 Avfall är en restprodukt

Alternativ 2 bygger vidare på resultat från workshopen som arrangerades i detta projekt, se även avsnitt 2.2. Enligt alternativ 2 så betraktas avfallet endast som avfall och belastas inte med någon primärenergi, primärenergifaktorn för avfallet anses vara noll. När det gäller emissioner från avfallsförbränning så visade workshopen på flera olika synsätt. Ett synsätt var att alla emissioner ska allokeras på produkten och att inga emissioner belastar energiproduktionen, ett annat synsätt, som en liten majoritet var för, var att emissionerna ska allokeras mellan energiproduktion och avfallsdestruktion. Enligt det sistnämnda synsättet så sätts både primärenergifaktorn och emissionsfaktorn till noll där avfallet uppstår. Primärenergi som används och emissioner som uppkommer vid insamling och transport av avfallet adderas till primärenergifaktorn respektive emissionsfaktorn för avfallet. De emissioner som uppstår vid förbränning av avfallet allokeras mellan tjänsterna avfallsdestruktion, elproduktion och värmeproduktion. När det gäller allokering av mellan energisystemet och avfallssystemet så kan denna göras på flera olika sätt, i detta avsnitt presenteras några olika alternativ.

Ska avfallet bära primärenergi? Nej. Enligt alternativ 2 så ska avfallet inte bära någon primärenergi. Under workshopen så nåddes konsensus i denna fråga direkt. Argument för detta synsätt är att fjärrvärmebolagen inte har rådighet över utsorteringsgraden i det avfall som de tar emot. Man vill att ansvaret för primärenergiuttaget ska ligga högre upp i kedjan på den som producerar plasten från fossila källor. Ett annat argument för detta synsätt är att det följer Förnybarhetsdirektivet. Den primärenergi som tillkommer för avfallet är den primärenergi som behövs för att transportera avfallet till fjärrvärmeanläggningen. Om en allokering görs av emissionerna mellan energisystemet och avfallssystemet så allokeras även primärenergin på motsvarande sätt.

Ska avfallet bära CO₂-utsläpp? Här framkom två olika linjer under workshopen: Nej. Enligt detta synsätt så ska alla uppkomna emissioner från förbränningen av avfall läggas uppströms i livscykeln, på produkten. Med detta synsätt så vill man skjuta ansvaret för de uppkomna emissionerna från avfallsförbränningen uppåt i avfallshierarkin till den som producerar produkten från fossila källor. Detta sätt att lägga ansvaret för uppkomna utsläpp på en aktör tidigare i kedjan strider mot praxis inom LCA och kan därför inte rekommenderas.

Nja. Med detta synsätt så bär avfallet de uppkomna emissionerna från förbränningen men man vill att en allokering sker av emissionerna mellan energisystemet och avfallssystemet. Avfallet bär även de emissioner som uppkommer vid transport av avfallet till förbränningsanläggningen. Främsta argumentet för allokering av emissioner från avfallsförbränning är att tjänsten skapar flera nyttor parallellt, energiproduktion och avfallsdestruktion. Under workshopen så diskuterades aldrig vilken typ av allokering som kunde tänkas vara aktuell. Tre alternativa synsätt för att allokera emissioner mellan avfallssystemet och energisystemet presenteras här, fler synsätt finns dock:

Ekonomisk allokering. Med denna allokering så fördelas de uppkomna utsläppen mellan de tjänster som fjärrvärmebolaget tjänar pengar på, det vill säga hur stora intäkterna är för mottagning av avfall, försäljning av värme samt försäljning av el, se även avsnitt 2.1.3.

50/50 I Nordic Guidelines (Nordiska ministerrådet, 1995), ett vägledande dokument för metodikfrågor inom LCA, så föreslås att allokering av emissioner från avfallsförbränning ska fördelas 50/50 mellan energisystemet och avfallssystemet.

EPD-systemet Vattenfall har gjort en miljövarudeklaration, EPD, för kraftvärmeverket i Uppsala som eldar avfall (Lindfors, 2013). I EPD: n så redovisade man miljöbelastning utifrån två alternativa synsätt; antingen så betraktade man pannan enbart som en avfallsdestruktionsanläggning och allokerade alla emissioner dit eller så betraktade man den enbart som en energiproduktionsanläggning och allokerade alla emissioner till denna.

2.4.3 Alternativ 3 Avfall är ett bränsle

Alternativ 3 utgår från ett fysikaliskt synsätt där man betraktar avfallet som vilket annat bränsle som helst. Primärenergifaktorn för avfallet motsvarar energiinnehållet i avfallet och blir då 1.

Ska avfallet bära primärenergi? Ja. För alternativ 3 så belastas avfallet med primärenergiuttaget för allt avfall, samt med primärenergi för transporter till fjärrvärmeanläggningen. Primärenergifaktorn för avfallet är 1.

Ska avfallet bära CO₂-utsläpp? Ja. Avfallet bär alla CO₂-utsläpp som uppkommer vid förbränning samt de emissioner som uppkommer vid transport av avfallet till anläggningen. Detta synsätt utgår från vedertagen LCA-metodik, så kallad Polluter-Pays-Principle. Den som producerar en nytta såsom värme och el tar ansvar för de utsläpp som sker i samband med produktionen av dessa. Enligt alternativ 3 så allokeras alla emissioner till energisystemet, med hänvisning till Avfallsdirektivet där alla anläggningar som har en verkningsgrad över 60 % anses vara energiproduktionsanläggningar. Allokeringar mellan producerad el och producerad värme görs enligt alternativproduktionsmetoden, som är praxis i internationella EPD-systemet.

2.5 Beräkningsexempel primärenergifaktorer och emissionsfaktorer för hushållsavfall

I följande avsnitt så görs beräkningar på primärenergifaktorer och emissionsfaktorer för en soppåse baserat på de tre olika perspektiv som presenterats ovan. Nedan beskrivs allmänna och specifika antaganden för de tre alternativen. Det bör påpekas att nedanstående beräkningar är gjorda för soppåsen som nämns i avsnitt 2.1.3.6, Tabell 1 och är ett beräkningsexempel. De primärenergifaktorer och emissionsfaktorer som presenteras i Tabell 3 gäller alltså inte generellt för avfall. För att beräkna primärenergifaktorer och emissionsfaktorer för avfall med en annan sammansättning än den som beskrivs i Tabell 1 så är det viktigt att använda specifika data för det aktuella avfallets sammansättning.

2.5.1 Allmänna antaganden

Alla beräkningar för primärenergifaktorer och emissionsfaktorer bygger på en genomsnittlig hushållssoppåse. Data för den genomsnittliga soppåsen är hämtad ifrån rapporten Primärenergi i avfall och restvärme (Gode m.fl., 2012), se även Tabell 1 i denna rapport som visar hushållsavfallets sammansättning.

Det bör påpekas att avfallet från hushållen varierar över året och mellan olika städer vilket gör att det finns stora osäkerheter om sammansättningen i avfallet. De avfallsfraktioner som innehåller fossilt kol är polyeten, polystyren, textil och övrigt brännbart. För dessa har antagits att de har samma förbränningsemissionsfaktor som eldningsolja 1. I fraktionen textil har antagits att den till 50 % består av bomull vilket

inte genererar ett fossilt utsläpp men resterande 50 % består av polyester som genererar ett fossilt utsläpp. Med ovanstående antaganden kommer emissionsfaktorn för avfall vara $158,4 \text{ gCO}_2\text{-ekv./kWh}_{\text{avfall}}$ räknat på fuktigt avfall. Emissionsfaktorn för transporten av avfallet från insamlingsplats till fjärrvärmeanläggning är $4 \text{ gCO}_2\text{-ekv./kWh}_{\text{avfall}}$ (Gode m.fl., 2011). Det ger en total emissionsfaktor för avfallet på cirka $162 \text{ gCO}_2\text{-ekv./MJ}_{\text{avfall}}$.

Nedan beskrivs mer ingående om de tre alternativa sätten att beräkna primärenergifaktorer och emissionsfaktorer för avfall. Det bör påpekas att nedanstående beräkningar gäller för det aktuella exemplet och således inte är generella.

Primärenergifaktorn inkluderar energianvändningen från avfallets ”vagga” tills att bränslet anländer till fjärrvärmeanläggningens grind. I alla tre alternativen antas att avfallsbränslets ”vagga” är när en produkt hamnar i en soptunna. En annan likhet för alla tre alternativ är att den energi som behövs för att samla in och transportera avfallet till en avfallsanläggning läggs på primärenergifaktorn och antas motsvara $0,04 \text{ kWh/kWh}_{\text{avfall}}$ (Gode m.fl., 2012). För alternativ 2 ovan är emissionsfaktorn och primärenergifaktorn uppdelad på tjänsterna avfallsdestruktion och energiutvinning, enligt tidigare beskrivning. För de avfallsanläggningar som producerar både el och värme bör en allokering mellan dessa göras. Vi rekommenderar att alternativproduktionsmetoden används för detta.

2.5.2 Allokering kraftvärme, alternativproduktionsmetoden.

I alternativproduktionsmetoden tas hänsyn till att det krävs ett högre bränslebehov att producera el och värme i var sin anläggning än att producera el och värme i samma kraftvärmeanläggning. Det innebär att den producerade elen och värmen som produceras i en kraftvärmeanläggning får dela på bränslebesparingen. Fördelningen görs procentuellt efter hur mycket bränsle den separata produktionen kräver jämfört med den totala. Enligt denna metod gynnas både elen och värmen av samproduktionen. Vid beräkning av alternativproduktionsmetoden kan alternativa verkningsgrader för separat el- och värmeproduktion hämtas från beslutet som togs fram vid implementeringen av kraftvärmedirektivet (2004/8/EG). Den andel av emissionerna/primärenergien som allokeras på värmen beräknas enligt följande formel;

$$\beta_i = \frac{E_{h,i}}{E_{tot,i}} = \frac{\frac{Q_{h,tot}}{\eta_{Q,i}}}{\frac{Q_{h,net}}{\eta_{Q,i}} + \frac{W_{chp,net}}{\eta_{W,i}}}$$

där

β_i = allokeringsfaktor för bränsle i, d.v.s. den andel av emissionerna som ska allokeras på värmen. Faktorn är individuell för varje bränsle som används i kraftvärmeverket. Detta har inte varit fallet i tidigare allokeringsmetoder

$E_{h,i}$ = primärenergianvändning som allokerats till värmeproduktion från bränsle i

$E_{tot,i}$ = total primärenergiåtgång bränsle i

$E_{h,tot}$ = är den genererade fjärrvärmen ut från kraftvärmeanläggningen

$Q_{h,tot}$ = är den genererade värmen i kraftvärmeanläggningen

$W_{chp,net}$ = är brutto genererad el i kraftvärmeanläggningen i kombinerad drift minus den interna användningen av el vid kraftvärmeanläggningen

$\eta_{Q,i}$ = alternativ värmeverkningsgrad vid förbränning av bränsle i (verkningsgrad vid värmeproduktion i separat anläggning)

$\eta_{W,i}$ = alternativ elverkningsgrad vid förbränning av bränsle i (verkningsgrad vid elproduktion i separat anläggning)

För en generell avfallsanläggning som enbart producerar el antas en elverkningsgrad på 0,25 medan ett värmeverk har en värmeverkningsgrad på 0,8. Dessa siffror är hämtade från den harmoniserade standarden för alternativproduktionsmetoden. Om en kraftvärmeanläggning som förbränner avfall producerar 23 enheter el och 72 enheter värme kommer allokeringsfaktorn vara 0,49 för värmen om alternativproduktionsmetoden används. Se räkneexempel nedan:

$$\beta_i = \frac{E_{h,i}}{E_{tot,i}} = \frac{\frac{Q_{h,tot}}{\eta_{Q,i}}}{\frac{Q_{h,net}}{\eta_{Q,i}} + \frac{W_{chp,net}}{\eta_{W,i}}} = \frac{\frac{72}{0,8}}{\frac{72}{0,8} + \frac{23}{0,25}} = 0,49$$

För mer information om alternativa produktionsmetoden se *Kraftvärmeallokering* (Martinsson m.fl., 2011).

2.5.3 Alternativ 1 Avfall är en potentiell materialresurs

Alternativ 1 bygger vidare på resultatet från Primärenergi i avfall och restvärme (Gode m.fl.,2012) där primärenergifaktorn är 0,61 för en generell soppåse, se kapitel 2.1.3.6 för mer information. Emissionerna som uppstår vid förbränning av avfall samt transport ska bäras av energiproduktionen vilket motsvarar 162 gCO₂-ekv./kWh_{avfall}

2.5.4 Alternativ 2 Avfall är en restprodukt

Alternativ 2 består av två primärenergifaktorer och 4 olika emissionsfaktorer. Primärenergifaktorn är noll för avfallet, dock tillkommer en primärenergifaktor för transport av avfallet på 0,04. Denna primärenergifaktor allokeras på motsvarande sätt som emissionsfaktorer för avfallet. Emissionsfaktorer för avfallet varierar mellan 0 och 162 gCO₂-ekv./kWh_{avfall}. Den ekonomiska allokeringen fördelar miljöpåverkan för de olika tjänsterna med avseende på intäkterna för de olika tjänsterna. Ekonomisk allokering beräknas enligt formel nedan

$$\beta_a = \frac{E_{peh,a}}{E_{pe,a}} = \frac{\beta_{br,a} p_{fj} E_{h,tot}}{\beta_{br,a} (p_{fj} Q_{h,net} + p_{el} W_{chp,net}) + p_m E_{br,a}}$$

Där

β_a = allokeringsfaktor för avfallsbränslet i, dvs. den andel av emissionerna eller primärenergin som ska allokeras på värmen. Denna faktor blir specifik för just detta avfallsbränsle.

$E_{peh,a}$ = primärenergi som allokerats till värmeproduktion från avfallsbränslet a

$E_{pe,a}$ = total primärenergiåtgång för avfallsbränslet a

$E_{h,sald}$ = är den levererade och sålda fjärrvärmens till slutkund

$W_{chp,net}$ = är brutto genererad el i kraftvärmelanläggningen som sålts till nätet

$\beta_{br,a}$ = andel av vinsten för el och värme som avfallsbränslet bidrar till om det är flera bränslen som används. Faktorn approximeras som energiandelen som avfallsbränslet utgör av den totala energin till kraftvärme, $E_{br,a} / E_{br,tot}$

p_{fj} = medelpriset de senaste fem åren på såld fjärrvärme exklusive skatter från det specifika fjärrvärmenätet minus kostnader som härrör enbart till produktion och försäljning av fjärrvärmens

p_{el} = medelpriset de senaste fem åren på såld el exklusive skatter minus kostnader som härrör enbart till produktion och försäljning av el (till detta föreslår vi att reduktionen i energi- och koldioxidskatter som erhålls tack vare kraftvärmens läggs)

p_m = mottagningsavgiften som fjärrvärmebolaget får som ersättning för destruktion av avfallet

Enligt Martinsson m.fl. (2011) får en generell avfallsanläggning 294 kr/enhet för att ta emot avfall, 370 kr/enhet för såld el och 540 kr/enhet för såld värme. Om en avfallsanläggning säljer 64,8 enheter värme och 23 enheter el, kommer den

ekonomiska allokeringfaktorn för värme bli 0,48 respektive 0,12 för elen. Det ger en ekonomisk allokeringfaktor för energin på 0,6 som i sin tur ger en emissionsfaktor på 97g CO₂-ekv./kWh_{avfall} för energitjänsterna.

Allokeringsmetoden 50/50 innebär att tjänsten avfallsdestruktion bär 50 % av emissionerna och resterande 50 % bär energitjänsten. Det innebär att emissionsfaktorn för energitjänsterna blir 81 gCO₂-ekv./kWh_{avfall}.

I den sista allokeringmetoden enligt EPD-systemet, så kommer avfalldestruktion respektive energitjänster bära det totala emissionsutsläppet vilket innebär att om alla utsläpp allokeras till avfallsdestruktion så kommer energitjänsten att ha en emissionsfaktor på noll och om alla utsläpp allokeras till energisystemet så kommer emissionsfaktorn för energitjänsterna att vara på 162 gCO₂-ekv./kWh_{avfall}.

2.5.5 Alternativ 3 Avfall är ett bränsle

Alternativ 3 har stora likheter med alternativ 1. Det som skiljer dem åt är att primärenergifaktorn. I alternativ 3 tas ingen hänsyn till vad som är vettigt respektive inte vettigt att materialåtervinna. Det innebär att primärenergifaktorn är 1 och att emissionsfaktorn för energitjänsterna är 162 gCO₂-ekv./kWh_{avfall}.

I Tabell 3 visas en sammanställning av primärenergifaktorer och emissionsfaktorer för de tre alternativen för soppåsen i exemplet. De beräknade emissionsfaktorerna och primärenergifaktorerna gäller för bränslet och avser de emissioner och den primärenergi som fördelas till energisystemet. För att räkna ut de totala växthusgasutsläppen från energiproduktionen så multipliceras den aktuella emissionsfaktorn [g CO₂-ekv/kWh_{avfall}] med [kWh] insatt avfallsbränsle. För att få emissionerna för producerad el respektive värme allokeras dessa utsläpp mellan el och värme exempelvis med Alternativproduktionsmetoden. För att få emissionsfaktorn för levererad fjärrvärme [g CO₂-ekv/kWh_{levererad fjärrvärme}] delas de utsläpp som allokats till värmen med total mängd levererad fjärrvärme [kWh].

Tabell 3 Beräknade primärenergifaktorer och emissionsfaktorer för soppsåsen i beräkningsexemplet för de tre olika perspektiven på avfall. Observera att primärenergifaktorerna och emissionsfaktorerna gäller för bränslet och avser den miljöbelastning som allokerats till energisystemet. Detta är ett beräkningsexempel, siffrorna är inte generella primärenergifaktorer och emissionsfaktorer för avfallsbränslen. Transport och insamling av avfall ingår för alla alternativ motsvarande $PEF=0,04$ och emissionsfaktor= $4 \text{ gCO}_2\text{-ekv./kWh}_{\text{avfall}}$ (Baserat på Gode m.fl., 2011)

Syn på avfall	Primärenergifaktor [kWh/kWh]	Total emissionsfaktor [gCO ₂ -ekv./kWh _{avfall}]
1 Avfall som potentiell materialresurs	0,61	162
2 Avfall som restprodukt		
ekonomisk allokering	0,02	97
50/50	0,02	81
allokering till avfallsystemet	0	0
allokering till energisystemet	0,04	162
3 Avfall som bränsle	1,04	162

2.6 Tillämpning av de föreslagna alternativen på miljövärden för avfall från

Värmemarknadskommitténs överenskommelse

I Sverige så används Värmemarknadskommitténs, VMK:s, överenskommelse av många fjärrvärmebolag för att beräkna miljöpåverkan av energianvändning i fjärrvärmvärmda fastigheter (VMK, 2013). Enligt VMK:s överenskommelse så analyseras tre parametrar; resurseffektivitet, klimatpåverkan och andel fossila bränslen i bränslemixen. VMK:s överenskommelse innehåller primärenergifaktorer och emissionsfaktorer för olika typer av bränslen. Primärenergifaktorn för avfall i VMK är hämtad från (Gode m.fl., 2011) och är 0,04. Primärenergifaktorn motsvarar insamling och transport av avfallet. Emissionsfaktorn för avfall i VMK:s överenskommelse är hämtad från Naturvårdsverket och är $97 \text{ gCO}_2\text{-ekv./kWh}_{\text{avfall}}$ utöver detta så tillkommer $4 \text{ gCO}_2\text{-ekv./kWh}_{\text{avfall}}$ för transport och insamling av avfallet (Gode m.fl., 2011). I Tabell 4 har de tre olika alternativen som presenterades i avsnitt 2.4 tillämpats på primärenergifaktorn 0,04 samt på den totala emissionsfaktorn på $101 \text{ g CO}_2\text{-ekv./kWh}$. För mer information om de olika beräkningarna se 2.5.

