

CO₂-utsläpp från framtida avfallsförbränning

**Delprojekt 5 inom projektet Perspektiv på framtida
avfallsbehandling (PFA)**

Mattias Bisailon

Lia Detterfelt

Stig Edner

Pål Mårtensson

CO₂-utsläpp från framtida avfallsförbränning

- Delprojekt 5 inom projektet ”Perspektiv på framtida avfallsbehandling (PFA)”

CO₂-emissions from future waste incineration

- Project 5 within the project ”Perspectives on sustainable waste treatment (PFA)”

Mattias Bisaillon, Profu
Lia Detterfelt, Renova
Stig Edner, Sysav Utveckling
Pål Mårtensson, Kretsloppskontoret

Projektnummer WR-35
År: 2013
WASTE REFINERY
SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut
Box 857, 501 15 Borås
www.wasterefinery.se
wasterefinery@sp.se
ISSN 1654-4706

Sammanfattning

Användningen av fossila bränslen inom fjärrvärmesystemen i Sverige har minskat kraftigt. Med ett fortsatt tryck från samhället på minskade emissioner av växthusgaser är det sannolikt att användandet av dessa bränslen kommer att minska ytterligare. Den större återstående utsläppskällan av fossil koldioxid (CO₂) från fjärrvärmesystemen 2020 är avfallsförbränning med energiåtervinning i form av el och värme.

Målet med detta projekt var att ur två perspektiv (skorstensperspektivet och systemperspektivet) analysera framtida emissioner av fossil CO₂ från svensk avfallsförbränning inom de svenska el- och fjärrvärmesystemen. Genom att studera bägge perspektiven samtidigt ger resultaten svar på huruvida förändringar av emissionerna i ett perspektiv ger motsvarande eller motsatta effekter sett från det andra perspektivet. Syftet var också att göra kostnadsuppskattningar för de utsläppsminskande åtgärder som studeras för avfalls-, energi- och materialproduktionssystem. Dessa kostnader relaterades till priset på utsläppsrätter inom EU:s handelssystem och till svensk koldioxidbeskattning.

Projektet genomfördes under år 2012 som ett delprojekt inom forskningsprojektet "Perspektiv på framtida avfallsbehandling" (PFA).

Följande åtgärder studerades för att minska klimatpåverkan från avfallsförbränning med energiåtervinning i form av el och värme:

- A. Övergång av produktion av plast (HDPE) från fossil råvara till förnybar råvara
- B. Ökad insamling och materialåtervinning av förpackningsplast
- C. Insamling och materialåtervinning av kommunplast (annan plast än förpackningsplast, t.ex. av möbler, leksaker, dunkar, rör, hinkar, pulkor, backar och pallar)
- D. Insamling av kommunplast till deponering (OBS! Ej tillåtet med dagens regelverk men inkluderat som ett alternativ till att avskilja och deponera CO₂, åtgärd F)
- E. Insamling av kommunplast och förbränning vid cementindustrier
- F. Avskiljning och deponering av förnybar och fossil CO₂
- G. Ökad elverkningsgrad vid avfallsförbränning

De viktigaste slutsatserna från detta projekt är följande:

- I ett skorstensperspektiv var 2011 de totala fossila CO₂-utsläppen från svensk avfallsförbränning med energiåtervinning i form av el och värme ca 1,9 Mton. Detta motsvarar ca 25 % av Sveriges totala utsläpp av fossil CO₂ från el- och värmeproduktion och ca 23 % av Sveriges totala utsläpp av växthusgaser från el- och värmeproduktion. Vidare motsvarar det drygt 3 % av Sveriges totala utsläpp av växthusgaser. Men i ett systemperspektiv innebär svensk avfallsförbränning att de klimatpåverkande utsläppen minskar när deponering ersätts.
- Det finns många faktorer som påverkar de framtida fossila CO₂-utsläppen från svensk avfallsförbränning med energiåtervinning. Det är t.ex. den framtida tillväxten för plaster baserade på förnybar råvara, konsumtionsmönster och sammansättning av avfall, avfallsförebyggande, styrmedel och marknadsförutsättningar för ökad materialåtervinning av plast, kapacitetsutveckling för avfallsförbränning samt typ och mängd av importerat avfallsbränsle.

- I ett skorstensperspektiv skulle de totala fossila CO₂-utsläppen öka med knappt 0,6 Mton till 2,5 Mton CO₂ år 2020. Detta under förutsättning att dagens fossila utsläpp per ton förbränt avfall består även 2020 och att alla planer på utbyggd avfallsförbränningskapacitet förverkligas och utnyttjas fullt ut genom import. Men i systemperspektiv innebär utbyggnaden netto **minskning** av klimatpåverkande utsläpp med drygt 1,0 Mton CO₂-ekvivalenter givet att importen ersätter deponering i avsändarländerna.
- För åtgärderna A–F ovan sker en reduktion av utsläppen ur ett skorstensperspektiv. I ett övergripande systemperspektiv, dvs när andra förändringar vägs in förutom förändringen vid skorstenen, så minskar utsläppen av växthusgaser för samtliga sju åtgärder A–G.
- Störst utsläppsreduktion per ton avfall som respektive åtgärd omfattar, uppvisar övergång från fossil till förnybar HDPE (A) och utsortering och materialåtervinning av plastförpackningar (B). Detta gäller både i skorstens- och systemperspektiv.
- Tittar man på de totala potentialerna för utsläppsreduktionen år 2020 ligger de i intervallet 0-50 (skorstensperspektiv) respektive 30-170 kton CO₂-ekv. (systemperspektiv) för alla de studerade åtgärderna utom för avskiljning och deponering av förnybar och fossil CO₂ (F).
- Avskiljning och deponering av förnybar och fossil CO₂ (F) uppvisar den överlägset största potentiella utsläppsreduktionen både ur skorstens- och systemperspektiv (1020 respektive 970 kton CO₂-ekv.). Vid de anläggningar där tekniken appliceras blir avfallsförbränningen en CO₂-sänka som reducerar mängden CO₂ i atmosfären. Denna åtgärd är dock behäftad med de största osäkerheterna och det är tveksamt om tekniken kommer att vara kommersiellt tillgänglig och applicerbar år 2020.
- Samtliga åtgärder innebär uppskattade merkostnader i intervallet 80 – 190 euro/ton CO₂-ekv. I ett systemperspektiv är kostnaderna för respektive åtgärd för utsläppsreduktion höga i jämförelse med det europeiska priset på utsläppsrätter som bedöms ligga i intervallet 10-60 euro/ton CO₂ fram till 2030. Däremot ligger merkostnaderna för flera av åtgärderna i nivå med eller t.o.m. under den svenska beskattningen på CO₂ som uppgår till 110 euro/ton CO₂ i sitt grundutförande.
- Åtgärden med lägst uppskattad merkostnad per utsläppsreduktion (knappt 80 euro/ton CO₂-ekv.) utgörs av utsortering av kommunplast via återvinningscentraler som sedan används som bränsle i cementtillverkning (E). Utsläppsreduktionen uppstår framförallt genom att plasten ersätter kol som bränsle vid cementindustrin medan den minskade förbränningen av plast i avfallsförbränning med el- och värmeproduktion till stor del ersätts av förnybara bränslen (framförallt vid alternativ värmeproduktion) i andra anläggningar.

Nyckelord: *avfallsförbränning, energiåtervinning, materialåtervinning, CO₂, klimatpåverkan, utsläppsrätter*

Summary

The use of fossil fuels in Swedish district heating systems has fallen sharply. With continued pressure from society to reduce emissions of greenhouse gases, it is likely that the use of these fuels will decrease further. The major remaining source of emissions of fossil carbon dioxide (CO₂) from district heating systems 2020 is waste incineration with energy recovery in the form of electricity and heat.

The aim of this project was, from two perspectives (stack perspective and system perspective), to analyze future emissions of fossil CO₂ from Swedish waste incineration in the Swedish district heating systems. By studying both perspectives at the same time, the results answer whether changes in emissions in one perspective give similar or opposite effects seen from the other perspective. The purpose was also to make cost estimates for emission reduction measures affecting waste, energy and material production system. These costs were related to the price of allowances in the EU ETS and to the Swedish carbon tax.

The project was performed in 2012 as a part of the research project "Perspectives on sustainable waste treatment (PFA)".

The following measures were studied to reduce the climate impact of waste incineration with energy recovery in the form of electricity and heat:

- A. Production of plastic (HDPE) from renewable raw materials instead of fossil raw materials
- B. Increase in collection and recycling of plastic packaging
- C. Collection of municipal plastic (plastic other than plastic packaging, such as furniture, toys, cans, tubes, buckets, sleds, crates and pallets) for recycling
- D. Collection of municipal plastic for landfilling (NOTE: Not permitted with current Swedish regulations, but included as an alternative to capture and storage CO₂, Measure F)
- E. Collection of municipal plastic and combustion in cement industries
- F. Capture and storage of renewable and fossil CO₂
- G. Increased electrical efficiency at waste incineration

The main conclusions from this project are:

- In a stack perspective, the total fossil CO₂ emissions from Swedish waste incineration with energy recovery in the form of electricity and heat 2011 amounted to about 1.9 million tonnes. This represents approximately 25 % Sweden's total emissions of fossil CO₂ from electricity and heat production and 23% of Sweden's total emissions of greenhouse gases from electricity and heat production. Furthermore, it is equivalent to more than 3% of Sweden's total emissions of greenhouse gases. But in a system perspective, Swedish incineration with energy recovery means that the emissions of greenhouse gases decrease when landfilling is replaced.
- There are many factors that affect the future of fossil CO₂ emissions from Swedish waste incineration with energy recovery. It is, for example, the future growth of plastics based on renewable raw materials, product consumption and composition

of waste, waste prevention, instruments and market conditions for increased recycling of plastic, capacity development for waste incineration and the type and the amount of imported waste fuel.

- Assuming that today's fossil fuel emissions per tonne of waste incinerated is the same in 2020, the total fossil CO₂ emissions could increase by almost 0.6 million tonnes (to 2.5 million tonnes of CO₂) in 2020 when all plans for expanded waste incineration capacity are realized and exploited fully by imports. But from a system perspective, the expansion means a **reduction** of greenhouse emissions by over 1.0 million tonnes of CO₂-equivalents given that the imports replace landfilling in the exporting countries.
- The measures A-F lead to reduction of stack emissions. In a system perspective, i.e. when other changes are taken into account in addition to the change in the stack, all seven measures A-G lead to reduced greenhouse gas emissions.
- The largest emission reduction per tonne of waste exhibits production of plastic (HDPE) from renewable raw materials instead of fossil raw materials (A) and the collection and recycling of plastic packaging (B). This applies to both the stack and the system perspective.
- The overall emission reduction potential in 2020 is in the range 0-50 (stack perspective) and 30-170 ktonne CO₂ eq. (system perspective) for all the studied measures except for the capture and storage of renewable and fossil CO₂ (F).
- Capture and storage of renewable and fossil CO₂ (F) exhibits by far the largest emission reduction potential from both the stack and from the system perspective (1020 and 970 ktonne CO₂ eq. respectively). At the facilities where the technology is applied, the waste incineration will work as a CO₂ sink that reduces the amount of CO₂ in the atmosphere. This measure, however, has large uncertainties and it is doubtful if the technology will be commercially available and applicable in 2020.
- All the measures mean additional estimated costs in the interval 80-190 euro/tonne CO₂-eqv. In a system perspective, these costs are high in comparison with price of allowances in the EU ETS (estimated to be in the interval 10-60 euro/tonne CO₂-eqv. up to 2030). In contrast, the additional cost of several of the measures is at the same level or even under the Swedish tax on CO₂, which amounts to 110 euro/tonne CO₂.
- The measure with the lowest estimated additional cost per emission reduction (almost 80 euro/tonne CO₂ eq.) is the sorting of municipal plastics through recycling centers and the use of this plastics as fuel in cement production (E). Emission reduction occurs primarily through the plastics replacing coal as fuel in the cement industry, while the decreased combustion of plastics at waste incineration with heat and power production largely is replaced by renewable fuels (especially for heat production) in other facilities.