Tabell 4 De tre olika perspektiven på avfall tillämpas på primärenergifaktorn (0,04) och emissionsfaktorn för avfallsbränsle (101 gCO₂-ekv./kWh_{avfall}) i Värmemarknadskommitténs överenskommelse (VMK, 2013) Observera att primärenergifaktorerna och emissionsfaktorerna gäller för bränslet och avser den miljöbelastning som allokerats till energisystemet. Transport och insamling av avfall ingår för alla alternativ motsvarande PEF=0,04 och emissionsfaktor=4 gCO₂-ekv./kWh_{avfall} (Baserat på Gode m.fl., 2011)

Syn på avfall	Primärenergifaktor [kWh/kWh]	Total emissionsfaktor [gCO ₂ -ekv./kWh _{avfall}]
1 Avfall som potentiell materialresurs	0,61 ¹	101
2 Avfall som restprodukt		
ekonomisk allokering	0,02	61
50/50	0,02	50,5
allokering till avfallssystemet	0	0
allokering till energisystemet	0,04	101
3 Avfall som bränsle	1,04	101

¹Primärenergifaktorn för detta synsätt beror på hur stor andel av avfallets sammansättning som anses vara vettigt att materialåtervinna. För mer information se avsnitt 2.4.1

2.7 Resursindex

I rapporten Resursindex för energi så presenterar Erlandsson & Sandberg (2011) en ny metod för att beskriva olika energibärare i ett resursperspektiv. Energiresursindex tar hänsyn till olika energislags egenskaper vad gäller uthållighet och tillgänglighet och är ett alternativ till primärenergifaktorer och beräknad primärenergianvändning (d.v.s. primärenergien är alltid mer än 1). Energiresursindex är ett komplement till andra ekologiska hållbarhetsaspekter som exempelvis klimatpåverkan, försurning och övergödning.

Resursindexet kan användas i en LCA för att få fram ett mått på hållbar resursanvändning. I praktiken betyder detta att de metodval som görs i LCA: n styr resultatet av resursindexet. Metoden är på så sett väldigt användbar och flexibel.

För att underlätta och göra metoden direkt tillämplig för en person som inte har tillgång till LCA-data finns färdiga primärenergifaktorer uträknade d.v.s. det som i rapporten benämns som ett resursindex. I rapporten så görs en livscykelinventering av olika bränslen och ett energiresursindex beräknas för dessa bränslen. I nästa steg så kan dessa data användas för att beräkna energiresurseffektiviteten för exempelvis olika uppvärmningssystem. I den LCA-metodik som används för energiresursindexet tillämpas en likafördelning av avfall mellan slutanvändare (exempelvis fjärrvärme) och den som genererat avfallet.

Nedan (Erlandsson 2013) redovisas som komplement beräkningar när metoden även tillämpas enligt de produktspecifika reglerna för en Byggprodukt (EN15804, Erlandsson 2012) eller enligt den så kallade Kraftvärme-PCR: en (Settervall 2011).

2.7.1 Beräkningsexempel resursindex för hushållsavfall

För att illustrera hur energiresursindex fungerar så har presenteras här ett beräkningsexempel. Energiresursindex har beräknats för den soppåse som beskrivs i avsnitt 2.1.3.6, Tabell 1, för vilken primärenergifaktorer har beräknats i avsnitt 2.5.

Tre olika resursindex har beräknats baserat på resursvärderingsmetoden för samma soppåse. Dels har en primärenergifaktor beräknats med hjälp av de färdigräknade energiindexfaktorer som ges i Erlandsson & Sandberg (2011), se Tabell 5. Dessa värden bygger på en fördelning av all slags avfall (oavsett om det är ett spill eller om det är från uttjänta produkter) där ansvaret för resursanvändningen delas lika. Energi-resursindex blir då 0,27. I den andra beräkningen har resursvärderingsmetoden använts tillsammans med de produktspecifika reglerna för en Byggprodukt (EN 15808 eller Erlandsson 2012). I detta fall bokförs såväl emissioner som resursanvändning för uttjänta produkter som används som bränsle i en energiprocess med verkningsgrad över 65 % till de produkter som energiprocessen genererar. Energiresursindex för denna allokeringmetod blir 0,53. Samma princip tillämpas i den så kallade Kraftvärme-PCR: en (Settervall, 2011). Skillnaden i denna PCR är att uttjänta produkter enligt denna metod allokeras enligt ekonomiska principer vilket här har förenklats till att de kan sättas till noll. Den enda miljöbelastningen som blir kvar är spill (d.v.s. ett avfall som aldrig har varit i en konsumerad produkt). Energiresursindex för denna allokeringmetod blir 0,21.

Tabell 5 Resursindex för en soppåse beräknat enligt metoden Erlandsson & Sandberg (2011); Erlandsson (2013)

Fraktion	Energiresursindex
Tidningar	0,021
Wellpapp	0,004
Pappersförpackningar	0,011
Polyeten-plast (PE)	0,040
Polystyren-plast (PS)	0,020
Klarglas	0,000
Färgat glas	0,000
Metall	0,000
Matavfall och trädgårdsavfall	0,095
Deponirest	0,011
Farligt avfall	0,000
Utrustning	0,005
Trä	0,002
Textil	0,014
Papper ok att förbränna	0,006
Plast ok att förbränna	0,005
Övrigt brännbart	0,032
Summa energiresursindex	0,27

I samtliga fall kan man konstatera att avfallsbränslet faller väl ut d.v.s. har ett energiresursindex som är mindre än 1. De beräknade energiresursindexen för soppåsen kan jämföras med energiresursindex för pellets på 0,59 samt energiresursindex för olja på 1,06 (Erlandsson & Sandberg, 2011) Skillnaden mellan energiresursindexet för metoden för avfall enligt Erlandsson & Sandberg (2011) och energiresursindexet för kraftvärme-PCR: en kommer att skilja sig åt främst beroende på hur mycket spill som används, då kraftvärme-PCR: en ger detta ett högre värde än energiindexmetoden.

2.8 Deponigas

I deponier bildas deponigas vid nedbrytning av organiskt material under syrefria förhållanden (Naturvårdsverket, 2013). Sammansättningen i deponigasen varierar beroende på innehåll i deponin, men metan utgör ofta den största andelen. Deponigas består även av bland annat koldioxid och kvävgas. För att minska metangasbildning så har man i Sverige beslutat om ett antal åtgärder som minskar mängden organiskt material; år 2002 så infördes ett förbud mot deponering av brännbart avfall och år 2005 så infördes ett beslut om förbud mot deponering av organiskt material. Det tar

dock lång tid innan dessa åtgärder har effekt på deponigasbildningen, det finns idag mycket organiskt material i svenska deponier som bryts ned kontinuerligt. Hur mycket deponigas som bildas beror på de lokala förhållandena samt innehållet i deponin.

För att förhindra att deponigasen läcker ut i atomsfären så föreskriver Naturvårdsverket idag att deponiägare ska samla in deponigasen om den beräknade potentialen för utsläpp är stor. Insamling av deponigas sker med hjälp av vertikala brunnar eller horisontella dräner som kopplas till fläktar som suger ut deponigasen och skickar den vidare (Rihm, 2013). Fläktarna skapar ett undertryck i deponin. Man vill dock inte att undertrycket i deponin ska bli alltför stort så att luft tränger in. Metanhalten i en deponigas som ska förbrännas bör vara minst cirka 50 %. Den insamlade deponigasen kan användas i en gasmotor på plats för att producera el eller transporteras bort via ledningar till en värmecentral. Deponigas används sällan till fordonsbränsle, då den innehåller mycket föroreningar.

2.8.1 Primärenergifaktor och emissionsfaktor för deponigas

Deponigas är en restprodukt från deponin och betraktas på samma sätt som värme som biprodukt betraktades i projektet Primärenergi i avfall och restvärme (Gode m.fl., 2012). Deponigasen har ingen ryggsäck med sig från tidigare livscykel, vare sig när det gäller emissioner eller primärenergiuttag. Primärenergifaktorn för deponigas är 0,002, vilket motsvarar en hjälpen energi på 0,1 % (Sundqvist, 2013) för att samla in gasen, se Tabell 6. Nordisk elmix med en primärenergifaktor på 1,7 har antagits som hjälpen energi (Gode m.fl., 2011). Emissionsfaktorn för deponigas är 0,097 gCO₂-ekv./kWh_{deponigas} vilket motsvarar den insatta hjälpelen och nordisk elmix. Emissionsfaktorn för nordisk elmix är 97,2 gCO₂-ekv./kWh_{el} (Gode m.fl., 2011). Vid förbränning av deponigas så uppstår växthusgasutsläpp men dessa räknas vara av förnybart ursprung och bidrar då inte till emissionsfaktorn (Avfall Sverige, 2010). Antagandet om att deponigasen har förnybart ursprung då plasten i deponin bryts ned mycket långsamt, sent under deponins livslängd, när ingen deponigas längre utvinns.

Tabell 6 Beräknad primärenergifaktor och emissionsfaktor för deponigas, 0,1 % hjälpel antas. Beräkningarna är baserade på Sundqvist(2013) och Gode m.fl.(2011)

	Primärenergifaktor [kWh/kWh _{deponigas}]	Emissionsfaktor för deponigas[gCO ₂ - ekv./kWh _{deponigas}]
Deponigas	0,002	0,097

2.9 Stålverksgas

Begreppet stålverksgas innefattar gaserna koksgas, masugnsgas och LD-gas. Dessa gaser bildas i olika processer i ett stålverk. Koksgasen bildas i koksverket där stenkolk omvandlas till koks i en pyrolys. I processen bildas en gasblandning som bland annat består av metan, kolmoxid, kvävgas, vätgas, svavelväte och bensen. Koksgasen renas innan den leds till en gasklocka. I masugnen reagerar koks med järnmalm och

masugnsgas bildas som består av kolmonoxid, koldioxid, kväve och väte. I LD-konvertern tillsätts syra för att reducera kolhalten i råjärnet och råjärnet omvandlas till stål. LD-gasen som bildas i LD-konvertern består främst av kolmonoxid men även koldioxid, kvävgas och vätgas. Även masugnsgas och LD-gasen leds till en gasklocka innan stålverksgasen transporteras till en fjärrvärmeanläggning. En stor del av stålverksgasen som bildas används i stålverksprocesserna. I Tabell 7 visas emissionsfaktorer för de olika gaserna (Paulrud m.fl., 2008).

Tabell 7 Emissionsfaktorer för olika stålverksgaser (Paulrud m.fl., 2008)

	Koksgas	Masugnsgas	LD-gas
Emissionsfaktor [kg CO ₂ -ekv./TJ]	44600–46300	312000–331000	199000–230000

I Sverige finns det två stålverk, ett i Luleå och ett i Oxelösund. Det som skiljer stålverken i Luleå och i Oxelösund åt är att i Luleå säljs stålverksgasen till Lulekraft och till andra små aktörer medan stålverket i Oxelösund äger fjärrvärmeanläggningen. En annan skillnad är att Oxelösund inte förbränner LD-gasen i ett kraftvärmeverk utan facklar bort den.

Luleåkraft ägs till 50 % av SSAB och till 50 % av Luleåkommun. All värme och el som produceras säljs till Luleåenergi som i sin tur säljer vidare värmen till fjärrvärmekunder i Luleå med omnejd. Luleåkraft förbränner ca 2 TWh stålverksgas varav 70 % består av masugnsgas, 20 % LD-gas och resterande 10 % består av koksgas. (Lulekraft, 2013). Med hjälp av Tabell 6 blir det totala koldioxidutsläppet från fjärrvärmeanläggningen cirka 2 miljoner ton per år.

Enligt en personlig kontakt på Lulekraft (Eriksson, 2013) behöver fläkten som transporterar stålverksgasen till kraftvärmeverket cirka 0,3 % av energiinnehållet i stålverksgasen.

SSAB äger fjärrvärmeanläggningen i Oxelösund och kraftvärmeanläggningen förbränner cirka 1,1 TWh stålverksgas per år. Ungefär 90 % av stålverksgasen består av masugnsgas och resterande 10 % består av koksgas. Det ger ett totalt koldioxidutsläpp på 1.2 miljoner CO₂ ton per år (Nydahl, 2013).

2.9.1 Primärenergifaktor och emissionsfaktor för stålverksgas

För beräkningen av en primärenergifaktor och en emissionsfaktor för stålverksgas så är värderingen av gasen avgörande. Om gasen anses vara ett avfall så anses den inte ha med sig någon ryggsäck i form av tidigare primärenergiuttag eller emissioner. Om den istället anses vara en biprodukt så belastas gasen med en andel av de emissioner som skett och de resursuttag som gjorts i stålproduktionen. Det finns olika allokeringmetoder som kan användas för allokering av miljöbelastning mellan en huvudprodukt och en biprodukt, exempelvis kan energiallokering användas.

I detta projekt anses stålverksgasen vara ett avfall vilket innebär att allt primärenergiuttag som skett för att producera stålet och de emissioner som uppkommit i denna process läggs på huvudprodukten stål. Den primärenergifaktor

som redovisas för stålet i Tabell 8 är den primärenergien som behövs för att producera den hjälpel som suger in gasen i en gasklocka och transporterar den till en förbränningsanläggning. Hjälpenergin antas vara 0,3 % vilket ger en primärenergifaktor på 0,005 baserat på nordisk elmix med en primärenergifaktor på 1,7 (Gode m.fl., 2011).

Emissionsfaktorn för stålverksgas omfattar emissioner som uppkommit vid produktionen av hjälpelen samt de som sker vid förbränning av stålverksgas. Det totala emissionsutsläppet från förbränning av stålverksgaser som förbränns i kraftvärmeanläggningar är 3,2 miljoner ton per år. Emissionsfaktorn för 0,3 % hjälpel är 0,3 gCO₂-ekv/kWh_{stålverksgas}, där nordisk el mix antagits med en emissionsfaktor 97,2 gCO₂-ekv./kWh_{el} (Gode m.fl., 2011). Det ger en totalemissionsfaktor på cirka 331 g CO₂-ekv./kWh_{stålverksgas}. I Tabell 8 sammanställs den beräknade primärenergifaktorn och emissionsfaktorn för stålverksgas.

Tabell 8 Beräknad primärenergifaktor och emissionsfaktor för stålverksgas.
Beräkningarna är baserade på Gode m.fl. (2011)

	Primärenergifaktor [kWh/kWh _{stålverksgas}]	Emissionsfaktor [g CO ₂ - ekv./kWh _{stålverksgas}]
Stålverksgas	0,005	331

2.10 Diskussion/Slutsatser

Detta projekt har visat på hur komplex beräkningen av primärenergi och emissioner är för avfallsbränslen. Intressentanalysen visade att synen på primärenergi och emissioner för avfallsbränslen skiljde sig mycket åt hos de olika aktörerna. I den workshop som hölls i det tidigare projektet (Gode m.fl., 2012) så nåddes konsensus om att man ville göra en uppdelning mellan material i avfallet som var vettigt respektive som ej var vettigt att materialåtervinna. Baserat på den workshopen, intervjuer och en kriterieanalys så togs en metod för att beräkna primärenergi i avfall fram. Metoden är baserad på ett ”bordetänkande”, där man skiljer på material som borde gått till materialåtervinning samt på material som inte borde gjort det, se Gode m.fl.(2012).

Syftet med detta projekt var att vidareutveckla antaganden i den tidigare framtagna metodiken genom att svara på vilka grunder man ska avgöra om ett avfall är vettigt eller inte vettigt att materialåtervinna samt vad primärenergifaktorn för material som är vettigt att materialåtervinna anses vara. Workshopen som ordnades i detta projekt gav ett helt annat resultat än tidigare workshop. Deltagarna i workshopen i detta projekt ville inte göra någon uppdelning mellan material som är respektive som inte är vettigt att materialåtervinna.

I rapporten presenteras hur tre perspektiv på avfall - om avfallet betraktas som rent avfall, som ett bränsle eller som en materialresurs - påverkar alternativen för beräkning av primärenergifaktorer och emissionsfaktorer för avfall. Det finns ingen objektiv sanning när det gäller beräkning av avfallsbränslens miljöpåverkan, utan alla

tre perspektiven kan försvaras. Det är dock ett av dem som bäst stämmer med konsensusprocessen i detta projekt. Det innebär att avfallet betraktas som en restprodukt, att dess primärenergifaktor sätts till noll och att emissioner från avfallsförbränning allokeras mellan tjänsterna energiproduktion och avfallsdestruktion. Olika allokeringsmetoder kan användas för denna allokering. Vi rekommenderar i detta fall en ekonomisk allokering. Resultatet med detta betraktelsesätt är en låg primärenergifaktor och relativt låga emissioner för fjärrvärme producerat från avfall.

Alla tre perspektiven tillämpas i rapporten på ett beräkningsexempel: en soppåse med hushållsavfall. Den beräknade primärenergifaktorn för soppåsen blev 0 kWh/kWh_{avfall}, 0,02 kWh/kWh_{avfall}, 0,04 kWh/kWh_{avfall}, 0,61 kWh/kWh_{avfall} samt 1,04 kWh/kWh_{avfall}, beroende på perspektiv och allokeringsmetod. Emissionsfaktorerna blev 0 CO₂-ekv/ kWh_{avfall}, 81 CO₂-ekv/ kWh_{avfall}, 97 CO₂-ekv/kWh_{avfall} samt 162 gCO₂-ekv/ kWh_{avfall}.

De emissionsfaktorer som tagits fram i denna rapport ska ses som exempel och är inga generella emissionsfaktorer för avfall. De framtagna metoderna kan dock tillämpas för att beräkna primärenergifaktorer och emissionsfaktorer för ett visst avfallsbränsle om specifika data finns tillgängliga.

Sedan januari 2013 kommer samförbränning av avfall att omfattas av EU-ETS. Inom ramen för utsläppshandelssystemet så kommer en emissionsfaktor för avfall att presenteras. Denna har dock inte analyserats närmare i detta projekt.

Sammanfattningsvis så handlar beräkningar av primärenergifaktorer och emissionsfaktorer för avfallsbränslen om flera olika frågor:

- Hur värderar man avfallet som bränsle?
Ses det som en resurs och om man utgår från värmevärdet så blir primärenergifaktorn minst ett. Om man inte betraktar avfallet som en resurs så blir det gratis med avseende på primärenergi och primärenergifaktorn blir noll.
- Hur värderar man avfallsförbränning?
Man kan betrakta avfallsförbränning som enbart avfallsdestruktion, enbart energiproduktion eller som en kombination av de två. Olika synsätt för detta finns vilka resulterar i olika emissionsfaktorer.
- Vad räknar man in i primärenergifaktorn?
Det finns olika sätt att dela in primärenergifaktorer i olika kategorier beroende på typ av resurs som används, se 2.1.3.1. De primärenergifaktorer som tas fram här omfattar både förnybar och icke förnybar energi.

Energiresursindex är en metod som är framtagen av Erlandsson & Sandberg (2011). Metoden är ett alternativ till primärenergifaktorer och beräknad primärenergi. I exemplet i avsnitt 2.5.1 så illustreras hur metoden kan användas med olika allokeringsmetoder som grund. Metoden i Erlandsson & Sandberg (2011) visar att flera olika sätt finns att analysera resurseffektivitet på som alla kan vara relevanta i olika sammanhang.

I projektet har primärenergifaktorer och emissionsfaktorer också beräknats för deponigas och stålverksgas. I båda dessa fall spelar bedömningen om huruvida gaserna ses som en restprodukt eller en biprodukt stor roll. I detta projekt antas både deponigasen och stålverksgasen vara restprodukter. De beräknade primärenergifaktorerna omfattar hjälpenergin som behövs för att samla in och transportera gaserna till en förbränningsanläggning. Emissionsfaktorerna omfattar de emissioner som uppkommer vid produktion av hjälpenergin plus de emissioner som sker vid förbränning av respektive gas. Även andra sätt att bedöma restenergier kan försvaras. Eftersom en objektiv sanning saknas är det viktigt att försöka nå konsensus mellan olika branscher där restenergierna och huvudprodukterna nyttjas.

3 MARGINALBRÄNSLEN

3.1 Inledning Marginalbränslen

Livscykelanalys, LCA, är ett användbart verktyg för miljöbedömningar i många olika sammanhang. Utifrån ett systemanalysperspektiv så kan miljöprestanda för exempelvis en produkt eller en tjänst beräknas. Vilka frågeställningar som en livscykelanalys besvarar beror på utformningen av studien. Livscykelanalyser kan göras utifrån två olika perspektiv, från ett bokförings- eller förändringsperspektiv. En livscykelanalys som är gjord med ett bokföringsperspektiv är bakåtblickande och fördelar de utsläpp som skett mellan olika aktörer. En livscykelanalys som är gjord med ett förändringsperspektiv är framåtblickande och beräknar miljöpåverkan av olika tänkbara beslut. Valet av perspektiv för livscykelanalysen avgör bland annat vilken typ av data som kan användas, vid ett bokföringsperspektiv används medeldata medan man vid ett förändringsperspektiv använder marginaldata.

Detta projekt undersöker vilken typ av marginaldata som kan användas för livscykelanalyser som görs utifrån ett förändringsperspektiv. Vi söker svar på frågan vad som händer om fjärrvärmebranschen i Sverige förändrar sin energianvändning och ökar förbrukningen av ett visst bränsle? Vilken typ av produktion ökar på kort sikt och på lång sikt? För de identifierade marginalbränslena så tas primärenergifaktorer fram som ett sätt att bedöma hur resurseffektivt bränslet är. Arbetet med att identifiera marginalbränslen i detta projekt bygger vidare på de gedigna resultat som tagits fram av Kristian Jelse, Lisa Bolin, Tomas Ekvall och David Palm i en uppdragsrapport för IVL Svenska Miljöinstitutet 2011 (Jelse m.fl., 2011). Vi vill framföra ett stort tack till dessa författare för deras värdefulla bidrag till detta arbete!

3.1.1 Bakgrund

3.1.1.1 Bokförings-LCA och förändrings-LCA

Under slutet av 1990-talet började en utveckling inom LCA där man ville studera vilka konsekvenser olika beslut kan få för miljön (Mathisen m.fl., 2009). År 2001 definierades två olika typer av livscykelanalyser: bokförings-LCA, attributional LCA, och det vi här kallar förändrings-LCA, consequential LCA, vid en internationell workshop om data för elektricitet i livscykelinventeringar (Curran m.fl., 2005). Bokförings-LCA är jämförande och bakåtblickande, medan förändrings-LCA är jämförande och framåtblickande. I bokförings-LCA används medeldata för beräkningar, medan marginaldata oftast används i förändrings-LCA. De olika typerna av livscykelanalyser påverkar valet av systemgränser samt andra metodval som funktionell enhet och metodik för att bedöma miljöpåverkan.

3.1.1.2 Metodik för att identifiera marginaltekniker

Målet med en förändrings-LCA är att ge information om konsekvenserna av ett möjligt beslut (Ekvall & Weidema, 2004). Ekvall & Weidema (2004) beskriver utförligt metodiken för en förändrings-LCA. En förändrings-LCA ska idealiskt sett inkludera de marknader och processer som påverkas av en förändring i det studerade systemet. I förändrings-LCA: er används begreppet marginalteknik för de tekniker som påverkas av små förändringar i efterfrågan. Weidema m.fl. (1999) presenterade en metodik för hur dessa tekniker kan identifieras. Metodiken beskrivs även av Ekvall & Weidema (2004). Metodiken bygger på fem steg, se A-E nedan. De första stegen (A-C) handlar om att besvara frågan i vilken situation som den studerade förändringen i efterfrågan sker och de sista stegen (D-E) handlar om att besvara frågan vilken specifik teknik som påverkas av förändringen, i den givna situationen, och därmed utgör marginaltekniken.

Från Weidema et al. (1999):

- A. *What time horizon does the study apply to?*
- B. *Do the changes in production volume only affect specific processes or is a market affected?*
- C. *What is the trend in the volume in the affected market?*
- D. *Does this technology have a potential to provide the desired capacity adjustment?*
- E. *Is this the technology the preferred object of the desired capacity adjustment?*

I detta projekt har ovanstående frågor från Weidema m.fl. (1999) översatts till svenska och utgjort basen i analysen av marginaltekniker:

- A. *Vilken tidsperiod är relevant?*
- B. *Är det en specifik process eller en marknad som påverkas?*
- C. *Hur ser marknadstrenden ut?*
- D. *Vilka tekniker är flexibla och kan erbjuda den efterfrågade kapacitetsförändringen?*
- E. *Vilken teknik påverkas och är på marginalen?*

I steg A diskuteras vilka tidaspekter som är relevanta (Ekvall & Weidema, 2004). Ekonomer gör ofta en uppdelning mellan kortsiktiga och långsiktiga effekter av en förändring. Med kortsiktiga effekter avses effekter som uppstår innan produktionskapaciteten har hunnit anpassas till en förändrad efterfrågan. De kortsiktiga effekterna är därför förändringar i användningen av existerande produktionsanläggningar, detta kallas även för driftsmarginal. Med långsiktiga effekter avses att produktionskapaciteten anpassas till förändringen, detta kallas även för byggmarginal. Då antas istället utnyttjandegraden vara konstant. Ekvall & Weidema (2004) skriver att alla förändringar kan förväntas ge en kombination av kortsiktiga och långsiktiga effekter, vilket gör det svårt att modellera de faktiska

marginalteknikerna. En förenkling som föreslås är att skilja på kortsiktiga och långsiktiga förändringar. I miljöanalyser antas långsiktiga effekter vara mest intressanta.

Denna uppdelning i kortsiktiga och långsiktiga effekter är användbar för att studera marginaleffekter i produktionen av de flesta varor. Den är exempelvis användbar när vi diskuterar marginalel. Kortsiktig marginalel produceras då genom att utnyttjandet av existerande kraftverk ökar. Långsiktig marginalel produceras genom att nya kraftverk byggs eller, eventuellt, genom att nedläggningen av gamla kraftverk skjuts på framtiden.

För bränslen är uppdelningen i kortsiktig och långsiktig marginalproduktion mycket mer problematisk. Den långsiktiga marginaleffekten av att använda mer fossila bränslen är inte att fler gruvor och källor öppnas, utan att dessa gruvor och källor öppnas lite tidigare än de annars hade gjorts därför att det lätt tillgängliga bränslet i existerande gruvor och källor tar slut snabbare.

För förnybara bränslen är distinktionen mellan kortsiktiga och långsiktiga effekter flytande. Produktionen av biobränsle kan öka genom en lång rad åtgärder med stor variation i hur snabbt det går. Bland de snabbaste åtgärderna är att mer noggrant ta ut grenar och toppar från pågående avverkningar. Att programmera om avverkningsmaskinerna så att en större del av varje avverkat träd blir bränsle går också mycket snabbt. På ett års sikt kan produktionen av ettåriga energigrödor öka. Att öka produktionen av salix tar några år. På något eller några års sikt kan även uttaget av skogsbränsle öka genom ändringar i gallringsplanering och liknande. På något eller några decenniers sikt kan produktionen av skogsbränsle öka genom gödsling av skogsmark. Att etablera skog på ny mark ger också ökad produktion av skogsbränsle, men det tar flera decennier.

Vi använder därför uppdelningen i kortsiktiga och långsiktiga marginaleffekter när vi diskuterar elproduktionen. För bränslen talar vi istället om marginaleffekter med olika tidshorisont som vi anger i årtal. Vi diskuterar dels marginaleffekter som uppstår med en gång och dels marginaleffekter som uppstår år 2020, 2030 eller 2035, beroende på vilka scenarier som finns framtagna. Marginalbränslet vid en viss tidshorisont är det extra bränsle som kommer att produceras det året om vi förbrukar mer av bränslet i år eller något år fram till tidshorisonten.

För steg B undersöks om det är specifika processer eller en marknad som påverkas av förändringen (Ekvall & Weidema, 2004). Om endast en process påverkas så är denna teknik per definition marginaltekniken. Om det är en marknad som påverkas så görs steg C-E för att utreda vilken teknik som är marginalteknik på marknaden. I samtliga fall i den här studien är det en marknad som påverkas, och inte en enstaka process eller teknik.

Syftet med steg C är att avgöra om de långsiktiga marginaleffekterna uppstår genom att nya produktionsanläggningar byggs eller genom att gamla produktionsanläggningar läggs ner. Om efterfrågan på marknaden som helhet ökar eller stabil, påverkar en förändring på marginalen hur mycket nya anläggningar som byggs för att öka produktionskapaciteten och/eller för att ersätta gamla anläggningar som måste tas ur bruk. Om efterfrågan på marknaden som helhet minskar snabbare än

vad de gamla anläggningarna måste tas ur bruk, påverkar en förändring på marginalen hur mycket anläggningar som måste stängas ner i förtid. Statistiska tidsserier används ofta i steg C för att identifiera trender på marknaden (Ekvall & Weidema, 2004).

I steg D utreds vilka tekniker som har flexibel produktion som kan anpassas till en ändring i efterfrågan. Det kan finnas olika skäl till att användningen av en teknik är begränsad eller oflexibel, exempelvis när vi studerar ett bränsle som är en biprodukt av annan produktion. Det kan också finnas naturgivna eller och politiska gränser för hur mycket som kan eller får produceras med en viss teknik.

I steg E besvaras frågan om vilken teknik som kommer att vara marginalteknik, det vill säga vilken teknik som det är mest troligt att den installeras (om den totala efterfrågan ökar) eller fasas ut (om efterfrågan minskar snabbt). Enligt Weidema m.fl.(1999) är det troligt att den teknik som investeras i är den flexibla teknik som har lägst långsiktig kostnad.

3.1.1.3 Kritik mot metodiken

Metodiken från Weidema m.fl. (1999) har fått ett stort genomslag i förändrings-LCA: er (Mathisen m.fl., 2009). I dessa studier har metodiken använts för att identifiera marginaltekniker för produktion av el och värme. Vid litteratursökningen för detta projekt hittades endast en rapport där metodiken använts för att identifiera marginaltekniker för bränslen, Jelse m.fl. (2011), där författarna tagit fram marginaldata för el, fjärrvärme, olja, naturgas och pappersmassa.

Mathisen m.fl. (2009) ställer frågan huruvida metodiken som är framtagen av Weidema m.fl. (1999) är alltför förenklande när det gäller att identifiera marginaltekniker för el och värmeproduktion. Utifrån begreppen *Simple marginal technology*, *Dynamic marginal technology* och *Complex marginal technology (ies)* analyserar Mathisen m.fl. (2009) de marginaltekniker som identifierats i tio förändrings-LCA: er som publicerats under 2000-talet. Nio av de tio studierna identifierar en marginalteknik i kategorierna *Simple marginal technology*, *Dynamic marginal technology*. En studie identifierar flera marginaltekniker, *Complex marginal technology (ies)*. Mathisen m.fl. (2009) menar att det är viktigt att identifiera och göra beräkningar för flera marginaltekniker, om möjligt bör marginaltekniker identifieras med energisystemmodeller. Även Ekvall & Weidema (2004) diskuterar detta, enligt dem så ger komplex marginalet som identifierats med energisystemmodeller det mest sannolika resultatet men de understryker samtidigt att osäkerheten i ett sådant resultat är stor.

3.1.1.4 Marginaldata i andra rapporter

Det finns många publicerade rapporter som identifierar marginaltekniker för el och fjärrvärme, men för bränslen har endast en rapport från STEM (2008) hittats. Rapporten handlar om koldioxidvärdering av en förändrad energianvändning. Deras slutsats är att det inte går att identifiera några entydiga marginaleffekter och att miljöeffekterna av olika åtgärder blir osäkra. I rapporten beskrivs *marginalansats* som en bedömning av vilken drift och utbyggnad som försvinner eller tillkommer när

energianvändningen förändras. I rapporten identifierar STEM marginaltekniker för el, fjärrvärme, bioenergi och olja.

3.1.2 Syfte

Primärenergifaktorer för marginalbränslen utvecklas som ett första steg i att skapa ett sätt att ta hänsyn till effekter vid förändrad energianvändning. Med marginalbränsle avses i det här fallet marginalproduktionen av ett specifikt bränsle, det vill säga marginaleffekten på utvinnings- och förädlingsprocessen. I samråd med referensgruppen har följande energibärare valts ut:

- Avfall
- Biobränslen (primära och sekundära)
- Naturgas
- Kol
- Råolja
- El

Analyserna kommer att göras för kort sikt (vilken teknik för produktion av bränsle ligger på marginalen idag?) och på lång sikt (vilken teknik för produktion av bränsle ligger på marginalen cirka år 2020 eller 2030?). Vilka scenarior som finns att tillgå för respektive bränsle avgör vilket årtal som används som referensår för lång sikt.

3.1.3 Metod

För att identifiera marginaltekniker för bränslen används i denna rapport metodiken från Weidema m.fl. (1999) med de modifikationer som nämns ovan. Metodiken har använts i ett flertal förändrings-LCA: er för att identifiera marginaltekniker för fjärrvärme och el. Jelse m.fl. (2011) visar hur metodiken kan tillämpas för bränslen, detta projekt bygger vidare på deras resultat.

I denna studie så studeras marginalproduktionen av ett specifikt bränsle. Vilken typ av bränslen som ligger på marginalen för svensk fjärrvärmeproduktion är en viktig fråga, den ingår dock inte i denna studie.

Som utgångspunkt för att identifiera marginaltekniker används framtidsscenarior för tillgång och efterfrågan på bränslen och energibärare. För fossila bränslen så har vi valt att använda huvudscenariot New Policies Scenario från World Energy Outlook 2011 IEA (2011). Det valda scenariot innebär att den globala efterfrågan på energi ökar med 40 % från 2009 till 2035. Efterfrågan på alla olika energikällor ökar. I scenariot så ökar koldioxidutsläppen från energisektorn med 20 %, vilket tillsammans med andra utsläpp av växthusgaser skulle leda till en genomsnittlig temperaturökning globalt på 3,5°C.

Vid framåtsyftande studier finns alltid en inbyggd osäkerhet. Ingen kan med säkerhet förutsäga framtida trender för konsumtion och produktion. De scenarier som används som utgångspunkt för analyserna i denna rapport beskriver tänkbara utvecklingar och är framtagna utifrån den kunskap man har idag om bränslemarknaden och de tekniker som används. Scenarier ska inte förväxlas med prognoser som är försök att förutsäga framtiden.

3.2 Marginalbränslen

I följande avsnitt så studeras marginaleffekter på kort och lång sikt för produktion av avfall, biobränslen, kol, råolja, naturgas och el. Analysen utgår från metodiken som presenterades av Weidema m.fl. (1999) samt det arbete som gjorts av Jelse m.fl. (2011).

3.2.1 Avfall

Avfall skiljer sig från andra bränsleslag då det inte produceras för att bli ett bränsle utan istället uppkommer som resultat av en livscykel för en annan produkt. Detta gör att begreppet marginalteknik inte går att tillämpa rakt av i denna analys eftersom avfall inte utvinns med en viss teknik på samma sätt som andra bränslen.

3.2.1.1 Kort sikt

Avfall har under de senaste åren blivit ett allt viktigare bränsle för fjärrvärmeproduktionen (Avfall Sverige, 2012a). I Sverige år 2011 gick cirka 2,2 miljoner ton hushållsavfall, samt 3 miljoner ton övrigt avfall till förbränning. Förutom det så importerades 813 000 ton avfall till energiåtervinning, varav 152 000 ton var hushållsavfall, i huvudsak från Norge. År 2011 var förbränningskapaciteten för avfall i Sverige cirka 5,4 miljoner ton i energiproduktionsanläggningar (Avfall Sverige, 2012b). Avfall eldas även inom industrin, men det finns i dagsläget inga säkra siffror på hur stor denna kapacitet är (Avfall Sverige, 2012b).

Om efterfrågan på avfallsbränslen ökar ytterligare i Sverige idag så antas mängden importerat avfall från Norge öka och därmed vara marginalbränsle på kort sikt.

3.2.1.1.1 Primärenergifaktor

Primärenergifaktor för importerat avfall från Norge: 0,02 -1,02, beroende på hur man betraktar avfall som bränsle. För mer information se 2.4 i denna rapport. Det bör påpekas att denna primärenergifaktor gäller endast för transporten av avfallet från Norge till Sverige, energi för insamling av avfallet är inte med i beräkningen.

Vilken värdering som görs för avfall som bränsle spelar en avgörande roll för beräkningen av primärenergifaktorn. I den beräknade primärenergifaktorn ovan så är en transport på 30 km medräknad. Mindre än 2 % av allt avfall som transporteras med lastbil transporteras längre än 30 km och därför valdes denna sträcka (Retzner, 2011). Miljöbelastningen för transporten är baserad på Miljöfaktaboken (Gode m. fl., 2011) där schablonberäkningar finns för transport av ett kilo avfall i en Euro 3-klassad, 40 tons-lastbil med 85 % lastgrad. Värmevärdet som har använts för bränslet är 12,2 MJ/kg_{avfall} (Gode m. fl., 2011).

3.2.1.2 Lång sikt

a) Vilken tidsperiod är relevant?

Med lång sikt menas här år 2020, analysen är baserad på Avfall Sveriges rapport (2012b).

b) Är det en specifik process eller en marknad som påverkas?

Vid en ökad framtida efterfrågan på avfallsbränslen kommer i första hand en regional, europeisk, marknad att påverkas.

c) Hur ser marknadstrenden ut?

Mängden avfall har ökat i Sverige de senaste åren, en utveckling som går emot Sveriges miljömål (Naturvårdsverket, 2012). Naturvårdsverket arbetar aktivt med att minska mängden avfall som uppkommer och göra det uppkomna avfallet mindre farligt. Flera EU-direktiv styr mot minskade avfallsmängder och även mot ökad materialåtervinning. Bland annat finns ett mål för att återanvändning och materialåtervinning av papper, metall, plast och glas från hushåll skall vara minst 50 % inom EU år 2020, enligt EUs ramdirektiv (2008/98/EG). Graden av materialåtervinning har ökat kraftigt i Sverige de senaste två decennierna (Sundqvist, 2012). Om denna utveckling fortsätter kommer framtida svenska avfallsbränslen troligtvis att ha en annan sammansättning än den de har i Sverige idag.

Det är svårt att ta fram prognoser för framtida avfallsflöden då genererad mängd avfall beror på en rad olika faktorer, framförallt produktions- och konsumtionstrender. Inom forskningsprogrammet Hållbar avfallshantering har simuleringar gjorts för ett antal olika scenarior med avseende på framtida avfallsmängder (Sundqvist m.fl., 2010). I referensscenariot utgår man från att de totala avfallsmängderna i Sverige kommer att öka, detta bygger på antaganden om en fortsatt ökning av BNP samt en viss fortsatt koppling mellan ökad tillväxt och ökade avfallsmängder. I ett par av de andra studerade scenarierna är avfallsmängden istället nästan konstant fram till år 2030, beroende på andra antaganden om marknadsmekanismer och miljömedvetenhet.