Keywords: *waste incineration, energy recovery, recycling, CO₂, climate change, emission allowances.*

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	1
1.1	PROBLEMBESKRIVNING – DELPROJEKT 5	2
1.2	SYFTE OCH MÅL	3
1.3	AVGRÄNSNINGAR	4
2	BAKGRUND	5
3	MODELLER OCH METODIK	8
3.1	STUDERADE SYSTEM	8
3.2	AVFALLSHANTERING I ORWARE	10
3.3	FJÄRRVÄRMEPRODUKTION I NOVA	12
4	FÖRUTSÄTTNINGAR OCH STUDERADE ÅTGÄRDER (A-G)	14
4.1	METODIK OCH ARBETSGÅNG	14
4.2	GRUNDFALL 2020	14
4.3	STUDERADE ÅTGÄRDER	16
5	RESULTAT	22
5.1	KLIMATPÅVERKAN FRÅN SVENSK AVFALLSFÖRBRÄNNING MED EL- OCH VÄRMEPRODUKTION	22
6	DISKUSSION	41
7	SLUTSATSER	45
8	REKOMMENDATIONER OCH ANVÄNDNING	47
9	LITTERATURREFERENSER	49
A.	FÖRUTSÄTTNINGAR I GRUNDFALL 2020	52
B.	ÖVRIGA CENTRALA INDATA OCH FÖRUTSÄTTNINGAR	57

1 Inledning

Projektet ”Perspektiv på framtida avfallsbehandling” är delvis en fortsättning på tidigare WR-projekt (WR04 och WR21) men framförallt ett nytt projekt inom området systemanalys. Projektet avser att djupstudera fem olika delområden (i ansökan kallat för forskningsfokus) för den framtida svenska avfallsbehandlingen. De områden som valts ut är högaktuella för den svenska avfallshanteringen och enligt Profus bedömningar mycket väsentliga för hur den framtida svenska avfallsbehandlingen kommer att utvecklas. Områdena är svåra att greppa och bör studeras i ett övergripande systemperspektiv för att skapa mer kunskap om den framtida utvecklingen och insikter om hur man kan/bör påverka denna utveckling. Kunskaperna kan också användas för att styra inriktningen av mer detaljerade forsknings- och utvecklingsprojekt inom avfallsbehandlingssystemet, exempelvis den inom Waste Refinery. De fem delområdena behandlar frågor som har direkt koppling till hur avfallsbehandlingen med förbränning och biologisk behandling kan komma att utvecklas.

I sin helhet utnyttjar projektet befintlig systemanalytisk kunskap och befintliga beräkningsmodeller för att studera några utvalda områden som bedömts som väsentliga för utvecklingen av svensk avfallsbehandling. Stor vikt läggs också på kommunikationen ut från projektet till samhällets avfallsaktörer (forskare, verksamhetsutövare, myndigheter och beslutsfattare).

En övergripande sammanfattning av projektet ges i Figur 1. I figuren har projektet beskrivits i tre delar: **Kunskapsbas**, **Forskningsfokus** och **Kommunikation**.

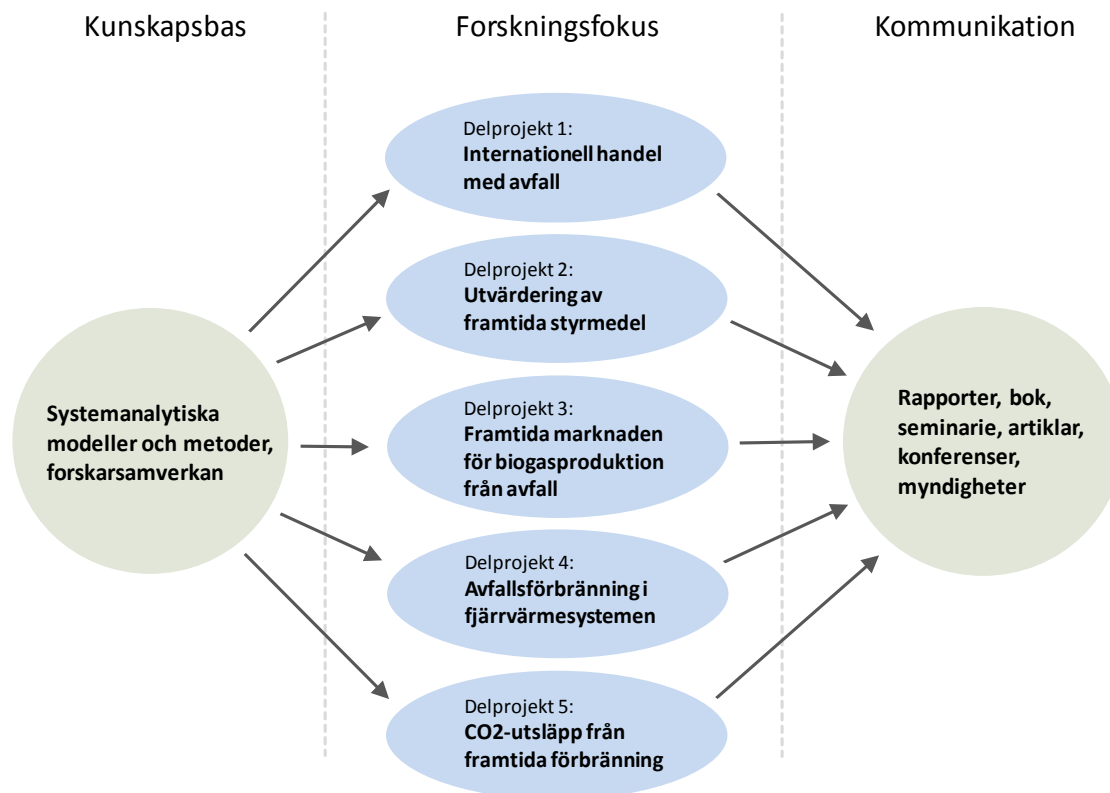
Kunskapsbasen är den grund med systemanalytiska modeller/metoder, forskarnätverk mm som behövs för genomförandet av de fem delprojekten. Större delen av denna utgörs av det modelleringskoncept som togs fram i tidigare WR-projekt (WR04 och WR21) men här ingår även andra modeller som utvecklats i andra forskningsprojekt samt befintliga systemkunskaper inom området. Här ingår även kunskapsutbyte med andra forskargrupper t.ex. Naturvårdsverkets program Hållbar Avfallshantering. Kunskapsbasen finns till stora delar redan idag och kommer att tillföras detta projekt och endast mindre anpassningar, och därmed små resurser, kommer att krävas för att anpassa modellerna till de forskningsfrågor som ska lösas inom delprojekten.

Forskningsfokus är rubriken på det forskningsarbete som görs inom hela projektet. Här återfinns fem olika delprojekt som behandlar de utvalda aktuella områdena. Större delen av projektets arbete och därmed projektets resurser läggs på dessa delprojekt. De forskningsprojekt som inkluderas är:

1. Internationell handel med avfall,
2. Utvärdering av framtida styrmedel,
3. Framtida marknad för biogasproduktion,
4. Avfallsförbränning i fjärrvärmessystemen samt
5. CO₂-utsläpp från framtida avfallsförbränning.

Presentationen av resultaten från projektet beskrivs under en separat rubrik, **Kommunikation**. Att på ett effektivt sätt kommunicera resultaten från ett forskningsprojekt är ofta svårt och dessutom ett område som ofta har nedprioriterats.

Vanligt är att man nöjer sig med en relativt snäv forskarkommunikation. Vi har här valt ett något mer ambitiöst program för hur resultaten kan kommuniceras till en bredare publik genom att definiera flera olika vägar fram till våra utvalda målgrupper.



Figur 1. Översikt av "Perspektiv på framtida avfallshantering"

Figure 1. Overview of "Perspectives on sustainable waste treatment"

I denna rapport redovisas resultaten av delprojekt 5 "CO₂-utsläpp från framtida avfallsförbränning". Delprojekt 1, 2 och 4 startade i början av 2011 medan delprojekt 3 och 5 startade vid årsskiftet 2011/2012. Samtliga delprojekt slutrapporteras vid årsskiftet 2012/2013. I alla delprojekt används samma förutsättningar för att beskriva omvärlden. Detta kan t.ex. gälla energipriser, skatter och andra styrmedel. Delprojekt 5 har framförallt interagerat med delprojekt 1, 2 och 4. Delprojekt 1 studerar förutsättningarna vid import av avfall vilket gett underlag för antaganden kring importerat avfall i delprojekt 5. I delprojekt 2 ingår utsläppsrätter för avfallsförbränning som ett av de studerade styrmedlen, vilket gjort att modelleringen i delprojekt 2 kunnat användas och vidareutvecklas i delprojekt 5. Delprojekt 4 har gett underlag till modelleringen av förändrad fjärrvärmeproduktion i delprojekt 5.

1.1 Problembeskrivning – delprojekt 5

Användningen av fossila bränslen inom fjärrvärmesystemen i Sverige har minskat kraftigt. Med ett fortsatt tryck från samhället på minskade emissioner av växthusgaser är det

sannolikt att användandet av dessa bränslen kommer att minska ytterligare. Den stora utsläppskällan av fossil CO₂ från fjärrvärmesystemen som då återstår är avfallsförbränning. Detta kommer troligen att leda till ett ökat tryck på att även få ned emissionerna av CO₂ från avfallsförbränning. Ytterligare en faktor som kan komma att öka fokus på utsläppet från avfallsförbränning är att dessa anläggningar inkluderas i EU:s handel med utsläppsrätter från och med 2013. Givet detta så kommer det att uppstå ett ekonomiskt incitament för att minska emissionerna av fossil CO₂ från svensk avfallsförbränning.