Avfall Sverige (2012b) har tagit fram prognoser för förbränningskapacitet och avfallsmängder år 2020. Enligt rapporten så kommer Sverige år 2020 att ha en förbränningskapacitet på 5,8-7 miljoner ton. I referensscenariot, där ingen hänsyn gjorts till de politiskt uppsatta målen för utsortering av biologiskt matavfall och ökad materialåtervinning, så är överkapaciteten i Sverige cirka 0,4- 1,6 miljoner ton år 2020.

d) Vilka tekniker är flexibla och kan erbjuda den efterfrågade kapacitetsförändringen?

Hur mycket avfall som kommer att vara tillgängligt för förbränning på lång sikt styrs av flera faktorer, bland annat tillgängliga avfallsmängder och konkurrerande

avfallsbehandlingar. "Produktionen" av inhemskt avfall för förbränning styrs inte av hur mycket avfall som svenska förbränningsanläggningar efterfrågar, däremot bestäms det av hur mycket brännbart avfall som uppstår och som inte går till materialåtervinning. Import av avfall är däremot flexibel, då den kan öka om efterfrågan på avfall som bränsle ökar i Sverige.

Flera rapporter pekar på att import av avfall fortsatt kommer att vara på marginalen för avfallsförbränningsanläggningar i Sverige även fortsättningsvis (Avfall Sverige, 2012b; Svensk fjärrvärme, 2011). Inom Europa så deponeras fortfarande hushållsopor i hög utsträckning. Export av dessa sopor till länder som har avfallsförbränning med hög effektivitet kan ge stora miljövinster om alternativet är deponi (Avfall Sverige, 2012c).

e) Vilken teknik påverkas och är på marginalen?

Redan idag finns en kapacitet på förbränningsanläggningar i Sverige att elda mer än det inhemska avfallet. Mycket tyder på att importerat avfall från Europa kommer att vara på marginalen för fjärrvärmeföretag i Sverige på lång sikt, då importen är flexibel. Miljöeffekterna av import av avfall beror på vilket det alternativa ödet för avfallet hade varit i ursprungslandet.

3.2.1.2.1 Primärenergifaktor

Primärenergifaktor för importerat avfall från Italien: 0,22 -1,22. Denna primärenergifaktor bygger endast energiåtgången för regionala lastbilstransporter av avfall från Neapel till Stockholm. Insamling i Neapel är ej med i beräkningen. Vilken värdering som görs för avfall som bränsle spelar en avgörande roll för beräkningen av primärenergifaktorn, se även avsnitt 2.4 i denna rapport. I den beräknade primärenergifaktorn ovan så är en transport på 2800 km medräknad. Miljöbelastningen för transporten är baserad på Miljöfaktaboken (Gode m. fl., 2011) där schablonberäkningar finns för transport av ett kilo avfall i en Euro 3-klassad, 40 tons-lastbil med 85 % lastgrad. Värmevärdet som har använts för bränslet är 12,2 MJ/kg_{avfall} (MFB, 2011).

3.2.2 Biobränslen

Biobränslen består av biomassa och kan utgöras av råvaran eller ha genomgått en kemisk eller biologisk process (Energimyndigheten, 2009). I detta projekt görs en uppdelning mellan primära och sekundära biobränslen (Svensk fjärrvärme, 2012b).

Primära biobränslen omfattar energigrödor som odlats med syfte att bli bränsle. Energigrödor kan delas upp i tre huvudgrupper: energiskog (till exempel salix), fleråriga strågrödor (till exempel rörflen) samt ettåriga strågrödor (till exempel hampa) (Rosenqvist, 2010). I Sverige odlas i huvudsak spannmål, vall och oljeväxter vilka det finns en tradition att odla. Energigrödor odlas i liten omfattning, av energigrödorna salix, hampa och rörflen så odlades år 2008 endast salix i större skala (Rosenqvist, 2010). År 2008 odlades salix på cirka 13 000 hektar vilket utgjorde cirka 0,5 % av all tillgänglig åkerareal i Sverige. Rosenqvist (2010) anger flera orsaker till

detta, bland annat att en tradition för att odla energigrödor saknas och att en omställning till att börja odla salix är stor.

Sekundära biobränslen är biobränslen som uppstår som restprodukter från exempelvis skogsindustrin och som inte har odlats, skördats eller fällts för energiändamål. Några exempel på sekundära biobränslen är GROT, bark, spån, halm och rötskadad stamvedsflis. Pellets är ett förädlad biobränsle som räknas till denna kategori. Andra uppdelningar kan göras för biobränslen, exempelvis mellan förädlade och oförädlade biobränslen.

3.2.2.1 Kort sikt

Om efterfrågan på primära biobränslen ökar i Sverige idag så antas den kortsiktiga marginalen vara någon grössort, exempelvis hampa eller rörflen då dessa kan ge skörd redan det första året (Rosenqvist, 2010). En salix-odling tar cirka 4 år innan den börjar ge skörd och kan därmed inte vara på den kortsiktiga marginalen. Marginalbränsle för sekundära biobränslen på kort sikt är troligtvis GROT då det idag bedöms finnas en outnyttjad kapacitet för att öka uttaget av grenar och toppar om efterfrågan på sekundära biobränslen ökar (Elforsk, 2008a).

3.2.2.1.1 Primärenergifaktor

Primärenergifaktor för primära biobränslen, hampa: 1,2

Beräkning av primärenergifaktorn för hampa bygger på antagandet att energiåtgången att producera ett kilo hampa är den samma som att producera ett kilo halm. Enligt databasen Ecoinvent är primärenergiåtgången $18 \text{ MJ/Kg}_{\text{halm}}$ för halm. Värmevärdet för hampa är $15 \text{ kg/MJ}_{\text{hampa}}$ (Flodin, 2005). Detta ger en primärenergifaktor för hampa på $1,2 \text{ MJ/MJ}_{\text{hampa}}$.

Primärenergifaktor för sekundära biobränslen, GROT*: $1,03(\text{totalt}) / 0,03$ (endast hjälpenergi)

* GROT är enligt Gode m.fl. (2011) ett bränsle där olika åsikter kan förekomma om energin i bränslet bör inkluderas eller inte i primärenergifaktorn. Här redovisas därför hjälpenergin separat på samma sätt som i Gode m.fl. (2011).

Primärenergifaktorn för GROT avser svenska förhållanden. Primärenergifaktorn bygger på antaganden att avverkningen sker i södra Sverige med moderna skogsmarskiner och flisningen sker vid vägkanten. I den totala primärenergifaktorn så ingår energiinnehållet i bränslet samt transporter.

3.2.2.2 Lång sikt

a) Vilken tidsperiod är relevant?

Med lång sikt avses här år 2020, analysen är baserad på en rapport från IEA Bioenergy (2011).

b) Är det en specifik process eller en marknad som påverkas?

Vid en ökad efterfrågan på biobränslen till svensk fjärrvärmeproduktion så kommer en global marknad för biobränslen att påverkas.

c) Hur ser marknadstrenden ut?

Användningen av biobränslen har ökat kraftigt de senaste 20 åren i Sverige (Energimyndigheten, 2012). Detta är ett resultat bland annat av en koldioxidskatt på bränslen som infördes år 1991 och elcertifikat som infördes år 2003. År 2011 tillfördes cirka 53 TWh bränslen för fjärrvärmeproduktion i Sverige, av dessa utgjordes cirka 40 % av biobränslen (Svensk Fjärrvärme, 2012).

Klimatförändringarna som sker globalt är en av vår tids största miljöfrågor. Biobränslen kan komma att spela en viktig roll i omställningen till ett mer hållbart globalt energisystem. Europeiska unionen har satt upp mål om att 20 procent av energianvändningen år 2020 inom EU ska komma från förnybara energikällor (Energimyndigheten, 2011b). Detta mål har fördelats mellan medlemsländerna i EU:s förnybarhetsdirektiv. Sveriges mål för andel förnybar energianvändning är 49 % år 2020 enligt direktivet. Sverige har dock satt ett högre mål, att andelen förnybar energianvändning år 2020 ska vara 50 %. År 2005 som är jämförelseår var andelen förnybar energianvändning i Sverige 39,8 %.

International Energy Agency har i sin rapport World Energy Outlook 2011 tagit fram scenarior för världens energianvändning år 2035 (IEA, 2011). I huvudscenariot New Policies Scenario förväntas efterfrågan på avfall och biobränslen att öka årligen med 1,7 % från år 2009 till år 2030.

Biobränslen produceras och används traditionellt sett på en lokal marknad (Elforsk, 2008a). Detta beror bland annat på att hållbarheten är begränsad för oförädlade biobränslen och på höga kostnader för transporter av bränslet. På senare år har dock en internationell marknad för biobränslen börjat växa fram, framförallt för förädlade träprodukter som pellets (EUBionet3, 2010).

Av det biobränsle som används i Sverige idag är merparten inhemskt producerat (Elforsk, 2008a), sedan 1990-talet sker dock en import av biobränslen till svenska fjärrvärme- och kraftvärmeverk, framförallt är det anläggningar som ligger nära hamnar som importerar biobränslen (EUBionet3, 2010). Pellets importeras från Baltikum och Kanada, träflis från Baltikum och återvunnet trä från södra Europa.

Ett flertal studier har den senaste tiden tagit fram scenarior för potentialen biobränslen globalt (Berndes m.fl., 2003). Berndes m.fl. (2003) har i en artikel

analyserat 17 tidigare studier i ämnet och konstaterar att den bedömda möjliga potentialen för biobränslen i studierna varierar mycket från under 100 EJ/år till över 400 EJ/år för år 2050. En mängd olika parametrar påverkar potentialen för biobränslen, bland annat tillgång på mark och avkastning från energigrödor. Berndes m.fl. (2003) menar att fler studier behövs för att modellera konkurrensen mellan produktion av bioenergi, mat och material.

Sverige bedöms fortsatt ha goda möjligheter att producera biobränslen (Elforsk, 2008a). Enligt ÅF är den möjliga ökningen i den årliga produktionen av biobränslen mellan 33- 50 TWh, IVA bedömer att den är 46 TWh (Elforsk, 2008b). Enligt Elforsk (2008a) så kan en framtida ökad svensk användning av biomassa i energi och transportsektorn möjliggöras utan större påverkan på svensk skogsindustri och utan att svensk användning av biomassa blir beroende av import. Något som dock kan minska möjligheterna till självförsörjning är om Sverige exporterar biomassa till andra länder.

EU är idag världens största importör av träpellets, flera studier menar på att efterfrågan på pellets kommer att fortsätta att öka och att EU troligtvis kommer att vara importör av pellets även år 2020 (IEA Bioenergy, 2011). IEA Bioenergy (2011) har gjort två olika scenarior för den globala marknadens för pellets för år 2020, ett low trade scenario och ett high trade scenario. I båda scenariorna är EU en importör av pellets, framförallt från Kanada, USA och Ryssland.

Efterfrågan på biobränslen kommer med största sannolikhet att fortsätta att öka globalt och den marknad som idag finns för förädlade biobränslen såsom pellets kommer troligtvis att stärkas.

Slutsatsen av detta är att det är rimligt att anta att både produktionen och användningen av biobränsle i Sverige kommer att fortsätta öka. Troligt är att majoriteten av de biobränslen som används för energiproduktion i Sverige år 2020 kommer att vara inhemskt producerade, och merparten kommer att, då liksom nu, utgöras av biprodukter från skogsindustrin.

d) Vilka tekniker är flexibla och kan erbjuda den efterfrågade kapacitetsförändringen?

Produktionen av primära biobränslen är flexibel och kan öka om priset på biobränsle är tillräckligt högt genom att mer mark används för odling av exempelvis salix, hampa och/eller rörflen. Enligt beräkningar i Rosenqvist(2010) så var produktionskostnaden i Sverige år 2009 cirka 183 kr/MWh för salix, 277 kr/MWh för rörflen och 409 kr/MWh för hampa. Produktionskostnaden för spannmål var enligt Rosenqvist(2010) högre än för salix och rörflen. Betalningsviljan hos energiproducenterna bedöms vara större för flis än för stråbränslen, vilket gör att salix kan vara mer intressant att odla än rörflen (Rosenqvist, 2010). Salix är troligtvis marginalbränsle för primära biobränslen på längre sikt. Intresset för att odla salix påverkas även av priset på spannmål då lantbrukare planerar sin odling (Rosenqvist, 2010).

För sekundära biobränslen så utgörs den stora merparten av oförädlade skogsbränslen från industrin. Då dessa är biprodukter så styrs tillgången i hög grad på efterfrågan på huvudprodukten (sågverkstimmer, sågat virke och pappersmassa), vilket gör att produktionen av dessa biobränslen inte är så flexibel. För sekundära biobränslen så kan en fortsatt import av pellets svara på en ökad efterfrågan av sekundära biobränslen, förutsatt att det idag finns en utnyttjad kapacitet för tillverkning av dessa i de exporterande länderna. Dessa bränslen handlas redan idag på en global marknad.

e) Vilken teknik påverkas och är på marginalen?

Med stigande priser på biobränslen kommer ett ökat intresse för att producera dessa. För primära biobränslen är det troligt att marginalbränslet är salix då det är det primära biobränslet som har lägst produktionskostnad och som odlas i störst utsträckning i Sverige idag.

Om efterfrågan på sekundära biobränslen ökar är det troligt att användningen av GROT kommer att öka på kort sikt. På längre sikt så kommer inhemsk GROT sannolikt att vara utnyttjad till fullo. Då kan importerade pellets utgöra marginalbränslet, detta bygger dock på att råvaran till pellets i de exporterande länderna inte är fullt utnyttjad i framtiden. Importen av pellets antas i första hand att ske från Kanada.

3.2.2.2.1 Primärenergifaktor

Primärenergifaktor för primära biobränslen, salix: 1,05

Primärenergifaktorn för salix är hämtad från Miljöfaktaboken (Gode m. fl., 2011) och avser svenska förhållanden.

Primärenergifaktor för sekundära biobränslen, importerade pellets från Kanada*: 1,39(totalt), 0,39 (hjälpenergi)

* Pellets är enligt Gode m.fl. (2011) ett bränsle där olika åsikter kan förekomma om energin i bränslet bör inkluderas eller inte i primärenergifaktorn. Här redovisas därför hjälpenergin separat. Primärenergifaktorn är hämtad från Magelli m.fl. (2006) och avser pellets som har producerats i Kanada och har fraktas över med båt till Sverige. Pellets har producerats i provinsen British Colombia och sedan fraktats vidare från Vancouver. Den totala primärenergifaktorn omfattar både energiinnehållet i bränslet samt transporten till Sverige.

3.2.3 Kol

Kol bildas genom att organiskt material förmultnas och lagras under jordskorpan (Energimyndigheten, 2012c). Kol delas i fyra huvudgrupper baserat på hur hög kolhalten och energiinnehållet är: brunkol och torv (65-84 % kol), stenkol (84-91 % kol), antracit (>91 % kol) och metaantracit. I Sverige används i princip bara stenkol. År 2011 tillfördes cirka 53 TWh bränslen för fjärrvärmeproduktion i Sverige, av dessa utgjordes cirka 3 % av stenkol (Svensk Fjärrvärme, 2012).

3.2.3.1 Kort sikt

När det gäller produktionen av kol på kort sikt så antas marginalen vara en mix från de länder som producerar kol idag. Det kan vara tänkbart att man kan identifiera i vilket land den största flexibiliteten finns när det gäller utvinning från existerande kolgruvor. I så fall bör det vara den utvinningen som är den kortsiktiga marginalen istället för den nuvarande produktionsmixen. Inom ramen för detta projekt har dock inte detta undersökts närmare, produktionsmixen antas vara en rimlig uppskattning.

3.2.3.1.1 Primärenergifaktor

Primärenergifaktor stenkolk från Polen: 1,06

Primärenergifaktorn är hämtad från Miljöfaktaboken (Gode m.fl., 2011). I primärenergifaktorn ingår bland annat brytningsprocessen av polsk kol samt tåg- och båttransport. Primärenergifaktorn för stenkolk från Polen antas vara representativ för dagens produktionsmix av kol.

3.2.3.2 Lång sikt

a) Vilken tidsperiod är relevant?

Med lång sikt menas här år 2035, analysen bygger bland annat en rapport från IEA (2011).

b) Är det en specifik process eller en marknad som påverkas?

Kol handlas främst på en regional, västeuropeisk marknad.

c) Hur ser marknadstrenden ut?

Efterfrågan på kol har ökat kraftigt de senaste åren, stora kolresurser finns dock globalt (IEA, 2011). Enligt IEA (2011) så var kolreserverna, år 2009, som ansågs vara ekonomiskt lönsamma att utvinna med dagens teknik cirka 1 biljon ton. Denna mängd kol förväntas räcka i 150 år räknat på den globala kolkonsumtionen år 2009. Forskare har dock understrukt att kol är en ändlig resurs vilket innebär att uttaget inte kan fortsätta öka oändligt. Höök m.fl. (2010) menar att Peak coal kan inträffa redan under perioden 2020-2050.

d) Vilka tekniker är flexibla och kan erbjuda den efterfrågade kapacitetsförändringen?

Då allt tyder på att kolreserverna som används idag kommer att räcka även till år 2035 så kommer konventionell teknik att kunna erbjuda mer kol om efterfrågan ökar vid denna tidpunkt. Detta gör att vi antar att marginaltekniken för kol både på kort och på lång sikt kommer att vara densamma som den konventionella teknik som vi har idag.

e) Vilken teknik påverkas och är på marginalen?

Konventionell teknik kommer att vara på marginalen för kol både på kort och på lång sikt.

3.2.3.2.1 Primärenergifaktor

Primärenergifaktor stenkol från Polen: 1,06

Primärenergifaktorn är hämtad från Miljöfaktaboken (Gode m. fl., 2011). I primärenergifaktorn ingår bland annat brytningsprocessen av polsk kol och både tågtransport och båttransport. Primärenergifaktorn för stenkol från Polen antas vara representativ för dagens produktionsmix av kol.

3.2.4 Råolja

År 2010 importerade Sverige 19 miljoner ton råolja och ungefär hälften av den importerade råoljan kommer ifrån Nordsjöområdet (Norge, Danmark och Storbritannien). Under det senaste decenniet har importen av råolja från Ryssland ökat och år 2010 var 44 % av den importerade råoljan från Ryssland (Energimyndigheten, 2011).

Enligt IEA delas producerad olja in i konventionell och okonventionell olja. Den konventionella oljan har underkategorierna råolja och NGL (Natural gas liquid). I råoljan ingår även light tight oil (en skifferolja). I kategorin okonventionell olja ingår oljesand, extra tung olja, naturgas till vätska (GTL), kol till vätska (CTL) och kerogen olja (en skifferolja).

3.2.4.1 Kort sikt

När det gäller produktionen av råolja på kort sikt så antas marginalen vara en mix från de länder som producerar råolja idag. Det kan vara tänkbart att man kan identifiera i vilket land den största flexibiliteten finns när det gäller utvinning från existerande källor. I så fall bör det vara den utvinningen som är den kortsiktiga marginalen istället för den nuvarande produktionsmixen. Inom ramen för detta projekt har dock inte detta undersökts närmare, produktionsmixen antas vara en rimlig uppskattning.

3.2.4.1.1 Primärenergifaktor

Primärenergifaktor råolja, produktionsmix: 1

Primärenergifaktorn är hämtad från databasen PE som finns i dataverktyget GaBi. Enligt PE så går det åt cirka 48,25 MJ/kg råolja att utvinna och transportera råolja till EU-25, värmevärdet för råolja är 48,22 MJ/kg vilket ger en primärenergifaktor på cirka 1.