Det finns ett antal olika vägar att gå för att minska emissionerna av fossil CO₂ från avfallsförbränning. Exempel på detta är

- Minskad användning av fossil plast i samhället, antingen genom minskat användande av plast eller genom en övergång till plast som producerats från en förnybar råvara
- Utsortering av fossila fraktioner, främst plast. Detta kan ske genom såväl källsortering (t.ex. genom ett utökat producentansvar) som central utsortering av fossila fraktioner
- Avskiljning och lagring av CO₂ som uppstår vid förbränningen
- Ökad verkningsgrad i anläggningarna. Därigenom minskar utsläppet av fossil CO₂ i förhållande till den energi som genereras

Frageställningarna är mycket intressanta att studera dels på anläggningsnivå (skorstensperspektiv), dvs hur förändras emissionerna från själva anläggningen, dels på en övergripande nivå (systemperspektiv). Anledningen är att de åtgärder som vidtas för att minska emissionerna från anläggningen inte nödvändigtvis behöver leda till minskade emissioner totalt sett. Ett exempel är om utsortering av en fossil fraktion kräver en stor insats av energi. I ett sådant fall skulle resultatet från ett systemperspektiv kunna visa på att de totala emissionerna av växthusgaser ökar, trots att emissionerna från själva anläggningen minskar. Ett annat exempel är om energiproduktionen från avfallsförbränningen minskar när åtgärder sätts in för att minska växthusgasemissionerna. Detta resulterar då i att utsläppen i el- och fjärrvärmesystemet ökar vid anläggningar för produktion av ersättningsenergin.

1.2 Syfte och mål

Det övergripande syftet med projektet är att bidra med kunskap till anläggningsägare, beslutsfattare, lagstiftare för avfall och andra intressenter i avfallsbranschen rörande framtida emissioner av CO₂ från avfallsförbränning med energiåtervinning i form av el och värme.

Målet med projektet var att ur två perspektiv (skorstensperspektivet och systemperspektivet) analysera framtida emissioner av fossil CO₂ från svensk avfallsförbränning inom de svenska fjärrvärmesystemen. Genom att studera bägge perspektiven samtidigt ger resultaten svar på huruvida förändringar av emissionerna i ett perspektiv ger motsvarande eller motsatta effekter sett från det andra perspektivet. Syftet var också att göra kostnadsuppskattningar för de utsläppsminskande åtgärder som studeras för avfalls-, energi- och materialproduktionssystem. Dessa kostnader relaterades till priset på utsläppsrätter inom EU:s handelssystem och till svensk koldioxidbeskattning.

Målgrupperna för detta projekt är verksamhetsutövare inom avfalls- och energisektorn, beslutsfattare, myndigheter och forskare.

1.3 Avgränsningar

Projektet avgränsas av frågeställningarna som beskrivits ovan. Geografiskt är Sveriges avfallssystem i fokus, men delar av det interagerar på en marknad som sträcker sig längre bort, vilket tas hänsyn till. Det tydligaste exemplet på detta är kedjan för insamling och återvinning av plast, där insamling sker i Sverige medan sortering, upparbetning och användning av återvunnen produkt kan ske i Sverige, i övriga Europa och/eller i Asien. De studerade systemen och systemavgränsningarna (t.ex. rörande materialåtervinning) beskrivs vidare i avsnitt 3.1. Avfallsförbränning modelleras som avfallskraftvärme motsvarande den genomsnittliga el- och värmeproduktionen på nationell nivå.

I projektet avgränsas resultaten till ekonomi och klimatpåverkan. För de åtgärder som studeras inkluderas i klimatpåverkan även de förändringar som sker av utsläpp av metan och lustgas (se även bilaga B). Ingen annan typ av miljöpåverkan (t.ex. övergödning, förorening, toxicitet etc) studeras. Vidare inkluderas heller ingen analys av påverkan på människors hälsa, varken i användarledet (t.ex. när återvunnen plast används i olika applikationer) eller i avfallshanteringsledet (t.ex. arbetsmiljö vid olika sorterings- och behandlingsprocesser).

2 Bakgrund

Avfallssystemet i Sverige har under lång tid genomgått förändringar som syftar till minskad miljöpåverkan från avfallshanteringen. Profu har under lång tid följt och analyserat styrmedel och förslag till sådana, samt förändringar av avfallssystemet både på forskningsbasis, konsultbasis och som experter i flertalet offentliga utredningar (SOU). Renova och Sysav är regionala avfallsbolag som har en omfattande verksamhet inom avfallsområdet och som innefattar bland annat insamling, sortering och behandling av avfall. Man har också två av Sveriges största avfallsförbränningsanläggningar med el- och värmeproduktion. Kretsloppskontoret i Göteborg är en kommunal förvaltning som arbetar med att på ett effektivt och miljömässigt sätt få hushållsavfall återanvänt, återvunnet eller omhändertaget. Renova, Sysav och Kretsloppskontoret driver kontinuerligt utvecklingsprojekt inom avfallsområdet.

Inom ramen för Waste Refinery har Profu genomfört projektet ”Termisk och biologisk behandling ur ett systemperspektiv” (WR04 och WR21). Målsättningen med projekten var att ur ett systemperspektiv utvärdera nya och förbättrade tekniker för behandling av organiskt avfall från hushåll och verksamheter. Utvärderingen genomfördes genom detaljerade systemanalyser över avfalls- och energisystemen i Göteborg och Borås. Resultatet från projektet utgörs av kvantifierade ekonomiska och miljömässiga prestanda för ett flertal nya avfallsbehandlingstekniker under förutsättning att de implementeras i de bägge kommunernas avfallsbehandlingssystem. Dessa resultat är ämnade att nyttjas som underlag för beslutsfattare vid beslut om framtida utformning av behandlingssystemen i de två kommunerna. Som resultat har även erhållits aktuella och validerade modeller över avfallssystemen i Göteborg och Borås. Modellerna beskriver avfallsflöden samt befintliga och framtida behandlingstekniker. Som output från modellerna ges ekonomiska resultat, emissioner av växthusgaser samt emissioner av försurande och övergödande ämnen. Dessa modeller ingår i det som i detta projekt benämns Kunskapsbas.

Ett omfattande arbete med avfallssystemforskning har pågått de senaste sex åren inom forskningsprogrammet Hållbar avfallshantering, (www.hallbaravfallshantering.se) finansierat av Naturvårdsverket. Forskningsprogrammet, som nu är under avslutning, har samlat majoriteten av dem som arbetar med systemanalys av avfall just nu, och programmet beskrivs kortfattat här. Deltagare i programmet, utöver Profu är: IVL Svenska Miljöinstitutet, Chalmers, Göteborgs universitet, Högskolan i Gävle, Konjunkturinstitutet, Kungliga tekniska högskolan, Lunds universitet och Luleå tekniska universitet. Ett stort antal artiklar, rapporter, föredrag med mera har publicerats från programmet.

Inom Hållbar avfallshantering forskar man kring vilka styrmedel och strategiska beslut som kan bidra till att utveckla avfallshanteringen i en mer hållbar riktning. Programmet utgår från fyra övergripande scenarier för omvärldsutvecklingen och analyserar bland annat möjligheten för och effekter av att införa nya styrmedel inom avfallssystemet. Metodiken beskrivs bland annat i [2] och en analys av ett stort antal styrmedel finns i [3].

Inom projektet undersöks också bland annat attityder till materialåtervinning samt psykologiska aspekter av avfallshantering. Tidigt undersöktes effekter av införandet av förbränningsskatten [4].

I Norden pågår för övrigt avfallssystemforskning på Danmarks tekniska universitet. Där har man nyligen avslutat arbetet med att ta fram en modell för att miljömässigt utvärdera olika avfallshanteringssystem [5] samt både miljömässigt och ekonomiskt utvärderat ett antal insamlingssystem för material för återvinning [6].

Profu har även i ett flertal andra utredningsarbeten arbetat med frågeställningar som liknar dem som nu ämnas studeras i detta projekt. Denna kunskap har nyttjats vid arbetet i detta projekt. Nedan följer en lista på projekt där Profu arbetat eller arbetar med liknande frågeställningar:

- **Energy from Waste – an international perspective** (Avfall Sverige U2009:05)
Beskriver energiutvinning (förbränning, rötning samt insamling av deponigas) från avfall i Europa idag och i ett framtidsperspektiv
- **Klimatpåverkan från import av avfall** (Avfall Sverige U2009:06)
Beräknar klimatpåverkan från dagens import av brännbart avfall till Sverige
- **Energy from waste Potential contribution to EU renewable energy and CO₂ reduction targets** (Avfall Sverige U2009:18)
Beräknar avfallssystemets möjliga bidrag till att uppnå EU:s mål om förnybar energi och minskade utsläpp av CO₂ till år 2020
- **Kapacitetsutredning 2011. Tillgång och efterfrågan på avfallsbehandling till år 2020** (Avfall Sverige F2012:03)
En bedömning av framtida tillgång och efterfrågan på avfallsförbränning och biologisk behandling av organiskt avfall i Sverige. Liknande bedömningar har genomförts av Profu vid ett flertal tillfällen. Detta är den senast publicerade versionen
- **Assessment of increased trade of combustible waste in the European Union** (Avfall Sverige F2012:04)
Studie av möjligheter och hinder för Sverige och fem andra länder i Europa att importera brännbart avfall från länder i östra Europa med stor andel deponering
- **Fjärrvärmen i framtiden – fjärrvärmens konkurrenssituation i ett framtida hållbart energisystem** (pågående Fjärrsynprojekt)
Skall bland annat studera den framtida produktionsmixen i de svenska fjärrvärmesystemen
- **CO₂ från svensk avfallsförbränning** (2003, publ av Avfall Sverige)
Beräkningar av utsläppet av CO₂ vid förbränning av avfall i Sverige

Den sistnämnda studien illustrerar hur de fossila CO₂-utsläppen vanligtvis har beräknats för avfallsförbränning. Man utgår ifrån plockanalyser av avfallet och identifierar vilka fraktioner som består av kol med förnybart respektive fossilt ursprung. Genom att anta att allt detta kol oxideras till koldioxid vid förbränning kan man beräkna både de totala CO₂-utsläppen samt avgöra hur stor del som är av fossilt respektive förnybart ursprung.

Under 2010 och 2011 genomfördes emellertid ett omfattande projekt där tre ytterligare metoder studerades utöver att göra beräkningar utifrån plockanalyser [22]. I projektet inkluderades mätningar vid sju av Sveriges avfallsförbränningsanläggningar, däribland Renovas och Sysavs anläggningar. Varje anläggning tog prover på fast avfall och rökgasprover som båda analyserades med avseende på andelen fossilt kol vid laboratorier. Vid sidan om fasta prover och rökgasprover gjorde tre av anläggningarna plockanalyser och två anläggningar använde balansmetoden för att beräkna andelen fossilt innehåll med en

speciell programvara. Den sistnämnda metoden baseras på att det finns flera fundamentala skillnader mellan hur biogent och fossilt kol reagerar i en förbränningsprocess. Det övergripande resultatet från denna omfattande studie är att andelen fossilt kol i det avfall som förbränns i Sverige är ungefär en tredjedel och att den fossila kolhalten uppgår till ca 10 vikt-% av det förbrända avfallet. Noterbart är att både dessa beräkningar utifrån plockanalyser och äldre studier (se ovan) visar att plast utgör den dominerande källan för de fossila CO₂-utsläppen.

3 Modeller och metodik

I detta kapitel beskriver vi på en generell nivå vilka tekniska system som omfattas av systemstudien och vidare hur ansatsen med beräkningsmodeller utnyttjas för att studera dessa system.

3.1 Studerade system

Inom projektet utvärderas, både ur ett skorstensperspektiv och ur ett systemperspektiv, åtgärder för minskade utsläpp av fossil CO₂ från avfallsförbränning med energiåtervinning i form av el och värme. Med systemperspektiv menas att de olika delarna i ett avfallssystem och deras inbördes relationer ingår, såväl som avfallssystemets beroende av omgivningen som t.ex. energi- och transportsystem. Utvärderingen sker på nationell nivå i Sverige.

Eftersom avfall även är en viktig del av energisystemet genom exempelvis förbränning (fjärrvärme, el) och biogasproduktion (värme, el, fordonsgas) så omfattar utvärderingen både avfalls- och energisystemet. I Figur 2 ges en schematisk beskrivning av avgränsningen för avfalls- och fjärrvärmesystemet och hur det interagerar med andra viktiga tekniska system i dess omvärld. Avfallssystemet illustreras med gulgrön färg och benämns ”Avfallsbehandlingssystem”.

De system som tillhör omgivningen är markerade med blå färg i Figur 2. Flera av dessa interagerar tydligt med avfallsbehandlingssystemet. För att beskriva konsekvensen av en förändring i systemet och därmed beskriva den resulterande miljömässiga och ekonomiska effekten av denna förändring, måste effekterna även i dessa omkringliggande system studeras och kvantifieras. Hur denna omvärld beskrivs och modelleras kan vara avgörande för resultaten speciellt när den resulterande miljöpåverkan ska bedömas. Att fånga konsekvenserna i omgivningen kan ibland innebära omfattande analyser med kompletterande modeller.

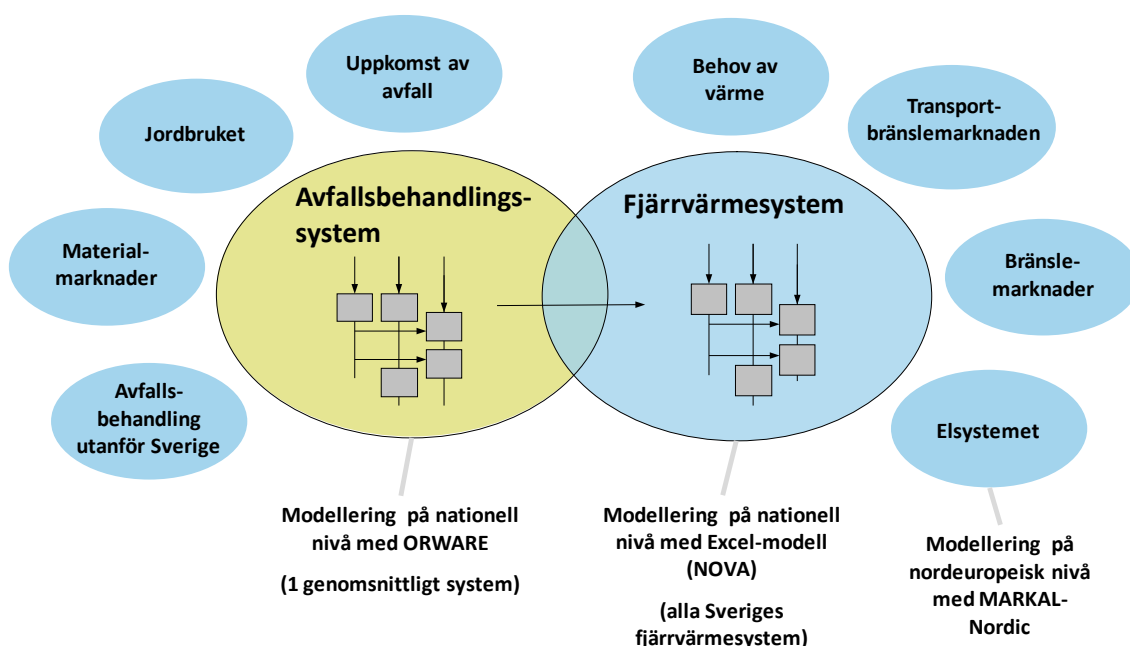
Ett av de viktigaste omvärldssystemen är fjärrvärmesystemet. Inom begreppet fjärrvärmesystemet återfinns även elproduktion från kraftvärmeanläggningar kopplade till fjärrvärmesystemet. Fjärrvärmesystemet är viktigt för analyserna och studeras med en separat modell (NOVA-modellen som beskrivs i avsnitt 3.3). I praktiken innebär en modellstudie en iteration mellan två modeller, ORWARE för avfallssystemet (se avsnitt 3.2) och NOVA för fjärrvärmesystemet. NOVA används för att modellera de individuella fjärrvärmesystem som påverkas av förändrad avfallsförbränning.

När det gäller återvinning följs materialet från insamling tills det bearbetats till sådan kvalitet att det kan ersätta motsvarande material producerat från jungfruliga råvaror. Analysen inkluderar de rejektmängder som uppstår längs de olika stegen insamling-sortering-upparbetning och den hantering som sker av dessa. Detta inkluderar även nyttiggörande av rejekt, t.ex. effekten att användning av kol minskar i cementindustrier när rejekt från plastsortering används.

Vid förbränning inkluderas hanteringen av askor, inklusive avskiljning och återvinning av metaller.

Avgränsningen lämnar några delar av det övergripande avfallssystemet utanför systemet i fokus. Exempelvis finns inte avfallslämnarnas system med (hushållen, industrin mm). Studien gör inte heller anspråk på att beskriva och modellera alla flöden inom ett geografiskt avgränsat område, utan fokus ligger på de avfallsflöden som påverkas av de olika åtgärderna.

Förändringar i materialproduktion som får effekt i avfallssystemet eller påverkas av val i avfallssystemet inkluderas i analysen. Det förstnämnda gäller övergång till förnybar råvara (etanol) för produktion av plast där hela effekten i produktionsledet inkluderas. Det sistnämnda gäller när ökad återvinning leder till minskad produktion av material från jungfruliga råvaror.



Figur 2. Systemgräns och modeller

Figure 2. System boundary and models

I resultatanalysen studeras normalt förändringen av utsläpp till följd av en viss förändring eller åtgärd (t.ex. ökad utsortering av plast vid återvinningscentraler). Praktiskt sett beräknas effekten som differensen mellan två modellkörningar:

- En referenskörning där modellerna ställs in efter en tänkt utveckling utan någon förändring
- En körning där den tänkta åtgärden genomförs (t.ex. mer utsortering av plast till återvinning och mindre plast till avfallsförbränning än i referenskörningen)

Om man minskar avfall till förbränning (t.ex. pga ökad utsortering av plast till materialåtervinning) kommer en ledig kapacitet uppstå i förbränningsanläggningen. Genomgående i projektet antas att denna lediga kapacitet fylls med import av brännbart avfall från länder där det annars skulle deponerats (se även avsnitt 4.2). Det importerade avfallet består av en blandning av papper, trä, plast och några ytterligare avfallsfraktioner och har genomgående ett lägre värmevärde än det plastavfall som sorteras ut. Sammantaget innebär detta att både el- och värmeproduktionen från avfallsförbränning i Sverige kommer att minska samtidigt som deponering undviks i avsändarländerna. Det sistnämnda innebär att man måste ta hänsyn till avfallsbehandling utanför Sverige (se Figur 2).

När värmeproduktionen från avfallsförbränningen minskar måste övriga anläggningar i fjärrvärmesystemet öka produktionen. Detta eftersom fjärrvärmebehovet inte påverkas av att avfallsbehandlingen förändras. Bland övriga anläggningar, som får ökad drifttid, finns både anläggningar som producerar el (kraftvärmeanläggningar) och anläggningar som konsumerar el (värmepumpar). Produktionen av nettoel (produktionen – konsumtionen av el) i fjärrvärmesystemet kan därmed både öka och minska beroende på vilka bränslepriser, skatter och liknade som är aktuella för fjärrvärmeproduktion. Vidare innebär detta att den totala nettoelproduktionen i avfalls- och fjärrvärmesystemet både kan öka och minska. Detta har betydelse för resultaten då förändringar i den totala nettoelproduktionen i avfalls- och fjärrvärmesystemet kompenseras av förändringar i omvärldens elproduktion.

Tillkomst eller bortfall av elproduktion har värderats enligt metoden ”Långsiktig marginalet” vilken finns beskriven i bland annat [39]. Beräkningarna har uppdaterats för WR 35 och resulterat i en värdering motsvarande 670 kg CO₂-ekv/MWh_{el} (inklusive uppströms emissioner). Metodiken för denna värdering beskrivs i Bilaga B.

Den ekonomiska analysen utförs på ett liknande sätt som för utsläppen. Men en väsentlig skillnad är att priser används för att hantera relationen mellan avfallsbehandlings- och fjärrvärmesystemet och omvärlden. Som exempel tas importerat avfall emot till ett marknadspris och ger en intäkt till avfallsbehandlingssystemet. På så sätt kan en nettokostnad (kostnader – intäkter) beräknas för avfalls- och fjärrvärmesystemet.

3.2 Avfallshantering i ORWARE

ORWARE (ORganic WAsTe REsearch, [40][41]) är en beräkningsmodell för utvärdering av miljöpåverkan från hantering av avfall. Modellen kan hantera både fasta och flytande, organiska och oorganiska avfall från olika källor. Grunden för modellering av avfallshantering i ORWARE är att de avfallslag som hanteras kan beskrivas på elementnivå, d.v.s. deras sammansättning av näringsämnen, kol, föroreningar som tungmetaller etc.

ORWARE-modellen har utvecklats sedan början av 1990-talet. Utvecklingen startade som ett forskningssamarbete mellan KTH, SLU, JTI och IVL. Utvecklingsarbetet ledde till en rad forskningsartiklar, avhandlingar och större studier. Numera används och vidareutvecklas modellen främst av Högskolan i Gävle, Profu, SLU och JTI.

Profu har inom ramen för projekt under 2010-2012 (framförallt PFA) utvecklat ORWARE för nationella studier av avfallshantering. Detta gäller såväl tekniska data som t.ex. avfallsflöden och verkningsgrader hos olika behandlingstekniker som ekonomiska data (t.ex. behandlingarkostnader och intäkter utvunna produkter) och data rörande

klimatpåverkande utsläpp. Vidare har beskrivningen och analysmöjligheterna av olika typer av materialåtervinning och biologisk behandling breddats och fördjupats.

ORWARE är uppbyggd av ett antal moduler som beskriver en process eller behandling. För att kunna beskriva dessa olika delar som utgör avfallshanteringen krävs en stor mängd information. Inför varje nytt projekt görs en avvägning hur mycket av informationen som måste inventeras i det specifika fallet. Avfallen följs genom modellen från hushållen via insamling och transporter till behandlingsanläggningar tills slutlig användning, nya produkter eller deponering.

I det följande avsnittet presenteras de viktigaste parametrarna för modellens funktion med avseende på hantering av fast avfall. Guiden är indelad i systemrelaterade parametrar - hur det ser ut på ort och ställe - och studierelaterade parametrar - vilken typ av undersökning och vilken typ av utdata som önskas.

3.2.1 Systemrelaterade parametrar

Nedanstående visar en översikt över de möjligheter som finns i ORWARE för att simulera avfallshantering. Varje del kräver olika mängder indata för att kunna fungera, vissa indata är allmänna för en viss process och påverkas inte nämnvärt, andra parametrar är mer kopplade till en existerande anläggning.