3.2.4.2 Lång sikt

a) Vilken tidsperiod är relevant?

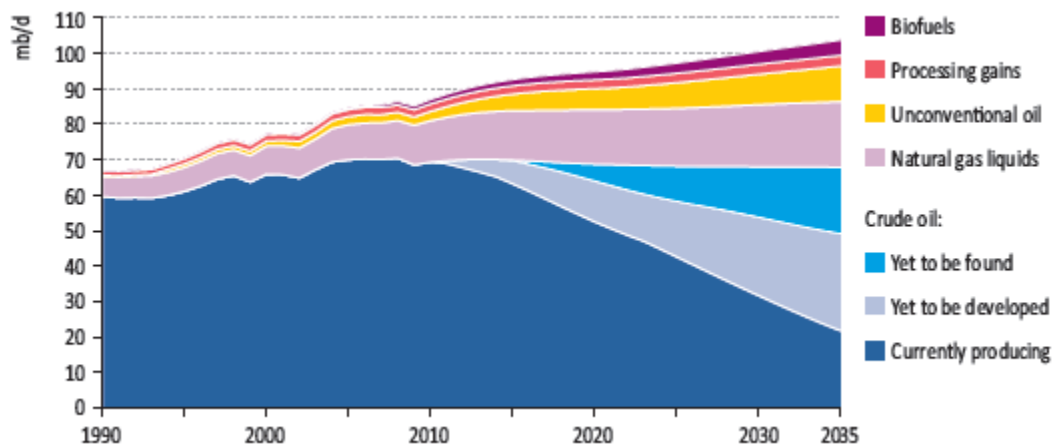
Med ett längre tidsperspektiv menas här år 2035, baserat på en rapport från IEA (2011).

b) Är det en specifik process eller en marknad som påverkas?

Handel av råolja sker på en global marknad. Det innebär att en förändring i råoljebehovet inte kommer att påverka en specifik utvinningsprocess men däremot kommer den marginella produktionen på den globala marknaden att påverkas. Marginaleffekten innebär att den olja som finns i jordskorpan utvinns tidigare om vi använder mer olja idag och senare om vi använder mindre olja. Vilken marginalproduktion som påverkas beror därför på den tidshorisont vi väljer. Marginaloljan vid en viss tidshorisont är den extra olja som kommer att pumpas upp det året om vi förbrukar mer olja i år eller något år fram till tidshorisonten.

c) Hur ser marknadstrenden ut?

Oljebehovet kommer att öka i framtiden (IEA, 2011) och i Figur 5 visas vilka källor råoljan kommer/har produceras ifrån mellan åren 1990 till 2035. Figur 5 är baserad på New Policies Scenario i World Energy Outlook 2011(IEA, 2011).



Figur 5 Scenario över global oljeproduktion mellan 1990 till 2035 (World Energy Outlook 2011)©OECD/IEA, (2011)

I New Policies Scenario i World Energy Outlook 2011 (IEA, 2011) är oljeproduktionen 96 mf/d¹ år 2035 (se Figur 5). Det är en ökning på 13 mf/d jämfört

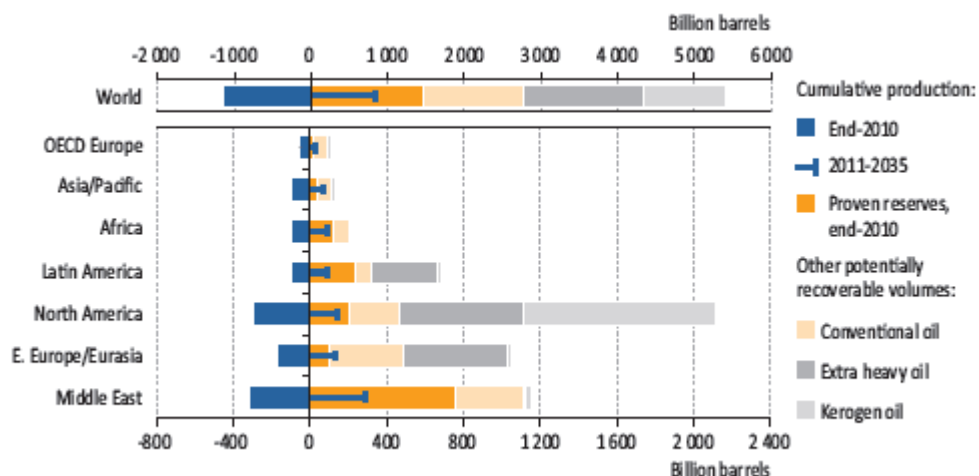
¹ Miljoner fat per dag

med år 2010. Produktion från konventionella källor kommer ungefär vara på samma produktionsnivå som år 2010 och samtidigt kommer produktionen att minska med två tredjedelar på de ställen där utvinning skedde år 2010. Det innebär att konventionell råolja till stor del att utvinna från källor som är funna men inte utvecklade ännu och från källor som IEA räknar med ska hittas. Även andelen light tight oil kommer att öka till år 2035.

År 2035 kommer råoljeproduktionen från konventionella källor inte att täcka oljebehovet vilket gör att okonventionell oljeproduktion kommer spela en viktig roll. Drygt 10 % av oljeproduktionen kommer att vara okonventionell olja i detta scenario. Kanadensisk oljesand utgör den största andelen av okonventionell olja följt av tung olja från Venezuela. Även produktion från coal-to liquids, CTL, och gas-to-liquids, GTL, kommer att förekomma.

d) Vilka tekniker är flexibla och kan erbjuda den efterfrågade kapacitetsförändringen?

Totalt finns en resurs med 5 500 miljarder fat olja i världen där den största delen består av okonventionell olja. I Figur 6 visas oljeresurser och oljeproduktion i världen (IEA, 2011). Även om okonventionell olja har en stor potential finns det en del hinder som måste övervinnas innan de kan utvecklas tillfullo, sådana hinder kan bland annat ha en teknisk och en politisk karaktär (IEA, 2011). Nedan beskrivs de okonventionella teknikerna och hur flexibla det är. Med en flexibel teknik menas hur bra tekniken är på att anpassa produktionsnivån till efterfrågans fluktuationer.



Figur 6 Oljeresurser och produktionsnivåer för olika oljekällor och regioner (World Energy Outlook 2011)©OECD/IEA, (2011)

NGL (Natural Gas Liquids)

NGL (Natural Gas Liquid) ska inte förväxlas med LNG som är komprimerad naturgas. NGL är ett flytande kolväte (Light hydrocarbon) som utvinns från naturgasfyndigheter. Enligt Aleklett m.fl. (2010) finns det ett starkt samband mellan produktion av naturgas och produktion av NGL. Det innebär att produktionen av NGL styrs av efterfrågan av naturgas och det gör att produktionen av NGL är frikopplad från efterfrågan av olja.

Oljesand och tung olja

Oljesand och tung olja finns främst i Kanada och i Venezuela. Oljesanden bryts i gruvor om oljesanden är beläget nära jordskorpan och om oljesanden är belägen längre ner i jordskorpan utvinns oljesand med hjälp av borrhning. I World Energy Outlook 2011 antas att 4,5 mf/d olja kommer att produceras från oljesand. Denna utvinning av oljesand kan stoppas av miljömässiga skäl och därför utvecklas tekniken för att minska produktionens miljöpåverkan. Hur flexibel oljesandutvinningen är beror dels på oljeprisets utveckling och dels på om det blir ett förbud att utvinna oljesand.

Tung olja finns i Venezuela, år 2010 utvanns 0,5 mf/d och utvinningen planeras att öka. Hur flexibel utvinningen av tung olja är beror både på oljeprisets utveckling och på den politiska situationen i landet. För att utvinna olja i Venezuela måste utländska företag ge en del av vinsten till venezuelanska företaget PDVSA vilket har gjort att investeringarna för oljeutvinning har minskat den senaste tiden. Dock har investeringarna för att utvinna tung olja ökat i landet. (IEA, 2011)

CTL, Coal to liquid

Att producera olja från kol är en känd teknik som inte har använts storskaligt. Enligt World Energy Outlook 2011 kommer CTL att producera 1,2 mf/d år 2035 och produktionen kommer främst ske i Kina, Sydafrika och USA för att de har stora koltillgångar (IEA, 2011). Hur flexibel CTL är beror på efterfrågan på kol och oljepriset.

GTL, Gas to liquid

Att producera olja från naturgas är ekonomiskt försvarbart om oljepriset är högt och om naturgaspriset är lågt. Enligt World Energy Outlook 2011 kommer 0,9 mf/d av oljan som produceras, produceras ifrån GTL år 2035 (IEA, 2011). GTL: s roll på framtidens oljemarknad beror på förhållandet mellan priset på naturgas jämför med priset på olja. Om efterfrågan på naturgas är hög samtidigt som oljepriset är lågt, kommer troligen produktion av GTL minska. Däremot om efterfrågan på olja är hög samtidigt som efterfrågan på naturgas är låg, kommer troligen produktionen av GTL att öka.

Skifferoljor

IEA (2011) skiljer på två typer av skifferolja. Den ena är light tight oil och den andra är kerogen olja. Light tight oil utvinns främst i USA idag och den klassas som en konventionell olja. I dagsläget är det svårt bedöma vilken inverkan light tight oil kommer få på den globala oljemarkanden. Light tight oil kan troligen påträffas på många platser runt om i världen. Utvinning av light tight oil genererar utsläpp av kemikalier som kan ha en negativ miljöpåverkan och på grund av denna negativa miljöpåverkan kan utvecklingen av att utvinna light tight oil i andra länder än USA begränsas.

Kerogen olja klassas enligt IEA (2011) som en okonventionell olja. Kerogen olja är en blandning av olika organiska material. Idag används inte kerogen olja på många ställen i världen men i Estland har man utvunnit kerogen olja för elproduktion.

e) Vilken teknik påverkas och är på marginalen?

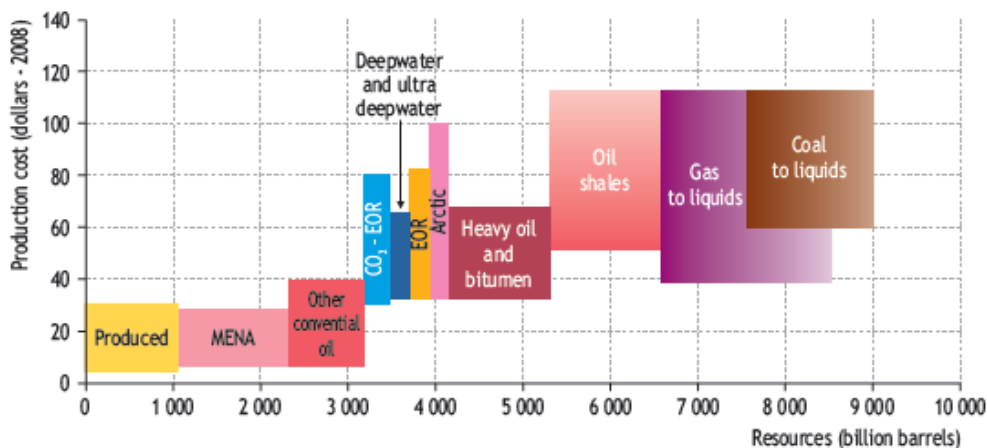
Enligt Weidema m.fl. (1999) är marginaltekniken den teknik där produktionskapaciteten kan anpassas till en ökad efterfrågan till lägsta kostnad. Begreppet kostnad betyder då uppskattad företagsekonomisk kostnad, inklusive förväntade skatter för exempelvis miljöpåverkan och med avdrag för förväntade bidrag som relaterar till exempelvis försörjningssäkerhet. Ett exempel på det senare är att den kanadensiska staten ger bidrag till att utvinna oljesand (IEA, 2005).

År 2010 kom en majoritet av råolja från konventionella källor och om efterfrågan skulle öka kommer produktionen från konventionella källor att öka. Det ger att marginalproduktionen och medelproduktionen är den samma, i ett kort tidsperspektiv. I ett längre tidsperspektiv kommer troligtvis tillgången på konventionell råolja att vara lägre än idag vilket medför att produktion från okonventionella råolja produktion måste öka för att tillgodose råoljebehovet.

I framtiden kommer troligtvis oljepriset att vara högre än idag. Det medför att utvinning från oljekällor som idag inte är ekonomiskt försvarbara, kommer att vara ekonomiskt lönsam i framtiden. Därför kan någon av de okonventionella och dyra oljekällorna stå för marginalproduktionen i framtiden.

För produktion av olja finns det dock inte en väldefinierad kostnad för varje teknik. Istället finns ett ganska stort spann av kostnader för varje teknik (se Figur 7). Dessa spann överlappar varandra. Därför är det rimligt att anta att produktionskapaciteten kan anpassas till en ökad efterfrågan till samma kostnad med flera olika tekniker, och att marginalproduktionen av olja kommer att ske med en blandning av olika tekniker. Enligt Jakobsson m.fl. (2011) så är det priset som avgör hur mycket olja som pumpas upp från respektive oljekälla. Vid högre oljepriser är det sannolikt att produktionen från alla olika typer av oljekällor, konventionella och okonventionella, kommer att öka och därmed utgöra marginalproduktionen. Det finns stora osäkerheter i analysen av marginalproduktion av råolja på lång sikt, för att analysera frågan på djupet så bör en komplex marginal tas fram. Detta är inte genomförbart inom ramen för detta projekt. Marginalproduktionen av råolja på lång

sikt antas vara den samma som produktionsmixen idag, ett antagande med stora osäkerheter.



Figur 7 Produktionskostnader och resurstillgång för olika produktionstekniker för råolja (World Energy Outlook 2008)©OECD/IEA, (2008)

3.2.4.2.1 Primärenergifaktor

Primärenergifaktor råolja, produktionsmix: 1

Primärenergifaktorn är hämtad från databasen PE som finns tillgänglig i dataverktyget GaBi och avser en mix av den råolja som konsumeras i EU-25. Enligt PE så går det åt cirka 48,25 MJ/kg råolja att utvinna och transportera råolja till EU-25, värmevärdet för råolja är 48,22 MJ/kg vilket ger en primärenergifaktor på cirka 1.

3.2.5 Naturgas

Naturgas består till cirka 90-99 procent av metan (Energimyndigheten, 2012a). Metan är det enklaste av kolvätena och bildas bland annat genom förmultning av organiskt material. Naturgas har färre kol per bränsle än många andra fossila bränslen och ger därför upphov till lägre emissioner av växthusgaser vid förbränning.

Zonventionell naturgas utvinns ur gasfyndigheter eller i samband med utvinning av olja. Okonventionella tekniker för utvinning av naturgas som utvecklats mycket de senaste åren möjliggör utvinning av bland annat Coal Bed Methane, kolbäddsmetan och Shale gas, skiffergas (IEA, 2011). Kolbäddsmetan kan utvinnas i samband med att kol bryts i gruvor. Skiffergas kan utvinnas från urberget med så kallad fracking (Energimyndigheten, 2012b).

3.2.5.1 Kort sikt

Marginalproduktionen av naturgas på kort sikt antas marginalen vara en mix från de länder som producerar naturgas idag. Det kan vara tänkbart att man kan identifiera i vilket land den största flexibiliteten finns när det gäller utvinning från existerande källor. I så fall bör det vara den utvinningen som är den kortsiktiga marginalen istället för den nuvarande produktionsmixen. Inom ramen för detta projekt har dock inte detta undersökts närmare, produktionsmixen antas vara en rimlig uppskattning.

3.2.5.1.1 Primärenergifaktor

Primärenergifaktor naturgas, konsumtionsmix Europa: 1,09

Primärenergifaktorn är hämtad från Miljöfaktaboken (Gode, m.fl., 2011) och avser en mix av den naturgas som konsumeras i Västeuropa. Primärenergifaktorn inkluderar naturgas från fem olika källor. 52 % av naturgasen antas härstamma ifrån Västeuropa och resterande 48 % är import, främst från Ryssland och Algeriet. Transporterna antas ske både via rörledning och med tanker.

Lång sikt

a) Vilken tidsperiod är relevant?

Den utvalda tidsperioden för analysen av marginaltekniker för naturgas är år 2030-2035, baserat bland annat på IEA:s scenarior i World Energy Outlook 2011 (IEA, 2011).

b) Är det en specifik process eller en marknad som påverkas?

En ändrad efterfrågan på naturgas i Sverige kommer att påverka en storregional marknad Europa/Asien/Afrika. Marknaden för naturgas är inte global på samma sätt som marknaden för olja är. Detta visas bland annat genom att priset på naturgas i USA under de senaste åren sjunkit kraftigt när skiffergas börjat utvinnas i större skala där, priset på naturgas i Europa sjönk dock inte på motsvarande sätt (IEA, 2011).

c) Hur ser marknadstrenden ut?

Idag står naturgas för cirka en femtedel av energitillförseln globalt, men i Sverige står naturgas för mindre än 3 % (Energimyndigheten, 2012a). Den naturgas som används i Sverige kommer i huvudsak från det europeiska naturgasnätet via en ledning från Danmark. Det svenska naturgasnätet är utbyggt i södra Sverige. Små mängder av flytande naturgas, Liquefied Natural Gas, LNG, har på senare tid importerats från Norge.

Efterfrågan på naturgas har ökat globalt sett de senaste årtiondena och denna utveckling förväntas fortsätta framöver (IEA, 2011). IEA (2011b) väcker frågan huruvida vi går in i en guldålder för naturgas i och med att naturgasen potentiellt kan ersätta andra fossila bränslen som ger upphov till högre emissioner av växthusgaser vid förbränning.

International Energy Agency har i sin rapport World Energy Outlook 2011 tagit fram scenarior för världens energianvändning år 2035 (IEA, 2011). I huvudscenariot New Policies Scenario förväntas den globala efterfrågan på naturgas öka årligen med 1.7% från 3076 miljarder kubikmeter år 2009 till 4750 miljarder kubikmeter år 2035. Efterfrågan på naturgas förväntas öka i alla tre scenarior i World Energy Outlook 2011. Okonventionellt producerad naturgas förväntas utgöra en betydande del av all producerad naturgas, 22 % av all naturgas år 2035 i New Policies Scenario.

EU importerar redan idag naturgas, framförallt från Ryssland och från de forna sovjetiska staterna. Politiska kriser mellan EU och Ryssland har lett till gasbrist i Europa år 2006 och år 2009 (Göhl, 2009). Detta har lett till politiska initiativ för att minska betydelsen av import av rysk naturgas till EU, framförallt har flytande naturgas och nya naturgasledningar vid Medelhavet diskuterats. Enligt IEA (2011) kommer den europeiska produktionen av naturgas att minska de kommande åren, med en ökad import av naturgas som följd. En trend som setts i Europa är en minskad import av rysk naturgas från Ryssland via ledningar samtidigt som importen ökar av flytande naturgas från bland annat Norge, Mellanöstern och Nordafrika (Göhl, 2009). Slutsatsen är att det är sannolikt att användningen av naturgas kommer att öka fram till år 2035. Okonventionell naturgas kommer troligtvis att utgöra en större andel av den globala naturgasproduktionen år 2035. Europa kommer även i fortsättningen att vara beroende av importerad naturgas.

d) Vilka tekniker är flexibla och kan erbjuda den efterfrågade kapacitetsförändringen?

Enligt IEA (2011) kan okonventionellt producerad gas komma att spela en stor roll år 2035. Kolbäddsmetan och skiffergas tros utgöra merparten av den okonventionellt producerade naturgasen.