Avfallets ursprung

Avfallet som hanteras i modellen har sitt ursprung i hushåll, verksamheter och industrier. Dessutom kan andra material som inte är avfall, men som sambehandlas med avfall i syfte att öka en anläggnings kapacitet hanteras i modellen. De olika avfallen delas sedan upp i mindre fraktioner som exempelvis organiskt avfall, brännbart avfall, förpackningar av metall, kartong, glas mm. beroende på hur avfallet är beskaffat. När det t.ex. gäller insamling av plastförpackningar och plast från återvinningscentraler modelleras materialet som en kombination av rena plastströmmar (uppdelade på olika polymertyper som t.ex. polyeten och polypropen) och felsorterat material (t.ex. metall, matavfall, övrigt brännbart och obrännbart material). Denna modellering baseras på plockanalyser av det aktuella materialet.

Insamling och transporter

Avfall och andra material samlas in och transporteras till, från och mellan olika anläggningar för behandling eller omhändertagande. Modellen kan hantera ett antal olika fordon för insamling och transporter: insamlingsfordon, lastbil med eller utan släp etc.

Insamlings- och transportfordon i modellen består av indata som är platsspecifika, t.ex. fordonslast och transportavstånd. Andra parametrar som energianvändning per km samt utsläpp från transporter är parametrar som generellt inte skiljer sig mellan olika studier.

Behandlingsanläggningar

Behandlingsanläggningar i ORWARE är optisk sortering, förbehandling innan biologisk behandling och innan förbränning, förbränningsanläggning, kompost, deponering, rötning, avvattning/behandling av rötrest, spridning till åkermark, reningsverk samt

materialåtervinning. Modellen är dock flexibel och nya tekniker, åtgärder mm kan relativt enkelt läggas in och studeras med modellen.

De parametrar som är påverkningsbara för behandlingsanläggningar är olika prestandaparametrar som verkningsgrader, energianvändning för drift och skötsel av anläggning. Parametrar som inte är påverkningsbara är parametrar som påverkar inre processer i anläggningarna t.ex. den mikrobiella aktiviteten i rötnings- och komposteringsanläggningar.

Ekonomi

För att belysa det ekonomiska resultatet för systemen kan investeringskostnaderna samt drifts- och behandlingskostnader för respektive anläggningar inventeras. I systemanalysen bedöms kostnader för hela hanteringskedjan, behandling samt eventuell lagring av slutprodukter. Parametrar som är aktuella för resultatet är exempelvis investeringskostnader, transportkostnader, elpris, pris på fordonsgas samt alternativkostnad för växtnäring i form av fosfor och kväve.

3.2.2 Studierelaterade parametrar

Från modellen genereras stora mängder resultat i form av materialflöden. Materialflödena ut från modellen fördelas sedan som utsläpp till luft, vatten eller mark, kvar i material etc. Dessutom tillkommer energi tillförd till avfallshantering och energi utvunnen från hanteringen.

Resultat kan erhållas som utsläpp av enskilda ämnen t.ex. koldioxid till luft eller utsläpp av övergödande ämnen till vatten. Vidare kan resultat såsom mängd växtnäring, fosfor eller kväve till åkermark samt tungmetaller till mark och vatten erhållas. Utsläpp av olika ämnen kan med hjälp av viktningsskallor från livscykelanalys sammanställas till miljöpåverkanskategorier som växthuseffekt, övergödning etc.

Utifrån de studerade parametrarna analyseras systemen utifrån både företagsekonomiska, samt miljömässiga aspekter. Detta ger en bild av både de direkta kostnaderna och vinsterna av behandlingsanläggningarna samt av de indirekta aspekter som påverkar samhället som helhet.

3.3 Fjärrvärmeproduktion i NOVA

När avfallsförbränningen ökar eller minskar i Sverige kommer den förändrade värmeleveransen påverka annan form av värmeproduktion. Anledningen är att fjärrvärmeefterfrågan är oberoende av mängden avfallsförbränning. Vad den alternativa värmeproduktionen utgörs av är olika från ett fjärrvärmesystem till ett annat. Alternativet varierar också kraftigt under året. I vissa system har man idag ett överskott på värme sommartid vilket innebär att alternativet är att inte generera någon värme alls. Under vintertid är det vanligen dyrare alternativ som pellets, olje- och elpannor som är alternativet till avfallsbränslet.

För att bedöma kostnaden för och utsläppen från den alternativa värmeproduktionen använder vi här en modell som ursprungligen tagits fram inom forskningsprojektet Nordic

Energy Perspectives [7] och vidareutvecklats inom PFA delprojekt 4 ”Avfallsförbränning i fjärrvärmessystemen” [29].

Modellen (NOVA) utgår ifrån officiell statistik över värmeproduktionen i alla Sveriges fjärrvärmesystem och beskrivs i detalj i rapporten för delprojekt 4 [29]. Denna har använts för att bygga upp fjärrvärmeproduktionen i alla system. Modellen har sedan använts för att studera vilka produktionsenheter som ligger på marginalen i svenska fjärrvärmesystem med avfallsförbränning (dvs de anläggningar som direkt påverkas av en förändrad efterfrågan eller produktion av värme). En genomsnittlig marginalvärmeproduktion för dessa fjärrvärmesystem har skapats genom att systemen viktats samman baserat på deras totala värmeleverans.

I och med att modellen innehåller uppgifter om vilken typ av anläggning som ligger på marginalen kan man beräkna såväl bränsleanvändning som kostnader för denna produktion. Modellen har därmed använts för att här beskriva kostnaden och utsläppen som uppstår när avfallsförbränningen minskar eller ökar. För beräkningarna har använts prognostiserade värden för 2020 (se även avsnitt 4.2) för bränsle-, el-, certifikat- och utsläppsrättspriser samt för övriga skatter och avgifter.

4 Förutsättningar och studerade åtgärder (A-G)

4.1 Metodik och arbetsgång

Projektledare har varit Lia Detterfelt, Renova, medan Mattias Bisaillon, Profu, har haft huvudansvar för modelleringen. Det har funnits en arbetsgrupp knuten till projektet som förutom Lia och Mattias bestått av Stig Edner, Sysav och Pål Mårtensson, Kretsloppskontoret. Arbetsgruppen har totalt haft fyra arbetsgruppsmöten under år 2012 förutom kontinuerlig kommunikation genom telefon och mejl.

Därtill har det också funnits en referensgrupp till hela projektet ”Perspektiv på framtida avfallsbehandling”. Värdefulla synpunkter och reflektioner har inhämtats från referensgruppens två möten under år 2012 rörande indata och resultat från delprojekt 5. Deltagarna i referensgruppen framgår nedan:

Avfall Sverige, Weine Wqvist
Avfall Sverige, Per Nilzén
Avfall Sverige, Jacob Sahlén
Borås Energi och Miljö, Per Karlsson
E.ON, Elisabeth Söderpalm
Energimyndigheten, Camilla Axelsson
FTI, Annika Ahlberg
Götaverken Miljö, Per Lindgren
Göteborgs Energi, Ann-Marie Lindell
JTI, Ulf Nordberg (Johan Laurell)
Kretsloppskontoret, Jessica Granath
Kretsloppskontoret, Agneta Sander
Naturvårdsverket, Catarina Östlund
NSR, Sanita Vukicevic
Renova, Christian Baarlid
Renova, Christer Lundgren
Renova, Sara Boström
Renova, Katarina Pettersson
SIK, Katarina Lorentzon
SP, Evalena Blomqvist
SP, Christina Anderzén
Stena Metall, Marianne Gyllenhammar
Svensk Fjärrvärme, Charlotta Abrahamsson
Sysav, Håkan Rylander
Sysav, Stig Edner

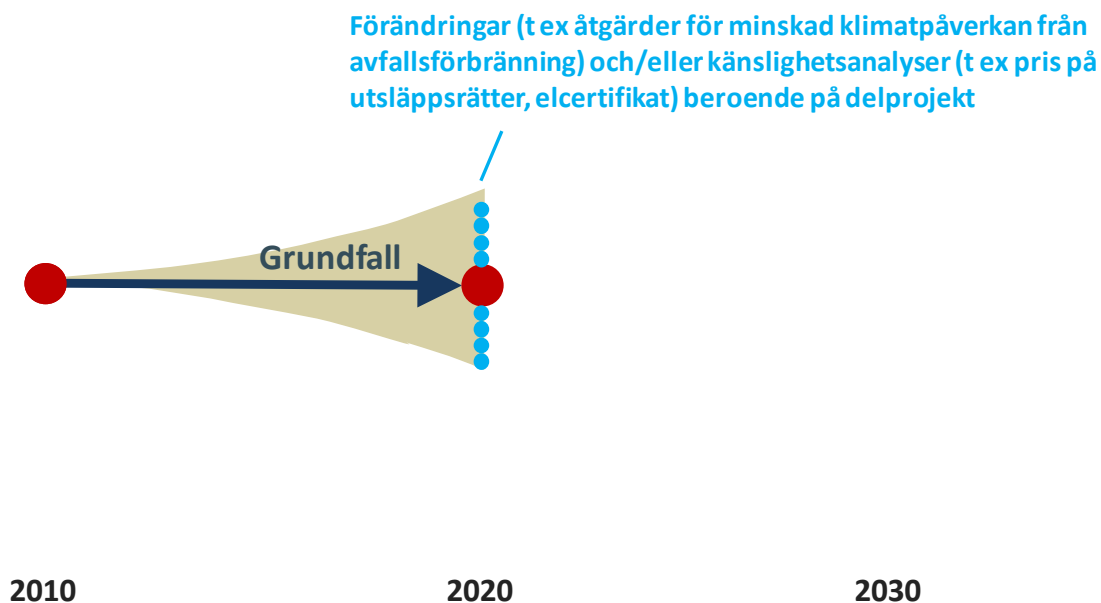
4.2 Grundfall 2020

Grundfallet är gemensamt för hela PFA-projektet och utgör en referens att jämföra emot när man analyserar frågeställningarna i de olika delprojekten (t.ex. förändrade/nya styrmedel eller förändrade förutsättningar för import).

- en tänkbar utveckling för svensk avfallsbehandling avseende fördelningen av olika behandlingstekniker
- tänkbara värden för de omvärldsfaktorer som påverkar avfallsbehandlingen men som inte påverkas av de val man gör rörande avfallsbehandlingen. Urvalet görs baserat på erfarenheter från tidigare studier där vi funnit parametrar som har betydelse för utfallet för avfallssystemet. Exempel på dessa omvärldsfaktorer är: utsläppsrätter, råoljepris, elcertifikat och materialpriser

I analyserna för år 2020 görs sedan förändringar jämfört med och/eller känslighetsanalyser till Grundfall 2020 där olika parametrar förändras, var för sig, beroende på frågeställningarna i respektive delprojekt (se schematisk illustration i Figur 3). Utfallet jämförs sedan med utfallet i Grundfall 2020 för att bedöma påverkan av parametern. I detta delprojekt har förändringarna utgjorts av de åtgärder som studerats för att minska klimatpåverkan från avfallsförbränning vilka beskrivs nedan under avsnitt 4.3. Förutsättningarna i Grundfall 2020 beskrivs mer i detalj i Bilaga A.