Kolbäddsmetan

Kolbäddsmetan utvinns i samband med utvinning av kol. Då kolbäddsmetan är en biprodukt från koltillverkningen så påverkas inte produktionen av gas av efterfrågan på naturgas, utan av efterfrågan på huvudprodukten kol. Detta gör att denna teknik inte är flexibel.

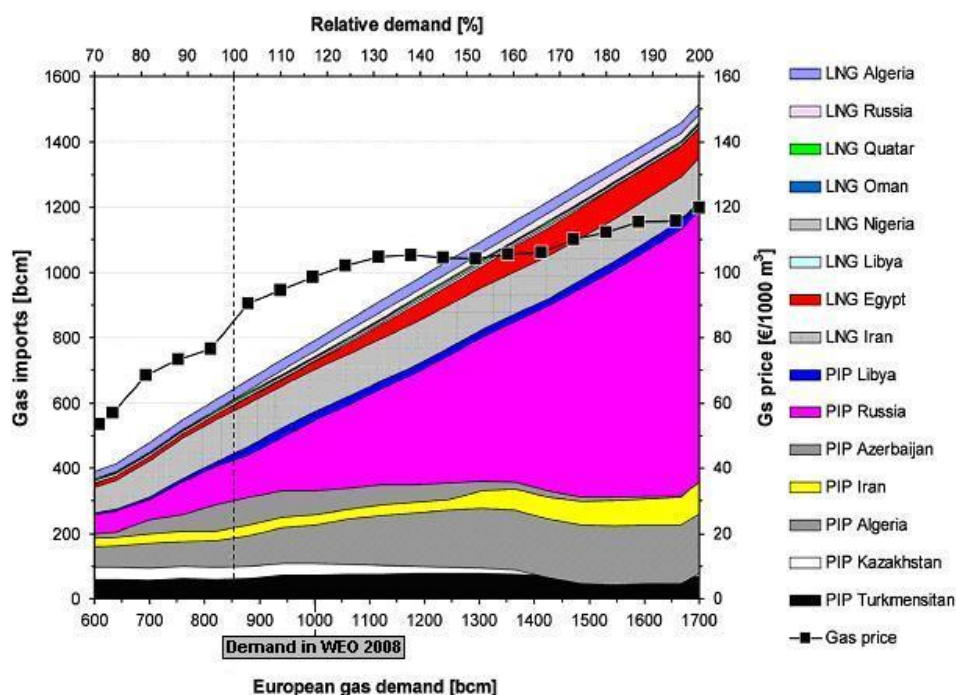
Skiffergas

Skiffergas produceras idag framförallt i USA. Utvinningen av skiffergas har en stor miljöpåverkan, detta gör att det är osäkert huruvida tekniken är flexibel och kan möta en ökad efterfrågan på naturgas. Det är möjligt att skiffergas kan vara marginalbränsle på lång sikt i USA, det är dock inte troligt att den kommer att vara det i Europa eftersom marknaden för naturgas inte är global på samma sätt som för oljan.

Enligt New Policies Scenario IEA (2011) förväntas efterfrågan på naturgas att öka årligen i Europa med 0,9 % från 537 miljarder kubikmeter år 2009 till 671 miljarder kubikmeter år 2035. Enligt scenariot kommer EU förväntas importera 450 miljarder kubikmeter år 2020 och 540 miljarder kubikmeter år 2035 (vilket motsvarar 86 % av all naturgasanvändning i EU som förväntas vara 630 miljarder kubikmeter). Europa kommer sannolikt att importera konventionellt producerad naturgas år 2035.

Remme m.fl. (2008) har i en studie tagit fram scenarior för gasimporten till Europa år 2030, dessa siffror är baserade bland annat på World Energy Outlook 2004.

I Figur 8 visas gasimporten till Europa som funktion av efterfrågan år 2030. Enligt Remme m.fl. (2008) är efterfrågan på naturgas år 2030 850 miljarder kubikmeter (billion cubic meters, bcm, se den streckade linjen). I World Energy Outlook 2008 förutsades efterfrågan på naturgas vara cirka 1000 miljarder kubikmeter i Europa år 2030. Från figuren så kan man läsa ut att om efterfrågan på naturgas är mer än 1000 miljarder kubikmeter så ökar importen till Europa från Ryssland (ledning), Algeriet (ledning) och Egypten (flytande naturgas).



Figur 8 Gasimport och gaspris (genomsnittspris i Tyskland) som funktion av den europeiska efterfrågan på naturgas år 2030 (Remme m.fl., 2008). bcm = billion cubic metres.

e) Vilken teknik påverkas och är på marginalen?

Det är sannolikt att efterfrågan på naturgas kommer att öka. IEA (2011) bedömer att tillräckliga naturresurser finns för att tillgodose även en ökad efterfrågan år 2035. Konventionellt producerad naturgas är flexibel och har kapacitet att möta en ökad efterfrågan på naturgas år 2035 i Europa. EU importerar redan idag naturgas och andelen importerad naturgas kommer sannolikt att öka till år 2030-2035. Enligt IEA (2011) är det troligt att den europeiska importen av naturgas kommer att ske både via ledningar och som flytande naturgas.

Marginalbränsle för naturgas år 2030 kommer utifrån scenariot i Remme m.fl. (2008) samt IEA(2008) att vara en mix av konventionellt producerad naturgas från Ryssland, Mellanöstern och nord Afrika.

Primärenergifaktor

Primärenergifaktor naturgas, produktionsmix: 1

Primärenergifaktorn för naturgas på lång sikt bygger på Figur 8. Enligt Remme m.fl. (2008) kommer produktionsmixen för naturgas år 2030 till stor del bestå av import från länder utanför Europa. Produktionsmixen för 2030 kan utläsas av sträcket i Figur 8. Med samma resonemang som för råolja kommer marginalbränslet för naturgas vara år 2030 produktionsmix. Produktionsmixen har i beräkningen av primärenergifaktorn approximerats med tre produktionstekniker. Dessa är rysk naturgas som transporteras via rörledningar, algeriskt naturgas som transporteras via rörledningar och LNG från Algeriet. I approximationen för algerisk naturgas via rörledning ingår all naturgas som transporteras via rörledning utom rysk naturgas och LNG från Algeriet är en approximation för alla transporter som sker via båt (LNG). Algerisk naturgas via rörledning antas utgöra cirka 45 %, LNG från Algeriet cirka 40 % och rysk naturgas cirka 15 % av den totala produktionsmixen år 2030.

Information för beräkning av primärenergifaktorer bygger på data från databasen Ecoinvent som finns tillgänglig i dataverktyget GaBi. Utifrån procenthalterna och primärenergiåtgång för de tre olika naturgaskällorna blir den beräknade primärenergifaktorn 1.

En viktig orsak till att primärenergifaktorn är lägre för i ett längre perspektiv än i ett kort perspektiv är att i ett längre tidsperspektiv tas endast hänsyn till energiåtgång från produktion till Europas gräns och inte ända till Sverige som det görs i det korta tidsperspektivet.

3.2.6 El

Marginal el har studerats närmare än andra marginaleffekter, särskilt i Sverige och Norge, där den miljömässiga skillnaden mellan genomsnittlig och marginell elproduktion är mycket stor.

3.2.6.1 Kort sikt

I ett kort tidsperspektiv antas ofta att kolkraftverk är marginaltekniken i Sverige. Kolkraftverk är den typ av anläggningar där utnyttjandegraden kan ökas till lägsta rörliga kostnad. Det beror på att de tekniker som har en lägre rörlig kostnad (vattenkraft, kärnkraft och vindkraft) normalt utnyttjas till fullo.

3.2.6.1.1 Primärenergifaktor

Primärenergifaktor produktion av el, kolkondens: 2,61

Primärenergifaktorn för att producera 1 kWh el i ett kolkondenskraftverk är hämtad från Gode m.fl. (2011). Primärenergifaktorn är 2,61 och bygger på data från 2008. Systemgränsen avser vagga till el på den nordiska elmarknaden. Hänsyn är tagen till fysisk import och export av el till Europa.

3.2.6.2 Lång sikt

a) Vilken tidsperiod är relevant?

För el är det relevant med effekter som sker både på kort och på lång sikt, det vill säga komplexa marginaleffekter som tas fram med modelleringar.

b) Är det en specifik process eller en marknad som påverkas?

Vid förändringar i elanvändning så påverkas en nordisk/nordeuropeisk elmarknad.

c) Hur ser marknadstrenden ut?

I dagsläget så ökar produktionsvolymerna kontinuerligt.

d) Vilka tekniker är flexibla och kan erbjuda den efterfrågade kapacitetsförändringen?

Alla olika tekniker för att producera el utom vattenkraft vars utbyggnad begränsas av lagstiftning.

e) Vilken teknik påverkas och är på marginalen?

Vilken teknik som påverkas och som är på marginalen analyseras med en dynamisk, optimerande energisystemmodell. I ett längre tidsperspektiv menar Weidema m.fl. (1999) att nya kolkondenskraftverk eller nya naturgaskraftverk kan vara marginalelen i Norden. Ekvall m.fl. (1998) hävdar att marginalelen, i ett längre tidsperspektiv, kan vara allt från nya fossila produktionsanläggningar till befintliga kärnkraftanläggningar.

Sköldberg och Unger (2008) undersökte de marginella effekterna för ett svenskt och nordeuropeiskt energisystem. De använde sig av energisystemmodellen MARKAL-NORDIC. MARKAL-NORDIC är en dynamisk optimeringsmodell som optimerar mot den lägsta systemkostnaden under en lång tid (i detta fall cirka 30 år). Modellen bygger bland annat på antagandena att alla beslut görs för att minimera den totala samhällskostnaden och att beslutfattarna har full insyn till hur bränslepriserna kommer att utvecklas samt hur mycket av vattenkraft som kommer att vara tillgänglig med mera.

I Sköldberg och Ungers (2008) analys studerades effekterna om elförbrukningen ökade med 5 TWh i Sverige. De visar att marginalelen i ett längre tidsperspektiv sannolikt består av en mix av olika tekniker och att innehållet i denna marginalmix beror på utvecklingen av energisystemet. Det pågår just nu ett arbete på Chalmers med att ta fram en ny energisystemmodell för framtida elmix i Norden. I väntan på dessa data så rekommenderas användning av resultat från Sköldberg & Unger (2008). Sköldberg och Unger beräknade marginalmixen i fem scenarier och ett referensscenario. I tabell 8 har vi valt två scenarier, där det ena scenariot hade det

högsta CO₂ utsläppen medan det andra scenariot hade det lägsta CO₂ utsläppen. Scenariot med höga utsläpp av CO₂ bygger på antagandet att priset på fossila bränslen är högt och scenariot med låga utsläpp av CO₂ bygger på antagandet att priset för CO₂-utsläpp är högt. Tabell 9 visar var produktionen kommer ske om elbehovet ökar med 5 TWh för de två scenarierna. Resultaten kan användas för att illustrera osäkerheten i marginalelens miljöpåverkan och för att undersöka hur viktig denna osäkerhet är i bedömningen av fjärrvärmens miljöpåverkan.

Tabell 9 Var ökad produktion kan ske om elbehovet ökar med 5 TWh för två scenarier. Avrundningsfel kan förekomma. Sköldberg och Unger (2008)

	Lägsta utsläpp av CO ₂ (Ca 160 g CO ₂ e/kWh)	Högsta utsläpp av CO ₂ (Ca 800 g CO ₂ e/kWh)
Naturgas	20 %	– 3 %
Konventionell olja och kol	8 %	95 %
Kol och olja med CCS	40 %	–
Biobränsle, torv och avfall	5 %	4 %
Vindkraft	27 %	3 %
Vattenkraft och kärnkraft	–	–
Total	100 %	100 %

3.2.6.2.1 Primärenergifaktor

Primärenergifaktor el, scenario Lägsta utsläpp av CO₂ (Sköldberg & Unger, 2008): 1,62

Utifrån Miljöfaktaboken 2011 beräknades den totala primärenergifaktorn för de två olika scenarierna. I sceneriet som hade det lägsta koldioxidutsläppen blev primärenergifaktor 1,62 för en produktionsökning på 5 TWh. Data som hämtades från Miljöfaktaboken 2011 bygger på en nordisk elmix (inklusive Island) (Gode, m.fl., 2011).

Primärenergifaktor el, scenario Högsta utsläpp av CO₂ (Sköldberg & Unger, 2008): 2.15

Primärenergifaktorn för scenariot som har högsta utsläppen av CO₂ räknades på samma sätt som för scenariot med lägsta CO₂-utsläppen. Det som skiljer scenarierna åt är att i detta scenario kommer elproduktion från naturgas minska med 3 % vilket

innebär att primärenergiåtgången för att producera 3 % naturgasen har dragit bort från totala den primärenergifaktorn.

3.2.7 Sammanställning primärenergifaktorer för marginalbränslen

Följande Tabell 10 är en sammanställning av de primärenergifaktorer som tagits fram för avfall, biobränslen, råolja, kol, naturgas och el på kort och på lång sikt.

Tabell 10 Sammanställning av Primärenergifaktorer för olika marginalbränslen

	Kort tidsperspektiv	Långt tidsperspektiv
Avfall	0,02/1,02 ^{1,2}	0,22/1,22 ^{1,2}
Primära biobränslen	1,2 ¹	1,05 ¹
Sekundära biobränslen-	0,03/1,03 ^{1, 4}	0,39/1,39 ^{3, 4}
Råolja	1 ³	1 ³
Stenkol	1,06 ¹	1,06 ¹
Naturgas	1,09 ¹	1 ⁵
El-Lägsta CO2	2,61 ¹	1,62 ¹
El-Högsta CO2	2,61 ¹	2,15 ¹

¹ Gode, J m.fl., 2011, Miljöfaktaboken 2011,

² Primärenergifaktorn varierar beroende på värdering av avfallet, se avsnitt 2

³ Magelli m.fl., 2008, An environmental impact assessment of exported wood pellets from Canada to Europe

⁴ Primärenergifaktorn varierar beroende på värdering av sekundära biobränslen (Gode m.fl., 2011)

⁵ Ecoinvent, 2001

3.3 Diskussion/Slutsatser

Livscykelanalyser kan användas i flera olika sammanhang. Bokförings-LCA är bakåtblickande och jämförande medan förändrings-LCA är jämförande och framåtblickande. De två perspektiven används för att besvara olika frågeställningar.

Olika typer av data används i bokförings- respektive förändrings-LCA.

En förändrings-LCA studerar konsekvenserna av ett beslut och ska idealiskt sett inkludera de marknader och processer som påverkas av en förändring i det studerade systemet. I förändrings-LCA: er används begreppet marginalteknik för de tekniker som påverkas av små förändringar i efterfrågan.

Syftet med detta delmoment har varit att identifiera marginalbränslen och ta fram primärenergifaktorer för dessa. Med marginalbränsle så avses marginalproduktionen av ett specifikt bränsle.

Grundfrågan som vi sökt svar på har varit att undersöka vilka effekter en ökad efterfrågan på ett specifikt bränsle idag får på kort sikt och på lång sikt. Vilken typ av teknik har kapacitet att möta en ökad efterfrågan? Var i världen sker ökningen? Vad är primärenergifaktorn för den identifierade tekniken?

De bränslen som valts ut är av olika karaktär: analysen har gjorts för avfall, biobränslen, kol, olja, naturgas och el. Analysen har gjorts med metodiken från Weidema m.fl. (1999) som grund, dock med vissa modifieringar. Metodiken har använts i andra studier för att identifiera marginaltekniker för bland annat el och värme. Den lämpar sig väl att använda även på andra produkter. Metodiken innebär dock förenklingar av verkligheten, i analysen görs en uppdelning mellan kortsiktiga och långsiktiga effekter medan förändringar i själva verket alltid får effekter både på kort och på lång sikt.

Som utgångspunkt för analysen har scenarier för framtida tänkbara utvecklingar använts. Att ta fram scenarier för framtida produktion och efterfrågan på bränslen innebär stora osäkerheter, då ingen kan förutsäga framtiden.

Analysen presenterar tänkbara marginalbränslen på kort och lång sikt för de studerade bränslena. Osäkerheten i analysen av marginalbränslen på lång sikt är dock stor, särskilt för avfall och biobränslen, då flera antaganden gjorts om framtida efterfrågan och produktion av respektive bränsle. De primärenergifaktorer som presenteras bygger på data som tagits fram utifrån dagens kunskap, det är däremot osäkert hur väl de stämmer överens med framtida produktion av bränslena. Primärenergifaktorerna ska ses som en indikation på resursåtgång för marginalproduktion av det aktuella bränslet, de är dock inga exakta siffror. Den verkliga primärenergiåtgången för produktion av ett bränsle beror på en rad olika faktorer, bland annat vilken teknik och vilka transporter som används. Datakvaliteten på primärenergifaktorerna bedöms vara god då de kommer från vedertagna källor för miljösystemanalys.

När är det relevant att använda de framtagna data på marginalbränslen? Informationen från denna studie kan användas som en del i analysen när val görs mellan olika alternativa bränslen för framtida fjärrvärmeproduktion. De framtagna primärenergifaktorerna kan användas som ett mått på resurseffektiviteten för ett bränsle. Även andra miljöegenskaper som exempelvis emissioner bör beaktas i en valsituation. Vår rekommendation är att marginaldata för bränslen används vid beräkningar av marginalfjärrvärme. De primärenergifaktorer som presenteras i denna rapport utgör en bra grund, men det finns behov av vidare forskning bland annat för att ta fram data för fler miljöpåverkanskategorier för de identifierade marginalbränslena samt analyser av hur en ökad efterfrågan på ett bränsle kan påverka tillgången av ett annat bränsle.

4 ENVIRONMENTAL FOOTPRINT OF PRODUCTS

4.1 Inledning Environmental Footprints of Products

Internationellt sett så finns det idag en rad olika guider och standarder för hur miljöpåverkan för en produkt kan beräknas och redovisas. Vissa standarder fokuserar på att redovisa miljöpåverkan för en specifik miljöpåverkanskategori, exempelvis ISO 14067 Carbon Footprint, med andra miljövarudeklarationer täcker flera olika miljöpåverkanskategorier, exempelvis ISO 14025.

Inom EU så pågår just nu ett arbete som syftar till att skapa en gemensam metodik för miljöbedömningar av produkter, tjänster och företag. Detta arbete utgör en del av EU:s handlingsplan för en hållbarare konsumtion och produktion. I juli 2012 presenterade EU Product Environmental Footprint Guide final draft som analyseras i detta projekt.

4.1.1 Bakgrund

Livscykelräkning har de senaste åren i allt högre grad börjat tillämpas i policydokument inom EU (Lindfors m.fl., 2012). Under 2000-talet har det pågått ett arbete inom EU för att öka spridningen av livscykeldata, metoder och studier. År 2005-2008 bedrevs detta arbete av European Platform on Life Cycle Assessment (EPLCA) under Directorate-General Joint Research Center, DG JRC, och Directorate-General for the Environment, DG Environment. Idag sker detta arbete internationellt genom International Reference Life Cycle Data System, ILCD.

JRC-IES publicerade år 2012 International Reference Life Cycle Data System Handbook, the ILCD Handbook, vars syfte är att beskriva en gemensam europeisk LCA-metodik. ILCD Handbook följer till stora delar ISO 14040 och ISO 14044 standarderna, men går i vissa fall längre än dessa. IVL har i en rapport analyserat ILCD Handbook utifrån ett svenskt perspektiv, se Lindfors m.fl. (2012).

EU-kommissionen presenterade i juli 2008 en handlingsplan för hållbar konsumtion och produktion samt en hållbar industripolitik (EU, 2008). Målet med handlingsplanen var bland annat att förbättra produkternas totala miljöprestanda under hela deras livscykler.