Huvudfokus i forskningsprojektet ligger kring analyser rörande år 2020, men för vissa delprojekt och frågeställningar görs även analyser i ett 2030-perspektiv. I detta delprojekt kommer 2030-perspektivet främst in i samband med jämförelsen av resultaten och priset på utsläppsrätter.



Figur 3. Schematisk illustration av Grundfall 2020

Figure 3. Schematic illustration of Base case 2020

4.3 Studerade åtgärder

Tidigare studier (se kapitel 2) visar att plast utgör den dominerande källan för de fossila CO₂-utsläppen vid svensk avfallsförbränning med energiåtervinning i form av el och värme. Vi har därför valt i denna studie att titta på olika åtgärder som rör plastproduktion och/eller plasthantering. Dessa åtgärder innebär antingen att det fossila innehållet i plasten minskar eller att man styr bort plasten till annan hantering. Bägge åtgärderna leder till minskade utsläpp av fossil CO₂ medan mängden plast till avfallsförbränning är oförändrad i det första fallet och minskar i det andra fallet.

Utöver de åtgärder som studerats kring plast finns det också andra åtgärder i samhället som diskuteras och/eller genomförs i olika delar av världen. Det finns en generell strävan inom bl a EU att minska materialintensiteten i konsumtionen, dvs att avfallsmängderna skall öka mindre än den ekonomiska tillväxten och helst minska (se t.ex. [42]). En sådan konsumtionsförändring kan slå olika för olika material, vilket innebär att plastavfallsmängderna kan utvecklas annorlunda än de totala avfallsmängderna. Ett mer konkret exempel som rör plastkonsumtion är förbud mot att använda plastpåsar för olika applikationer, t.ex. som bärkassar. I flera större städer i Kalifornien (San Francisco, Los Angeles, San Jose och Long Beach) har man infört förbud mot att använda plastpåsar i stadernas matbutiker [36].

Utöver åtgärderna rörande plast har vi även inkluderat två åtgärder vid avfallsförbränningsanläggningarna. Ingen av dessa åtgärder påverkar mängden och innehållet på det avfall som förbränns. Den ena åtgärden handlar om att avskilja och lagra bildad förnybar och fossil koldioxid under jord med sk CCS-teknik (Carbon Capture and Storage). Den andra åtgärden innebär att man processtekniskt utvecklar energiåtervinningen så att en större andel el produceras jämfört med dagsläget. Detta minskar behovet och utsläppen från övrig elproduktion i det nordiska elproduktionssystemet.

4.3.1 Övergång till plast från förnybar råvara (A)

Plast är en global handelsvara, vilket innebär att både nyproduktion och återvinning kan ske i andra länder än där konsumtionen sker. Den globala produktionen har ökat kraftigt och stadigt sedan 1950-talet. 1950 uppgick den globala produktionen av plast till ca 1,7 Mton [8]. Motsvarande siffra år 2011 var ca 280 Mton [8] vilket motsvarar en genomsnittlig tillväxttakt på över 10 %. Den senaste 20 åren har tillväxttakten i genomsnitt legat på ca 5 % per år.

Europa har länge varit den största producenten, men passerades för några år sedan av Kina. 2011 producerades ca 58 Mton plast i Europa¹ (21 % av den globala produktionen) [8]. Europa är nettoexportör av plast då användningen 2011 uppgick till 47 Mton.

Plastanvändningen i Europa (och i övriga världen) domineras av ”sex stora” polymertyper som tillsammans motsvarar 80 % av användningen. Nedan listas dessa och deras andel av användningen år 2011 [8]:

- Polyeten (lågdensitet, LDPE och högdensitet, HDPE): 29 %

¹ Med Europa avses i detta avsnitt EU-27 + Norge och Schweiz om inget annat anges.

- Polypropen (PP): 19 %
- Polyvinylklorid (PVC): 11 %
- Polystyren (PS): 7,5 %
- Polyuretan (PUR): 7 %
- Polyetylentereftalat (PET): 6,5 %

Ca 40 % av den producerade plasten används för kortlivade ändamål där förpackningar utgör det dominerande användningsområdet. Övriga 60 % används i långlivade applikationer i t.ex. byggnader, konstruktioner, fordon och elektriska och elektroniska produkter. Detta får effekt på det plastavfall som genereras, både vad gäller mängder och sammansättning av olika polymertyper. År 2011 bedöms plastavfallsmängden i Europa till drygt 25 Mton, vilken behandlades på följande sätt [8]:

- Materialåtervinning: 6,3 Mton (25 %)
- Energiåtervinning: 8,6 Mton (34 %)
- Bortskaffning (i huvudsak deponering): 10,2 Mton (41 %)

Sammansättningen av plastavfallet domineras av förpackningar, vilket beror på att förpackningar i de flesta fall har en kort livslängd. I en undersökning gällande plastavfall i Europa år 2008 bedömdes 63 % av plastavfallet vara förpackningar [9].

Vidare kan konstateras att den dominerande polymertypen för förpackningar är olika former av polyeten (PE). Även PP och PET viktiga polymerer inom förpackningsområdet. Det är sålunda framförallt dessa typer av polymerer som återfinns i plastförpackningsavfallet och som, när det förbränns, står för huvuddelen av de fossila CO₂-emissionerna. Detta bekräftas också av studier av plockanalyser av plastavfallsfraktionen i MSW (Municipal Solid Waste) i Europa som sammanställts av forskare vid Wiens Universitet [38].

För att studera vad en övergång till plast från förnybar råvara skulle kunna innebära har vi inom ramen för projektet studerat produktion av HDPE baserad på etanol från sockerrör. Motivet till detta är att det är en produktionskedja som bedöms kunna öka kraftigt fram till 2020 [12] och helt dominera den förnybara produktionen av de ”sex stora” polymertyperna enligt ovan. Vidare har vi fått kompletterande information om denna produktionskedja genom TetraPak [10]. Denna HDPE har samma egenskaper som HDPE från fossil råvara, dvs förutom att tillverkningskedjan ser annorlunda ut så skiljer sig inte kvaliteten och funktionen åt. Bland annat TetraPak använder denna råvara till skruvkorkar på deras olika förpackningar. Användningen sker i huvudsak i förpackningar som sätts på den sydamerikanska marknaden, men vissa mindre mängder används även på andra marknader. Användningen i det material som används i Sverige sannolikt är försumbar i dagsläget [10].

4.3.2 Ökad insamling och materialåtervinning av förpackningsplast (B)

Inom ramen för producentansvaret sker idag utsortering och materialåtervinning av plastförpackningar (jämför Figur 4).



Figur 4. Exempel på förpackningsplast i insamlingsbehållare lokaliserad vid Sysavs återvinningscentral i Bunkeflo

Figure 4. Examples of plastic packaging collection located at Sysav's recycling center in Bunkeflo

Förpacknings- och tidningsinsamlingen (FTI) har ansvaret för denna insamling och återvinning. Utsorteringen kan öka ytterligare jämfört med dagens nivåer, vilket har direkt effekt på avfallsförbränningens fossila CO₂-utsläpp eftersom de förpackningar som inte sorteras ut återfinns i restavfallet till förbränning.

Den senaste beräkningen rörande den totala mängden plastförpackningar på den svenska marknaden gäller år 2010 och uppgår till 176 500 ton enligt [15]. Samma källa anger att materialåtervinningen uppgick till 26 %, vilket motsvarar 45 500 ton. Detta innebär, givet dagens deponeringsförbud i Sverige, att mängden plastförpackningar som går till förbränning i princip uppgår till mellanskillnaden, dvs ca 131 000 ton. Huvuddelen av denna förbränning sker i Sverige, men en mindre mängd förbränns i andra länder när plastrejekt uppstår i de återvinningssteg som sker i andra länder [16].

I projektet utvärderar vi vad en ökad insamling av plastförpackningar innebär ur ett klimatperspektiv och ur ett ekonomiskt perspektiv. Som ett viktigt underlag utnyttjas information och data från FTI, bland annat genom en separat utredning som Profu genomförde på uppdrag av FTI under våren 2012 [16].

4.3.3 Ökad insamling och materialåtervinning av kommunplast (C)

I en del kommuner har man börjat med separat insamling av annan plast än plastförpackningar via en container på återvinningscentraler (ÅVC). Denna plast, som ofta

[illegible]

Figure 5. Example of municipal plastic collection located at Sysav's recycling center in Bunkeflo

4.3.4 Ökad insamling och deponering av kommunplast (D)

19
CO₂-utsläpp från framtida förbränning

I detta sammanhang är det värt att notera att Sveriges låga andel plast till deponering avviker kraftigt från EU-genomsnittet där istället deponering är den dominerande behandlingsmetoden [8].

4.3.5 Ökad insamling och förbränning av kommunplast i cementugn (E)

Samma typ av utsortering som i avsnitt 4.3.3, men istället för att materialåtervinna plasten så skickas den till förbränning i cementugn där den antas ersätta förbränning av kol med motsvarande energiinnehåll som i den utsorterade plasten.

När det gäller cementtillverkning är det huvudsakliga råmaterialet kalksten som utvinns ur stenbrott. De tre stora cementfabrikerna i Sverige (i Slite, Degerhamn och Skövde) ligger alla i anslutning till kalkstensbrott. I Cementas processer [37] krossas kalksten till fint pulver tillsammans med mindre mängder andra material som järn- och aluminiumoxider för att få rätt sammansättning. Materialet hettas upp till 1 450 °C och kyls sedan snabbt för att bilda mellanprodukten klinker. Beroende på cementsort maler Cementa klinkern med olika proportioner kalksten, gips, flygaska och stålslagg för att få slutprodukten [37].

Processen är energikrävande och traditionellt har man använt fossila bränslen såsom kol, petroleumkoks och oljeprodukter. Men både av kostnads- och klimatskäl arbetar man aktivt för att öka andelen ”alternativa bränslen” och därigenom minska andelen fossila bränslen. Med ”alternativa bränslen” avser man exempelvis förbrukade bildäck, icke-återanvändningsbart papper och plast, animaliska restprodukter, spilloljor och farligt avfall [37]. Under 2011 använde Cementas sex nordiska cementfabriker (varav tre finns i Sverige enligt ovan) knappt 330 000 ton ”alternativa bränslen” och man avser öka förbrukningen av dessa bränslen ytterligare under de närmaste åren [37]. När det gäller bränsleanvändningen är det värt att notera att eventuell aska, oavsett om det är traditionellt eller ”alternativt” bränsle, nyttiggörs som råmaterial i cementet och ger därmed inte upphov till något avfall [37].

4.3.6 Avskiljning och deponering av förnybar och fossil CO₂ (F)

Med denna åtgärd gör man inga förändringar av det avfall som förbränns utan man fokuserar istället på att ta hand om den koldioxid som bildas vid förbränningen och deponera denna så att den därmed inte når jordens atmosfär. Detta innebär sålunda att vi inte påverkar avfallsflödena in till förbränningsanläggningarna. Vidare omfattar åtgärden det totala utsläppet av koldioxid, dvs det spelar ingen roll om koldioxiden är av fossilt eller förnybart ursprung. Detta är en central förutsättning eftersom den fossila andelen vid svensk avfallsförbränning med energiåtervinning i form av el och värme uppgår till ca 1/3 av de totala koldioxidutsläppen enligt [22]. Data om hur en sådan anläggning kan utformas hämtas från en studie där avfallsförbränningsanläggningen i Göteborg ingick som en av de undersökta större punktkällorna för utsläpp av koldioxid [25].

Det bör också noteras att osäkerheterna kring denna åtgärd är större än för övriga åtgärder då den idag i huvudsak finns i form av försöks- och demonstrationsanläggningar (se t.ex. [23] för en genomgång av projekt där koldioxiden är av förnybart ursprung). Avskiljning av CO₂ finns vid olika typer av anläggningar men osäkerheter råder speciellt kring långtidseffekter och kostnader för deponering av CO₂ samt allmänhetens acceptans för tekniken. Jämfört med situationen för några år sedan har även det låga priset på

utsläppsrätter bidragit till att planer på storskaliga anläggningar vid tyska och brittiska kolkraftverk lagts ned [24].

4.3.7 Ökad elverkningsgrad vid avfallsförbränning (G)

Inte heller med denna åtgärd gör man någon förändring av det avfall som förbränns och de fossila CO₂-utsläppen vid avfallsförbränningens skorsten kommer därmed att vara oförändrade. Men genom att öka andelen el som produceras så ökar elproduktionen medan värmeproduktionen minskar. Detta har betydelse ur systemperspektiv eftersom den alternativa elproduktionen har högre fossila CO₂-utsläpp än den alternativa värmeproduktionen [29][39]. Netto för alternativ el- och värmeproduktion innebär därmed den ökade elverkningsgraden för avfallsförbränning att de fossila CO₂-utsläppen minskar.

I projektet har vi inkluderat denna åtgärd för att belysa de övriga åtgärdernas potential att minska de klimatpåverkande utsläppen. Vi gör därmed ingen ekonomisk beräkning för denna åtgärd. Fram till 2020 gör vi antagandet att det är rimligt att elproduktionen skulle kunna öka med 10 % jämfört med Grundfall 2020 om åtgärder sätts in för att förbättra elproduktionsprestanda. Detta innebär att det genomsnittliga alfa-värdet² för svensk genomsnittlig avfallsförbränning stiger från 0,18 till 0,20 genom denna åtgärd.

² Alfa-värdet = Total elproduktion / total värmeproduktion. Alfa-värdet används som ett mått på elproduktionsprestanda för kraftvärmeanläggningar.

5 Resultat

5.1 Klimatpåverkan från svensk avfallsförbränning med el- och värmeproduktion

I ett skorstensperspektiv kan dagens fossila utsläpp av CO₂ från svensk avfallsförbränning beräknas utifrån de resultat som presenteras i studien ”Bestämning av andel fossilt kol i avfall som förbränns i Sverige” [22] och som genomfördes under 2010 och 2011. Enligt dessa resultat motsvarar den fossila kolandelen ca 10 vikt-% av allt avfall som förbränns. Givet den förbränning som skedde år 2011 (totalt knappt 5,3 Mton) och att allt fossilt kol oxiderades vid förbränningen till fossil CO₂ ger detta ett totalt utsläpp på ca 1,9 Mton CO₂. Detta motsvarar ca 25 % av Sveriges totala utsläpp av fossil CO₂ från el- och värmeproduktion och ca 23 % av Sveriges totala utsläpp av växthusgaser från el- och värmeproduktion. Vidare motsvarar det drygt 3 % av Sveriges totala utsläpp av växthusgaser år 2011.

Det finns många faktorer som påverkar de framtida fossila CO₂-utsläppen från svensk avfallsförbränning med energiåtervinning i form av el och värme. Det är t.ex. den framtida tillväxten för plaster baserade på förnybar råvara, konsumtionsmönster och sammansättning av avfall, avfallsförebyggande, styrmedel och marknadsförutsättningar för ökad materialåtervinning av plast, kapacitetsutveckling för avfallsförbränning samt typ och mängd av importerat avfallsbränsle.

I samarbete med delprojekt 1 och 4 har effekten av kapacitetsutvecklingen och mängden importerat avfallsbränsle studerats för de klimatpåverkande utsläppen från avfallsförbränning år 2020. Givet att alla utbyggnadsplaner färdigställs så kommer den svenska kapaciteten öka till 6,9 miljoner ton år 2020 enligt delprojekt 1. Genom delprojekt 4 har det beräknats vad detta innebär för de klimatpåverkande utsläppen, både i skorstens- och i systemperspektiv. I analysen förutsätts att kapaciteten används fullt ut genom import av avfallsbränsle och att både det svenska och det importerade avfallsbränslet år 2020 ger upphov till samma fossila CO₂-utsläpp per ton avfall som idag. Importen antas ske från länder där avfallet annars skulle ha deponerats (för mer detaljer kring förutsättningarna, se rapporten för delprojekt 4 [29]).

I skorstensperspektiv innebär den ökade förbränningen att utsläppen ökar. Totalt skulle de fossila CO₂-utsläppen öka med knappt 0,6 Mton (till 2,5 Mton CO₂) år 2020. Men i systemperspektiv blir utfallet annorlunda. Detta beror dels på att den ökade el- och värmeproduktionen från avfallsförbränning ersätter annan el- och värmeproduktion och dels på att deponering undviks i avsändarländerna. Bägge dessa effekter innebär minskade utsläpp från annan el- och värmeproduktion och från deponering. I delprojekt 4 görs detaljerade beräkningarna kring detta (se [29]) och resultatet från dessa beräkningar är att de klimatpåverkande utsläppen **minskar** med drygt 1,0 Mton CO₂-ekvivalenter i systemperspektiv.

5.1.1 Övergång till plast från förnybar råvara (A)

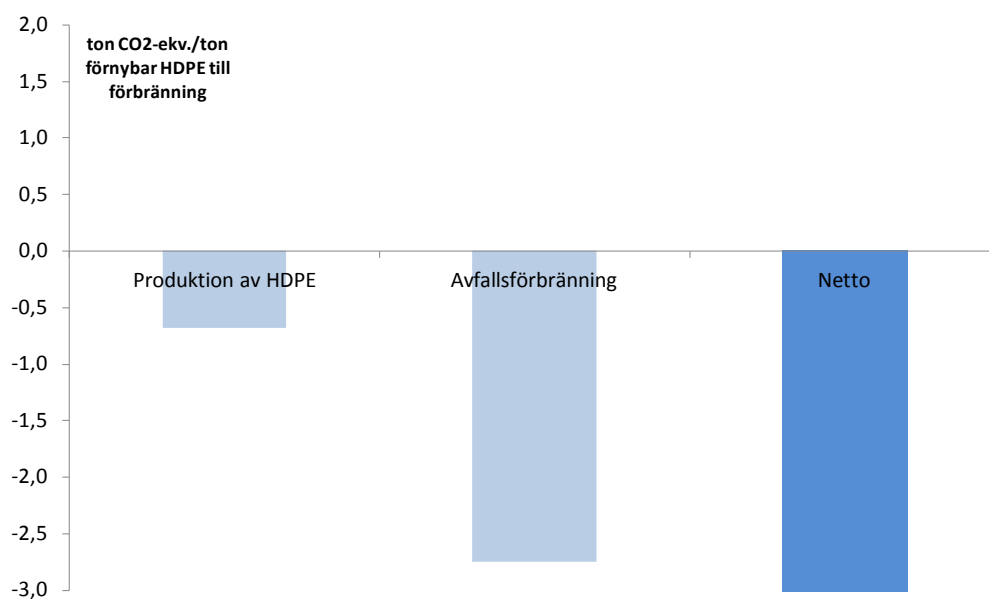
Bakgrund

Inom detta område studerar vi effekten av minskad användning av fossil plast i samhället genom en övergång till plast som produceras från en förnybar råvara. Detta är egentligen ingen åtgärd som drivs i avfallsledet utan förändringen sker i producentledet till följd av hårdare konsumentkrav och högre miljöambitioner när det gäller användning av förnybara material istället för fossila dito. Det förnybara alternativ som vi studerat (förnybar HDPE baserad på etanol från sockerrör) innebär en merkostnad jämfört med att använda fossil råvara.

Inom ramen för detta projekt utvärderar vi vad denna förändring innebär ur ett klimatperspektiv och sätter merkostnaden i förhållande till den utsläppsreduktion som uppnås i systemperspektiv. Därmed kan vi jämföra denna åtgärd i producentledet mot de övriga åtgärder som huvudsakligen sker i avfallshanteringen (ökad utsortering av plastförpackningar respektive plast vid ÅVC) eller vid avfallsförbränningens skorsten (avskiljning och lagring av CO₂).

Klimatpåverkan

I Figur 6 illustreras de utsläppsförändringar som sker till följd av övergång från fossil till förnybar HDPE som efter användning förbränns i avfallsledet.



Figur 6. Utsläppsförändring vid övergång från fossil till förnybar HDPE som efter användning förbränns i avfallsledet

Figure 6. Change in greenhouse gas emissions when HDPE is produced from renewable instead of fossil raw materials and then incinerated after use.

Totalt minskar utsläppen med ca 3,4 ton CO₂-ekv./ton förnybar HDPE till förbränning i ett systemperspektiv. Huvuddelen härrör från att plasten är av förnybart ursprung och därmed inte genererar någon emission av fossil CO₂ vid förbränningen (dvs

skorstensemissionen minskar med 2,7 CO₂-ekv./ton förnybar HDPE). I ett systemperspektiv tillkommer även utsläppsminskningar i produktionsledet. Dessa har uppskattats utifrån uppgifter från TetraPak [10] till att motsvara 40 % av utsläppen för att producera HDPE från fossil råvara.

Ekonomi

Den förnybara HDPE:n innebär en merkostnad jämfört med fossil HDPE. Denna merkostnad är avhängig bland annat priset på råolja och priset på förnybar etanol. I takt med ökad användning av förnybara drivmedel inom transportsektorn har priset på etanol i allt större utsträckning kopplats till priset på diesel och bensin, vilket i sin tur är direkt avhängigt råoljepriset. I projektet bedöms denna koppling bestå fram till 2020, vilket underbyggs av IEA:s (International Energy Agency) ”Medium term market report” (oktober 2012) där man bedömer att produktionen av biodrivmedel förväntas öka från 1,9 mbd (miljoner fat per dag) 2011 till 2,4 mbd 2017 och att ca 80 procent av produktionen fortsatt är etanol år 2017. Detta innebär att vi antar att en merkostnad för förnybar HDPE jämfört med fossil HDPE kommer att bestå även år 2020.

Det finns inga officiella data kring produktionskostnaden för förnybar HDPE. Här har vi, baserat på informella kontakter med användare, gjort en grov skattning kring merkostnaden av att använda förnybar HDPE jämfört med fossil HDPE. Denna merkostnad har vi sedan satt i förhållande till utsläppsreduktion som uppnås enligt föregående avsnitt. Utifrån den eurokurs som används i projektet (1 euro = 9,5 SEK år 2020) ger detta en åtgärds kostnad på knappt 100 euro/ton CO₂-ekv.