EU-parlamentet gjorde år 2010 en studie på metoder för att beräkna Product Carbon Footprint (EU, 2010). Slutsatsen från studien var att även fler miljöaspekter behöver tas med i miljöbedömningar för att ge välgrundad information till konsumenterna.

EU-kommissionen publicerade nyligen Resource Efficiency Roadmap (EU, 2011) där kommissionen bland annat uttrycker viljan att skapa en gemensam metodik för att göra miljöbedömningar för produkter, tjänster och företag.

I mars 2011 påbörjades arbetet av DG Environment och JRC IES med att ta fram en harmoniserad metodik för Environmental Footprint of Products. Arbetet har skett i flera steg, man har analyserat existerande metodiker, tagit fram ett första utkast, haft

utbildningar, hållit möten med intressenter samt haft pilotstudier. Parallellt Environmental Footprint of Products arbetet pågår ett motsvarande arbete med Environmental Footprint of Organisations.

I juli 2012 publicerades Product Environmental Footprint Guide final draft (JRC IES, 2012). Det finns ingen möjlighet i dagsläget för externa aktörer att ge kommentarer på dokumentet, dock kan det komma att genomgå vissa förändringar efter internt arbete av EU.

Inget är ännu beslutat om vilken status som Product Environmental Footprint Guide kommer att få inom EU:s policies. Policyn som är relaterad till metodiken förväntas antas i första kvartalet år 2013.

4.1.2 Syfte

Syftet med detta av delmomentet är att analysera Product Environmental Footprint Guide och:

- Analysera tillämpningsmöjligheter av metodiken på fjärrvärme.
- Identifiera oklarheter i metodiken, exempelvis delar där olika tolkningar kan göras.
- Identifiera behov av komplettering av metodiken.

4.1.3 Metod

I arbetet med detta avsnitt har en analys gjorts av Product Environmental Footprint Guide final draft (JRC IES, 2012) som tagits fram av DG Environment och JRC IES. Analysen har gjorts utifrån Product Environmental Footprint Guide final draft som publicerades i juli 2012. Slutversionen av Product Environmental Footprint Guide kommer att publiceras år 2013. Det finns ingen möjlighet för externa aktörer att ge kommentarer på den senaste versionen av dokumentet, dock kan arbetsgruppen som tagit fram Product Environmental Footprint Guide eventuellt komma att göra mindre ändringar i texten till slutversionen av dokumentet.

4.2 Product Environmental Footprint Guide

4.2.1 Syfte och målgrupp

En Product Environmental Footprint-studie, eller miljövarudeklaration på svenska, beskriver miljöprestandan för en produkt eller tjänst under dess livscykel utifrån ett antal miljöpåverkanskategorier.

Syftet med Product Environmental Footprint Guide är att vara ett praktiskt verktyg för den som ska göra en miljövarudeklaration för en produkt. Dokumentet ger vägledning om hur man steg för steg går till väga för att göra en Product Environmental Footprint-studie samt för hur man utvecklar Product Environmental Footprint Category Rules, PEFCR, specifika regler för en produktkategori.

Målgruppen är de personer som ska utföra Product Environmental Footprint studier, exempelvis ingenjörer eller miljöansvariga på företag. Man ska inte behöva vara expert på livscykelanalyser för att kunna följa handledningen.

Product Environmental Footprint Guide har utvecklats med följande standarder som grund: ISO 14044(2006), Draft ISO/DIS 14067(2012), ISO 14025(2006), ISO 14020(2000), the ILCD (International Reference Life Cycle Data System) Handbook, the Ecological Footprint Standards, the Greenhouse Gas Protocol (WRI/ WBCSD), General principles for an environmental communication on mass market products BPX 30-323-0 (ADEME), och Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services (PAS 2050, 2011).

Product Environmental Footprint Guide följer till stora delar metodiken i ISO-standarderna för livscykelanalys. I standarder för livscykelanalyser så görs ofta ett val för om de ska visa på en flexibilitet när det gäller metodval eller om de ska främja jämförbarhet mellan olika studier (Lindfors m.fl., 2012). I det senare fallet ges mer tydliga instruktioner för metodval. Product Environmental Footprint Guide har som fokus att bidra till en större jämförbarhet mellan olika studier och ger därför tydligare instruktioner till utföraren.

4.2.2 Innehåll och struktur

Product Environmental Footprint Guide ger vägledning för hur man steg för steg går till väga för att göra en miljövarudeklaration.Handledningen beskriver också hur man utvecklar Product Environmental Footprint Category Rules, PEFCR.

Följande steg ingår i en Product Environmental Footprint-studie:

- Definiera mål för studien - Define Goals
- Definiera omfattning för studien - Define Scope
- Utför en inventeringsanalys - Create the Resource Use and Emissions Profile
- Gör en miljöpåverkansbedömning - Conduct the Environmental Footprint Impact Assessment
- Tolka och rapportera resultatet - Environmental Footprint Interpretation and Reporting

Dessa steg följer processen för livscykelanalyser beskriven i ISO 14040 och ISO 14044.

Olika krav ställs på en Product Environmental Footprint studie beroende på dess syfte. I handledningen så görs en uppdelning mellan tre olika typer av studier; de som är avsedda för intern användning, för företag-till-företag (business-to-business, B2B) samt för företag-till-konsument (business-to-consumer, B2C). De två sistnämnda typerna av studier ska granskas av en extern granskare för att sägas uppfylla kraven i handledningen.

4.2.3 Product Environmental Footprint Category Rules

ISO 14025 är en internationell standard som beskriver hur Typ III miljövarudeklarationer tas fram. För detaljerade instruktioner för hur beräkningar ska göras för en specifik produktkategori används Product Category Rules, PCR. En Product Environmental Footprint-studie kan vara en Typ III miljövarudeklaration och i likhet med ISO-standarderna så används regler för specifika produktkategorier, så kallade Product Environmental Footprint Category Rules, PEFCR, för att ge tydligare

instruktioner för beräkningarna. I Product Environmental Footprint Guide så ges instruktioner för hur PEFCR ska utvecklas för varje steg i processen. Syftet med PEFCR är att de ska öka jämförbarhet, reproducerbarhet, konsistens, relevans och effektivitet i de utförda studierna.

I en PEFCR så ges fördjupad guidning för hur beräkningarna ska ske i varje steg i processen att ta fram Product Environmental Footprint-studier. Exempel på vad som kan tydliggöras i PEFCR:

- Mål och omfattning av studien
- Relevanta/icke-relevanta miljöpåverkanskategorier
- Lämpliga systemgränser
- Viktiga parametrar och livscykelsteg
- Guidning till datakällor
- Guidning för hur livscykelinventeringen ska ske
- Ge mer information om hur processer med flera funktioner ska hanteras i beräkningarna, allokeringar

Enligt Product Environmental Footprint Guide så ska utvecklingen av PEFCR i så hög grad som möjligt bygga på befintliga PCR som tagits fram inom ramen för andra miljövarudeklarationssystem. Till skillnad från exempelvis Internationella EPD-systemet så måste inte PEFCR tas fram för att man ska kunna göra en Product Environmental Footprint-studie, tillräckligt med information ska finnas i handledningen. PEFCR tas fram för produktkategorier baserade på den europeiska varugrupsstrukturen Classification of Products by Activity, CPA. I Internationella EPD-systemet används den internationella varugrupsstrukturen the United Nations Central Product Classification, UN CPC (Lindfors m.fl., 2012).

4.2.4 Product Environmental Footprint Guide och andra standarder

Product Environmental Footprint Guide bygger på ILCD Handbook, men ger mer tydliga instruktioner än denna. Product Environmental Footprint Guide har mycket lika kriterier för utvecklingen av PEFCR som de som återfinns i ISO 14025 för att ta fram PCR.

4.2.4.1 Mål och omfattning

I det första steget i en Product Environmental Footprint-studie så ska målen med studien formuleras; varför studien ska utföras, hur den ska användas, till vem resultatet ska kommuniceras, vem som utför studien samt hur granskningen kommer att ske. I nästa steg så beskrivs omfattningen av studien genom definiering av funktionell enhet (unit of analysis), referensflöde (reference flow), systemgränser, miljöpåverkanskategorier (Environmental Footprint Impact categories) samt antaganden/begränsningar.

Den funktionella enheten är mer tydligt definierad i Product Environmental Footprint Guide än i ISO 14044. Följande aspekter för funktionen ska beskrivas i en

Product Environmental Footprint-studie; vilka tjänster som funktionen ger, i vilken omfattning som funktion gör detta, under vilken tidperiod samt till vilken kvalitet.

Systemgränser för Product Environmental Footprint-studier ska inkludera alla processer som är en del av livscykeln för den valda funktionella enheten. Som default så görs studier för hela produktens livscykel från vagga-till-grav. Processerna ska delas upp i huvudprocesser (foreground processes) där direkt information finns tillgänglig och bakgrundsprocesser (background processes).

När det gäller miljöpåverkanskategorier så skiljer sig Product Environmental Footprint Guide från ISO 14044. Som default så definieras 14 miljöpåverkanskategorier, om inget annat anges i PEFCR. Detta är många fler kategorier än i exempelvis i det internationella EPD-systemet där analyser normalt görs för 5 miljöpåverkanskategorier.

4.2.4.2 Inventeringsanalys

I detta steg så ska en inventering göras av alla resurser och emissioner som går in och ut från det studerade systemet under livscykeln (product supply chain). Denna inventering utgör sedan grunden för Product Environmental Footprint-studien. I handledningen så rekommenderas att inventeringsanalysen görs i två steg, ett första screening steg där man använder lätt tillgängliga data och gör en miljöpåverkansbedömning samt ett andra steg där man slutför inventeringen och kontrollerar att kraven på datakvalité är uppfyllda och samlar in bättre data om det behövs.

Följande steg ska ingå i livscykelinventeringen (Resource Use and Emissions Profile Data):

- Utvinning av råvaror
- Kapitalvaror
- Produktion
- Distribution och lagring av produkt
- Användningsfas
- Transporter
- Avfallshantering

I Product Environmental Footprint Guide så ges exempel på kapitalvaror som kan inkluderas, bland annat så nämns maskiner som används i produktionen, byggnader och kontorsmateriel. Det framgår dock inte tydligt om byggnader och utrustning är obligatoriskt att ta med i beräkningarna.

När det gäller el som används i det studerade systemet ska leverantörsspecifika data användas om sådana finns tillgängliga. Om inga leverantörsspecifika data finns så ska medeldata för konsumtionen i landet användas. För att försäkra sig om att förnybar el inte dubbelräknas ska ett intyg från elleverantören bifogas till Product Environmental Footprint-studien. Intyget ska visa att elen kommer från förnybara källor och att den inte också har sålts till någon annan organisation.

Förändrad markanvändning delas i Product Environmental Footprint Guide upp i två kategorier, direkt respektive indirekt förändrad markanvändning. Växthusgasutsläpp som sker som ett resultat av direkt förändrad markanvändning ska allokeras till tjänsten/produkten i 20 år efter att förändringen skett. I dessa beräkningar ska default värden från IPCC för förändrad markanvändning användas. Växthusgasutsläpp som sker som ett resultat av indirekt förändrad markanvändning ska inte allokeras på produkten i en Product Environmental Footprint-studie.

När det gäller datakvalité ska följande sex aspekter beaktas för en Product Environmental Footprint-studie: teknisk, geografisk och tidsmässig representativitet, fullständighet, osäkerhet för parametrar samt metodisk konsistens. I ISO 14044 tas åtta aspekter av datakvalité upp. Datakvalitets aspekterna som tas upp i Product Environmental Footprint Guide och ISO 14044 överlappar i hög grad varandra, men ISO-standarderna går längre. Product Environmental Footprint Guide har satt minimigränser för datakvalité, vilket ISO inte har gjort. Enligt ISO-standarderna så ska alla aspekter endast beaktas för jämförande livscykelanalyser. Enligt Product Environmental Footprint Guide så ska alla aspekter av datakvalité alltid beaktas.

I processer där flera produkter produceras samtidigt, så kallade multifunktionella processer, så kan det vara svårt att fördela resurser och emissioner mellan de olika produkterna. För att hantera dessa processer så beskrivs i Product Environmental Footprint Guide följande beslutshierarki, som till stora delar liknar den som finns i ISO 14044:

I. Delsystem eller systemexpansion

I första hand så delas systemet in i mindre delar och data samlas in för varje delsystem. Alternativt så görs en systemexpansion då man även inkluderar funktionen av biprodukter i analysen och kommunicerar resultatet för helheten snarare än för de olika produkterna var för sig.

II. Allokering baserad på underliggande fysikaliskt förhållande (inkluderat direkt substitution)

I andra hand så delas resurser och emissioner upp baserat på något fysikaliskt mätbart förhållande mellan produkter och biprodukter. Om en biprodukt kan ersätta någon annan produkt genom direkt substitution så kan egenskaper för den ersatta produkten användas som grund för allokeringen.

III. Allokering baserat på annat förhållande (inkluderat indirekt substitution)

I tredje hand så kan en allokering göras baserat på andra förhållanden mellan produkter och biprodukter, exempelvis genom ekonomisk allokering. Om en biprodukt kan ersätta någon annan produkt via ett mellansteg, indirekt substitution, så kan egenskaper för den ersatta produkten användas som grund för allokeringen.

I Product Environmental Footprint Guide final draft så är gränsen mellan direkt och indirekt substitution inte helt tydlig.

Product Environmental Footprint Guide skiljer sig från ISO 14044 när det gäller allokering för produkter som kan återvinnas. I ISO-standarderna finns ingen specifik

formel, det finns det däremot i handledningen. Formeln är i dagsläget ottydligt utformad och kommer sannolikt att förtydligas till nästa version av Product

Environmental Footprint Guide.

Här följer en kort beskrivning av formeln för modellering av återvinning av material i Product Environmental Footprint Guide:

- Det återvunna material som används i produkten bär ingen miljöbelastning från den jungfruliga produktionen av materialet, men hela miljöbelastningen från återvinningsprocessen.
- Material som återvinns eller återanvänds efter användningen får också bära hela miljöbelastningen från återvinningsprocessen; å andra sidan tillgodoräknas miljövinsten för den andel av den jungfruliga materialproduktion som kan undvikas, motsvarande andelen med samma kvalitet som finns kvar i det återvunna materialet.
- Material som går till energiutvinning (oftast förbränning) får bära miljöbelastningen från energiutvinningen, men tillgodoräknas också den miljöbelastning som undviks genom att andra energibärare ersätts.
- Material som vare sig återanvänds, återvinns eller energiutvinns bär miljöbelastningen från sitt bortskaffande (oftast deponering).

Detta innebär dubbelräkning av en stor del av återvinningens miljövinster i form av minskad jungfrulig. Det innebär också att miljöbelastningen från återvinningsprocesser dubbelräknas. Sådan dubbelräkning strider mot god LCA-praktik. Det strider också mot god LCA-teori: handledningen har inte något entydigt perspektiv på återvinning vilket gör att detta avsnitt inte förmedlar någon tydlig kunskap.

Formeln för modellering av återvinning har ändrats sedan det förra utkastet. I den tidigare versionen fanns ingen dubbelräkning. Det är möjligt att ekvationen kommer att ändras igen till den färdiga versionen av Guiden. Om inte, kan LCA-utövare och beställare komma att ta avstånd från Guiden så att den inte får något genomslag.

4.2.4.3 Miljöpåverkansbedömning

I denna del av processen studerar man hur de olika flödena i inventeringsanalysen påverkar miljön och i vilken omfattning de gör det. I detta steg så är det obligatoriskt att klassificera alla in- och utflöden till de miljöpåverkanskategorier som de tillhör samt att karaktärisera dem, det vill säga räkna om alla flöden i en miljöpåverkanskategori till en gemensam enhet. Det är frivilligt att normalisera och vikta resultatet i en Product Environmental Footprint-studie.

När det gäller miljöpåverkansbedömningen så är riktlinjerna i Product Environmental Footprint Guide väldigt lika de som finns i ISO 14044.

4.2.4.4 Tolka och rapportera

I det sista steget i en Environmental Footprint studie så tolkas resultaten från miljöpåverkansbedömningen och rapporten skrivs.

ISO-standarden ger generella riktlinjer för hur rapportering ska ske. I Product Environmental Footprint Guide ges specifika instruktioner. Som ett minimum ska en studie bestå av en sammanfattning, en huvudrapport samt bilagor.

4.2.5 Product Environmental Footprint Guide och fjärrvärme

4.2.5.1 Tillämpningar

Allt fler konsumenter efterfrågar information om miljöprestandan på de varor och tjänster som de köper. Product Environmental Footprint Guide är ett viktigt steg i det europeiska arbetet med att skapa en harmoniserad metodik för miljövarudeklarationer för produkter. Metodiken i Product Environmental Footprint Guide är relevant att tillämpa på energiprodukter, vilket gör utvecklingen av handledningen intressant att följa för fjärrvärmebolag i Sverige.

Product Environmental Footprint Guide presenterar ingående hur arbetet med att ta fram en Product Environmental Footprint studie ska ske. Här följer en sammanställning över de mest relevanta avsnitten i Product Environmental Footprint Guide när det gäller beräkningar av miljöprofilen för fjärrvärme:

- Biogent kol (avsnitt 5.4.9, Product Environmental Footprint Guide): både upptag och utsläpp av biogen koldioxid ska inkluderas i beräkningen av klimatpåverkan. Upptag och utsläpp av biogen koldioxid ska bokföras separat, och inte bara som en nettosiffra. Detta leder till en mer komplicerad men också mer noggrann beräkning av klimatpåverkan från biobränslen.
- Tillfällig inlagring av kol (avsnitt 5.4.9, Product Environmental Footprint Guide): beräkningarna ska inte ta hänsyn till tidpunkten för upptag och utsläpp av koldioxid. Detta gynnar användningen av biobränsle, eftersom förbränning av biomassa leder till att kolet frigörs tidigare än om biomassan används till annat eller inte avverkas alls.
- Elförbrukning (avsnitt 5.4.8, Product Environmental Footprint Guide): för den elenergi som används i systemet ska produktionen modelleras med genomsnittsdata, i första hand från elleverantören och i andra hand för landet där elenergin används. Vid beräkningen av genomsnittsdata ska sådan elproduktion exkluderas som säljs separat (exempelvis som ”grön el”). Vid beräkningen av nationella genomsnitt ska hänsyn även tas till import och export av el. Detta kommer att göra miljöbelastningen låg för exempelvis värmepumpar i Sverige.
- Byggnader och utrustning (avsnitt 5.4.2 Product Environmental Footprint Guide): Product Environmental Footprint Guide är inte helt tydlig på om miljöbelastning från produktionen av byggnader, fordon och utrustning ska inkluderas i beräkningarna. Inledningen till avsnitt 5.4 kan tolkas som att det är valfritt. Avsnitt 5.4.2 säger dock att det är obligatoriskt. Ifall produktionen av fjärrvärmeverk och andra byggnader ska inkluderas blir beräkningarna av miljöbelastningen betydligt mer komplicerade, men också mer noggranna.

4.2.5.2 Oklarheter

I detta projekt så har Product Environmental Footprint Guide final draft analyserats. I den hittills presenterade handledningen så finns några oklarheter som förhoppningsvis kommer att tydliggöras till slutversionen av dokumentet.

Product Environmental Footprint Guide presenterar en beslutshierarki för hur multifunktionella processer ska hanteras. Det är i den nuvarande texten otydligt var gränsen går mellan indirekt och direkt substitution.

I Product Environmental Footprint Guide så är det oklart om miljöbelastningen från produktion av byggnader, fordon och utrustning ska ingå i en Product Environmental Footprint-studie. I inledningen till avsnitt 5.4 i Product Environmental Footprint Guide så kan det tolkas som att det är valfritt, avsnitt 5.4.2 säger dock att det är obligatoriskt.

4.2.5.3 Kompletteringar

En slutgiltig version av Product Environmental Footprint Guide att publiceras under år 2013. Handledningen kommer även att kompletteras med Product Environmental Footprint Category Rules som mer i detalj kommer att specificera hur beräkningar ska gå till för olika produktkategorier. Några områden där mer förtydliganden behövs gäller bland annat vilken allokeringss metod som ska användas för kraftvärme samt mer eventuellt mer information om hur avfallsbränslen och restenergier ska värderas.

Av erfarenhet vet vi att det finns metodmässiga svårigheter med att räkna på miljövärden för fjärrvärme, bland annat när det gäller allokeringsfrågor. Fjärrvärmeproduktion genererar i vissa fall fler nyttor än den producerade värmen. Ett exempel på detta är el som produceras parallellt i kraftvärmeverk, ett annat exempel är den avfallsdestruktion som sker när avfall eldas. När miljöprestanda ska beräknas för processer där flera nyttor genereras parallellt så görs allokeringar mellan de olika producerade nyttorna.

Enligt Product Environmental Footprint Guide så ska multifunktionella processer hanteras enligt de tre steg som beskrivs i 4.2.4.2. När det gäller kraftvärmeverk så kan steg I inte följas utan en allokeringss metod behöver användas. I steg II så finns det flera tänkbara allokeringss metoder för att fördela miljöpåverkan mellan den producerade elen och värmen i ett kraftvärmeverk. Product Environmental Footprint Guide ger inga detaljerade instruktioner för vilken allokeringss metod som ska väljas, detta kommer sannolikt att specificeras i en PEFCR för fjärrvärme. I PCR för fjärrvärme i det Internationella EPD-systemet så används Alternativproduktionsmetoden som allokeringss metod för kraftvärme. Enligt Product Environmental Footprint Guide så ska PEFCR i så hög grad som möjligt följa de internationella PCR som finns framtagna.

4.3 Diskussion/Slutsatser

Syftet med Product Environmental Footprint Guide är att skapa en harmoniserad europeisk metodik för miljövarudeklarationer. Förhoppningen är att öka jämförbarheten mellan olika miljövarudeklarationer för konsumenter och därigenom underlätta en mer hållbar konsumtion.

Product Environmental Footprint-studier är relevanta för energiprodukter och kan vara intressanta för fjärrvärmebolag i Sverige. I Sverige så används Värmemarknadskommitténs, VMK:s, överenskommelse av många bolag för att beräkna miljöpåverkan av energianvändning i fjärrvärmvärmda fastigheter (VMK, 2013). Enligt VMK: s överenskommelse så analyseras tre parametrar; resurseffektivitet, klimatpåverkan och andel fossila bränslen i bränslemixen. En Product Environmental Footprint-studie kan komplettera denna information med en ännu mer ingående analys av fjärrvärmeproduktionens miljöpåverkan då den omfattar fler miljöpåverkanskategorier. En Product Environmental Footprint-studie följer till stora delar ISO 14044 och ISO 14025. En Product Environmental Footprint-studie kan användas både för internt och externt bruk.

Slutversionen av Product Environmental Footprint Guide kommer att publiceras år 2013. Det är ännu oklart vilket genomslag Product Environmental Footprint Guide kommer att få för livscykelanalyser i Europa. Om den blir tillräckligt bra för att få ordentligt genomslag i Europa, kommer kunder och industri förhoppningsvis att ges bättre förutsättningar för att ställa om till en mer hållbar konsumtion och produktion.

Product Environmental Footprint Guide har vissa avsnitt som påverkar hur miljöpåverkan från fjärrvärme beräknas, bland annat kan mer noggranna beräkningar krävas. Då nationella konsumtionsdata för el ska användas i beräkningarna ger detta en mycket låg miljöpåverkan för svensk el. Detta gör att värmepumpar i Sverige kommer att ha en låg miljöbelastning i Product Environmental Footprint-studier.

För fjärrvärmebranschen så är det intressant att följa det fortsatta europeiska arbetet med Product Environmental Footprint Guide och då med särskilt fokus på utvecklingen av Product Environmental Footprint Category Rules. I dagsläget så finns fortfarande en del oklarheter vad det gäller beräkningen av fjärrvärmens miljöprestanda, då särskilt vad det gäller allokering av resursanvändning och emissioner i ett kraftvärmeverk. Denna fråga kommer sannolikt att hanteras i kommande Product Environmental Footprint Category Rules och det är då viktigt att fjärrvärmebranschen bidrar till detta arbete. Enligt Product Environmental Footprint Guide så ska de Product Environmental Footprint Category Rules som tas fram bygga i hög grad på de Product Category Rules som finns idag inom andra miljövarudeklarationssystem. Det kan därför vara intressant att göra en kartläggning av de olika Product Category Rules som finns för fjärrvärme inom andra system.

I detta avsnitt så har Product Environmental Footprint Guide final draft analyserats. Handledningen kommer med största sannolikhet att vara lik i stora delar även i slutversionen men det är viktigt att vara medveten om att vissa ändringar kan ske till den slutgiltiga versionen. EU har i februari 2013 ännu inte beslutat vilken status Product Environmental Footprint Guide kommer att få inom europeiska policies, beslut om detta väntas det första kvartalet 2013.

5 REFERENSER

Inledning samt Avfallsbränslen och restenergier

Avfall Sverige 2010 *Användning av LCA för utveckling av avfallsdeponering*
D2010:02

Byggprodukt PCR: en (Erlandsson 2012): PCR and PCR BASIC MODULE
Construction products and Construction services 2012-01-09, The International EPD
system

CEN-standard. EN 15603:2008. Energy performance of buildings — Overall energy
use and definition of energy ratings.

EN15804

Eriksson, Hans, 2013, Lulekraft, Personlig kommunikation

Erlandsson, M 2013. Förenklade beräkningar av resursvärderingsmetoden enligt
Erlandsson, M., Sandberg, E., 2011 för en soppåse. Personlig kommunikation
12 februari 2013.

Erlandsson, M., Sandberg, E., 2011. Resursindex för energi – konsekvensanalys för
byggnader med fjärrvärme, Svensk Fjärrvärme AB Rapport 2011:7

EPD 2008. SUPPORTING ANNEXES for an international EPD®system for
environmental product declarations. Version 1.0. 2008-02-29.
http://www.environdec.com/documents/pdf/EPD_instructions_080229.pdf

EU:s avfallsdirektiv 2008/98/EG

EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS DIREKTIV 2008/98/EG av den
19 november 2008 om avfall och om upphävande av vissa direktiv

Finnveden, G., Björklund, A., Carlsson Reich, M., Eriksson, O., Sörbom A., 2007,
Flexible and robust strategies for waste management in Sweden, Waste Management
27 (2007) S1–S8

Frischknecht, R. Hofstetter. and I. Knoepfel. 1996. Ökoinventare für
Energiesystemen. Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen
und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz.
Energiewirtschaftliche Grundlagen. [Ecological inventory (LCI) of energy systems
for LCA comparisons of Switzerland's energy industry. Bundesamt für
Energiewirtschaft”.

Gode, J., Ekvall, T., Martinsson, F., Särholm, E., Green, J., 2012, Primärenergi i
avfall och restvärme, Fjärrsyn rapport 2012:5, Svensk Fjärrvärme AB

Gode m.fl., 2011, Miljöfaktaboken 2011 Uppskattade emissioner för bränslen, el, värme och transporter, Värmeforsk

Jernkontoret, 2013, <http://www.jernkontoret.se/>

Kraft-värme-PCR:en (Settervall 2011): Product Category Rules CPC 171 & 173: Electricity, Steam, and Hot and Cold Water Generation and Distribution DATE PAGE 2011-12-05, The International EPD system

Lulekraft, 2013, <http://www.lulekraft.se/verksamhet/fakta-om-verket.aspx>

Martinsson, F., Gode, J., Ekvall, T., 2012, Kraftvärmeallokeringar, Fjärrsyn rapport 2012:8, Svensk Fjärrvärme AB

Naturvårdsverket 2013 Vägledning och lagstiftning inom deponiområdet
<http://www.naturvardsverket.se/Start/Produkter-och-avfall/Avfall/Hantering-och-behandling-av-avfall/Deponering-av-avfall/Lagstiftning-och-vagledning/>

Nydahl, Magnus, 2013, SSAB, Personlig kommunikation

Paulrud, S., Fridell, E, 2008, Uppdatering av klimatrelaterade emissionsfaktorer, Energimyndigheten

Persson, A, Rydstrand C, Hedenskog P. 2005. Allt eller inget – Systemgränser för byggnaders uppvärmning. 2005. ÅF

Rihm, Thomas, 2013, Statens Geologiska Institut, Personlig kommunikation

Sundqvist, Jan-Olov, 2013, IVL Svenska Miljöinstitutet Personlig kommunikation

Värmemarknadskommittén, 2013, Överenskommelser i Värmemarknadskommittén 2012 om synen på bokförda miljövärden för fastigheter uppvärmda med fjärrvärme, justerad i januari 2013 med värden för 2012

Marginalbränslen

Aleklett K., Höök M., Jakobsson K, Lardelli M., Snowden S. & Söderbergh B., 2010, *The Peak of the Oil Age – Analyzing the world oil production Reference Scenario in World Energy Outlook 2008. Energy Policy* 38 (2010) pp. 1398–1414

Avfall Sverige, 2012a, *Svensk avfallshantering 2012*

Avfall Sverige, 2012b, *Kapacitetsutredning 2011. Tillgång och efterfrågan på avfallsbehandling till år 2020*, RAPPORT F2012:03

Avfall Sverige, 2012c, *Assessment of increased trade of combustible waste in the European Union*, RAPPORT F2012:4

Berndes, G., Hoogwijk, M., van den Broek, R., (2003) The contribution of biomass in the future global energy supply: a review of 17 studies, *Biomass and Bioenergy* 25 (2003) 1 – 28

Curran M. A., Mann M., Norrisc G., 2005, Note from the field The international workshop on electricity data for life cycle inventories, *Journal of Cleaner Production* 13 (2005) 853e862

Ekvall T., Frees N., Nielsen P.H., Person L., Ryberg A., Weidema B., Wesnæs M., Widheden J., 1998, *Life cycle assessment on packaging systems for beer and soft drinks – Main report*. Köpenhamn, Danmark: Danska naturvårdsverket

Ekvall T. & Weidema, B., 2004, System Boundaries and Input Data in Consequential Life Cycle Inventory Analysis, *Int J LCA* 9 (3), pp. 161–171.

Elforsk, 2008a, *BIOKONK Konsekvenser för energi- och skogssektorn av förändrad efterfrågan på biomassa - Sammanfattande rapport*, Elforsk rapport 08:60

Elforsk, 2008b, *BIOKONK Konsekvenser för energi- och skogssektorn av förändrad efterfrågan på biomassa - Delrapport 3* Elforsk rapport 08:63

Energimyndigheten, 2009, Ett nytt ben i det svenska energisystemet – Biobränsle

Energimyndigheten., 2011. Energiläget 2011. Eskilstuna: Energimyndigheten.

Energimyndigheten, 2011b, Energiförsörjningen i Sverige år 2030
En konsekvensanalys av gällande styrmedel

Energimyndigheten, 2012b, Energiläget 2012

Energimyndigheten, 2012a, <http://www.energimyndigheten.se/sv/Statistik/Regional-och-kommunal-statistik/Branslen-och-sektorer/Branslen/Naturgas/>

Energimyndigheten, 2012c, <http://energikunskap.se/sv/FAKTABASEN/Vad-ar-energi/Energibarare/Fossil-energi/Kol/>

EUBionet3, 2010, Solutions to overcome barriers in bioenergy markets in Europe D2.2

Flodin, P, 2005, *Hampa som energigröda*, Göteborgsuniversitet

Gode, J., Martinsson F, Hagberg L, Öman A, Höglund J, Palm D (2011)
Miljöfaktaboken 2011

Göhl L., 2009, Gaskonflikten mellan Ryssland och Ukraina vid årsskiftet 2008/2009. Energimarknadsinspektionen EI R 2009:02

Höök, M., Zittel, W., Schindler, J., Aleklett, K., 2010, Global coal production outlooks based on a logistic model, *Fuel* 89 (2010) 3546–3558

International Energy Agency, 2005, Resources to Reserves: Oil and Gas Technologies for the Energy Markets of the Future. IEA Publications ISBN: 92-64-109-471 – 2005.

International Energy Agency, 2011b, *Golden age of gas*

International Energy Agency, 2011, *World Energy Outlook 2011*

International Energy Agency Bioenergy, 2011, *Global Wood Pellet Industry Market and Trade Study*

Jakobsson, K., Bentley, R., Söderbergh, B., Aleklett, K., 2012, The end of cheap oil: Bottom-up economic and geologic modeling of aggregate oil production curves *Energy Policy* 41(2012)860–870

Jelse K., Bolin L., Ekvall T., Palm D., 2011, *Uppdragsrapport IVL Svenska Miljöinstitutet*

Magelli, F., Boucher, K., Bi, H., T., Melin S., Bonoli, A., 2008, *An environmental impact assessment of exported wood pellets from Canada to Europe*. Elsevier

Mathisen B. V., Munster M., Fruergaard T., 2009, Uncertainties related to the identification of the marginal energy technology in consequential life cycle assessments, *Journal of Cleaner Production* 17 (2009), pp. 1331-1338.

Naturvårdsverket 2012 <http://www.naturvardsverket.se/Start/Produkter-och-avfall/Avfall/Minska-avfallets-mangd-och-farlighet/>

Remme, U., Blesl, M., Fahl, U., 2008, Future European gas supply in the resource triangle of the Former Soviet Union, the Middle East and Northern Africa, *Energy Policy* 36 (2008) 1622–1641

Retzner, C., 2011, *På spår, Transporter av avfall på järnväg, en möjlighet*, Avfall Sverige U2011:01

Rosenqvist, H., 2010, *GRÖDOR FRÅN ÅKER TILL ENERGI Kalkylmetodik för lönsamhetsjämförelser mellan olika markanvändning* Värmeforsk 1128

Sköldberg H. & Unger T., 2008, *Effekter av förändrad elanvändning/elproduktion – Modellberäkningar*. Elforsk rapport 08:30.

Statens Energimyndighet, 2008, *Koldioxidvärdering av energianvändning, underlagsrapport*

Sundqvist, J-O, Stenmarck, Å., Ekvall, T., 2010, *Model for future waste generation*, IVL B1933

Sundqvist, J-O, 2012, Muntlig kommunikation

Svensk Fjärrvärme, 2011, *FJÄRRVÄRMEN I FRAMTIDEN KONKURRENSSITUATION I ETT FRAMTIDA HÅLLBART ENERGISYSTEM*

Svensk Fjärrvärme, 2012, <http://svenskfjarrvarme.se/Statistik--Pris/Fjarrvarme/Energitillforsel/>

Svensk Fjärrvärme, 2012b, Miljövärdering 2012 Guide för beräkning av fjärrvärmens miljövärden

Weidema B.P., Niels F. & Nielsen A-M., 1999, Marginal Production Technologies for Life Cycle Inventories, *Int. J. LCA* 4 (1), pp. 48–56.

Environmental Footprint of Products

EU. 2008, Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions on the Sustainable Consumption and Production and Sustainable Industrial Policy Action Plan {SEC(2008) 2110} {SEC(2008) 2111}

EU. 2011, Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions on Roadmap to a Resource Efficient Europe /* COM/2011/0571 final */

EU. 2010, European Commission, DG Environment, Product Carbon Footprinting – a study on methodologies and initiatives Final report July 2010

EU. 2012 DG Environment, Environmental footprint of products, http://ec.europa.eu/environment/eussd/product_footprint.htm

JRC IES. 2012 Draft final methodology Product Environmental Footprint Guide, <http://ec.europa.eu/environment/eussd/pdf/footprint/PEF%20methodology%20final%20draft.pdf>

Lindfors, Lars-Gunnar, 2013, IVL Svenska Miljöinstitutet Personlig kommunikation

Lindfors, L-G, Ekvall, T., Eriksson, E., Rydberg, T., Jelse, K., 2012, The ILCD Handbook in a nutshell, IVL B2020

Nordiska ministerrådet, 1995, Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment

bilaga 1 – Deltagare Intressentanalys

Inom ramen för projektet så genomfördes en intressentanalys genom intervjuer och en Delphiworkshop. Vi vill tacka alla deltagande för deras värdefulla bidrag till detta projekt!

Intervjuer

Under hösten 2012 hölls åtta intervjuer om primärenergifaktorer och emissionsfaktorer för avfallsbränslen. Följande personer deltog i intervjuerna:

Agneta Persson, WSP Sverige AB

Leif Gustavsson, Linné Universitet, Professor i byggteknik

Lia Detterfelt , Renova

Jan- Olov Sundqvist, IVL Svenska Miljöinstitutet

Johan Sundberg, Profu

Johan Tjernström, Akademiska Hus

Lars Jacobsson, SYSAV Industri AB

Kund

Delphiworkshop

Den 22 oktober 2012 anordnades en workshop i projektet om primärenergifaktorer och emissionsfaktorer för avfallsbränslen. Följande personer deltog i workshopen:

Charlotta Klintberg, Öresundskraft

Emelie Johansson, NCC Construction Sverige AB

Erik Dotzauer, Fortum Värme

Jacob Sahlén, Avfall Sverige

Johan Lundén, Tekniska verken i Linköping

Johan Tjernström, Akademiska Hus

Jon Iver Bakken, Hafslund

Jan- Olov Sundqvist, IVL Svenska Miljöinstitut

Karin Bäcker, Falkenberg Energi

Karin Ekh, Göterborg Energi

Romel Makdessi, E. ON

Sten Johansson, SÖRAB

VÄRDERING AV FJÄRRVÄRMENS RESURSEFFEKTIVITET

Vad är egentligen avfallsförbränning och hur ska den värderas? Handlar det om destruktion av avfall, om energiproduktion eller om en kombination av de två?

Forskarna på IVL har vidareutvecklat sin metod för att beräkna fjärrvärmens primärenergifaktorer, ett mått på hur effektivt ett system är från energikällan till slutprodukten. De har också tagit fram emissionsfaktorer för avfallsbränslen och restenergier. Det finns inte någon objektiv sanning för hur man beräknar miljöpåverkan från avfallsbränslen. Men det finns ett perspektiv som man inom projektet anser vara rätt. Det innebär att avfallet betraktas som just avfall. Primärenergifaktor sätts därmed till noll och utsläppen från avfallsförbränning fördelas mellan energiproduktionen och avfallsdestruktionen. Det betyder en låg primärenergifaktor och relativt låga emissioner för fjärrvärme producerat med avfall.

Här görs en analys av hur EU:s kommande Product Environmental Footprint Guide kan tillämpas på fjärrvärme. För branschen är det intressant att följa det fortsatta europeiska arbetet med särskilt fokus på utvecklingen av regler som är specifika för en produktkategori. Här visas också vilka effekter en ökad efterfrågan på ett bränsle får på kort och på lång sikt. Vilken typ av teknik har kapacitet att möta en ökad efterfrågan och var i världen sker ökningen? Vad är primärenergifaktorn för den identifierade tekniken? Forskarna har analyserat avfall, biobränslen, kol, olja, naturgas och el för att identifiera marginaltekniker för bland annat el och värme.

Rapporten vänder sig till alla som arbetar med miljövärdering av fjärrvärme och avfall.