Potential

I dagsläget finns endast en produktionsanläggning i Brasilien (vilken ägs av företaget Braskem) som har en årskapacitet på 200 000 ton förnybar PE. Även företagen Dow (världens nästa största kemikalieproducent) och Mitsui har annonserat ett joint venture för en anläggning med en årskapacitet på 350 000 ton förnybar PE. Denna anläggning planeras komma i drift under 2015 [11]. Detta skulle ge en total kapacitet på ca 550 000 ton förnybar PE år 2020. Detta kan sättas i relation till den totala globala användningen av PE. Om man antar att användningen av PE står för samma andel av den totala plastanvändningen globalt som i Europa (29 %) och att användningen växer i takt med produktionen de senaste 20 åren (5 % per år) skulle detta ge en global användning av PE på ca 126 Mton år 2020. Den förnybara andelen skulle då utgöra $0,55/126 = 0,4 \%$. Om det istället antas att dagens globala produktion och användning skulle bestå år 2020 (dvs ett rejält trendbrott mot de senaste 20 åren till följd av en långdragen global lågkonjunktur) skulle den förnybara andelen motsvara $0,55/81 = 0,7 \%$.

Det finns även bedömningar för den totala bioplastproduktionen år 2020. Då inkluderas alla typer av bioplaster, dvs även andra typer av polymerer än PE. Förutom förnybar PE domineras bioplastproduktionen idag av stärkelseplaster och PLA (Polylactic acid). De två sistnämnda är exempel på sk bionedbrytbara bioplaster. Dessa kan, till skillnad från förnybar PE, brytas ned helt eller delvis i biologiska processer som t.ex. kompostering. I [12] presenteras följande bedömningar för den globala bioplastproduktionskapaciteten år 2020:

- **Utbyggnadsplaner:** Baserat på insamlad information om olika företags planerade bioplastproduktion nås en total kapacitet på 3,45 Mton. Här dominerar

stärkelseplaster (1,3 Mton), PLA (0,8 Mton), förnybar PE (0,6 Mton) och PHA (Polyhydroxyalkanoates, också en bionedbrytbar bioplast) (0,4 Mton).

- **Scenarier:** I samma referens görs även olika scenarier för utvecklingen till 2020. I det sk ”HIGH scenario” görs en bedömning där tekniska utmaningar övervinns och kostnadsläget utvecklas gynnsamt för bioplaster. Man når i detta en total produktionskapacitet på 4,40 Mton, dvs ca 30 % över företagens planerade bioplastproduktion.

Givet att bioplasterna domineras av bionedbrytbara polymerer och förnybar PE (där PE är dominerande på förpackningsområdet) är det rimligt att jämföra den totala bioplastproduktionskapaciteten med den andel av den totala plastproduktionen som används för kortlivade produkter. Om man antar att den kortlivade plastanvändningen står för samma andel av den totala plastanvändningen globalt som i Europa (40 %) och att användningen växer i takt med produktionen de senaste 20 åren (5 % per år) skulle detta ge en global kortlivad plastanvändning på ca 174 Mton år 2020. Den förnybara andelen skulle då kunna utgöra i storleksordningen 2-3 % (3,45-4,4 Mton). Om man istället antar att dagens globala kortlivade användning skulle bestå år 2020 (dvs ett rejält trendbrott mot de senaste 20 åren till följd av en långdragen global lågkonjunktur) och motsvara 112 Mton skulle den förnybara andelen utgöra i storleksordningen 3-4 %.

Sammanfattningsvis kan vi konstatera att bioplasterna kommer att stå för en liten andel av den globala plastproduktionen år 2020. Detta i sin tur leder till att påverkan på de fossila CO₂-emissionerna från svensk avfallsförbränning med energiåtervinning i form av el och värme kommer att vara begränsade.

För att göra ett överslag på en potential på utsläppsreduktioner i Sverige kan man utgå från plockanalyser av avfall till svensk avfallsförbränning med energiåtervinning i form av el och värme. I dessa ligger andelen plast ofta i storleksordningen 10-15 % [13][14][22]. Då bör man betänka att även fukt och nedsmutsning ingår som en mindre del i den redovisade plastandelen. Vidare ingår i plastmängderna även mer långlivade plastprodukter som t.ex. rör, möbler, pulkor och plast från demontering av elektriska och elektroniska produkter och som enligt ovan inte är aktuella att använda bioplaster fram till 2020. Om man då högt räknat antar att 10 % av den förbrända mängden (inklusive import) år 2020 utgörs av plastprodukter med kort livslängd så motsvarar detta en mängd på 700 000 ton. Vidare antas fukt och nedsmutsning stå för 20 % av mängden.

Om den förnybara andelen, högt räknat, är 3 % och man uppnår samma utsläppsreduktion för alla bioplaster som för förnybar HDPE fås en potentiell utsläppsminskning i systemperspektiv på: $700\,000 \cdot (100-20)\% \cdot 3\% \cdot 3,4 = 57 \text{ kton CO}_2\text{-ekv}$. Motsvarande beräkning i skorstensperspektiv (dvs för avfallsförbränning enbart) innebär en potentiell utsläppsminskning på 46 kton CO₂-ekv. Detta bör endast ses som grova skattningar av de potentiella utsläppsminskningarna, inte minst beroende på att utsläppsminskningen för förnybar HDPE här appliceras på alla bioplaster.

5.1.2 Ökad insamling och materialåtervinning av förpackningsplast (B)

Bakgrund

I det avfall som går till avfallsförbränning med energiåtervinning i form av el och värme återfinns fortfarande, trots producentansvar, betydande mängder plastförpackningar. Dessa förpackningar ger upphov till utsläpp av fossilt CO₂ vid förbränningen. Plastförpackningarna återfinns framförallt i hushållens säck- och kärlavfall.

Tanken med denna åtgärd är att öka den utsortering som sker via producentansvaret. Detta leder till ökad materialåtervinning samtidigt som kapacitet friställs i förbränningsanläggningarna som används för att behandla importerat avfall.

Klimatpåverkan

Analysen har kompletterats med data och resultat från den separata utredning som Profu genomförde på uppdrag av FTI under våren 2012 ("Klimatpåverkan från FTI:s materialåtervinning av plastförpackningar" [16]). Utredningen följer FTI:s hantering av plastförpackningar hela vägen från insamling tills materialet bearbetats så att det kan ersätta jungfrulig råoljebaserad råvara. Därmed inkluderas även hanteringen av rejekt som uppstår i olika hanteringssteg och vilken klimatpåverkan denna hantering får. För detta projekt har vi fått tillåtelse att använda huvudresultaten från utredningen medan data och underlag redovisas i [16] som är FTI:s egendom.

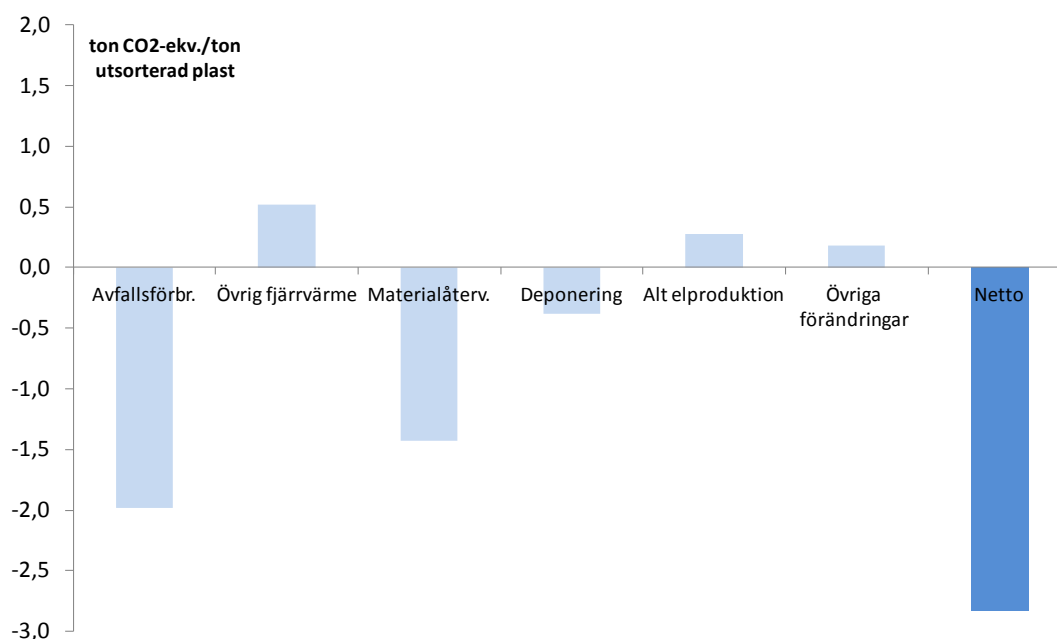
I Figur 7 illustreras hur utsläppen av växthusgaser påverkas per ton utökad sortering av plastförpackningar. Nettot är en tydlig utsläppsminskning som motsvarar 2,8 ton CO₂-ekv./ton utsorterad plast.

Här bör noteras att beräkningarna tar hänsyn till att den utsorterade plasten har ett fuktinnehåll på drygt 12 % och att den innehåller annat material förutom plastförpackningar pga felsortering (t.ex. ej återvinningsbar plast och papper). Ur ett systemperspektiv är de dominerande effekterna minskade utsläpp vid avfallsförbränningen med energiåtervinning i form av el och värme och minskade utsläpp till följd av materialåtervinningen. Den förstnämnda effekten är nettot av att plastförpackningarna sorteras ut och att de mängdmässigt ersätts med importerat avfall som har ett klart mindre fossilt CO₂-utsläpp (på grund av att plast ingår som en del i det importerade avfallet [43]). De minskade utsläppen vid materialåtervinningen är nettot av en rad olika utsläppsförändringar:

- Utsläpp på grund av insamling, hantering och bearbetning av insamlat material till en råvara som kan ersätta råoljebaserad råvara
- Utsläpp vid hantering av rejekt som uppstår längs hela hanteringskedjan för de insamlade plastförpackningarna
- Minskade utsläpp då energi från förbränning av rejekt i cementindustrier ersätter användning av kol
- Minskade utsläpp då återvunnet material ersätter produktion av råoljebaserad råvara

I övrigt domineras utsläppsförändringarna av:

- Ökade utsläpp från övriga fjärrvärmeanläggningar (som måste öka sin drifttid när värmeproduktionen av från avfallsförbränning sjunker då den utsorterade plasten har högre värmevärde än det importerade avfallet),
- Minskade utsläpp från deponering (som undviks till följd av att avfallet importeras och förbränns i Sverige). Här inkluderas även effekten av att elproduktionen från deponigas i avsändarlandet minskar.
- Ökade utsläpp från alternativ elproduktion. Detta är en effekt av att övriga fjärrvärmeanläggningar i genomsnitt genererar mindre mängd el per producerad värmeenhet i jämförelse med avfallsförbränning.



Figur 7. Förändring av utsläpp av växthusgaser vid ökad materialåtervinning av plastförpackningar

Figure 7. Change in greenhouse gas emissions due to increased recycling of plastic packaging

Ekonomi

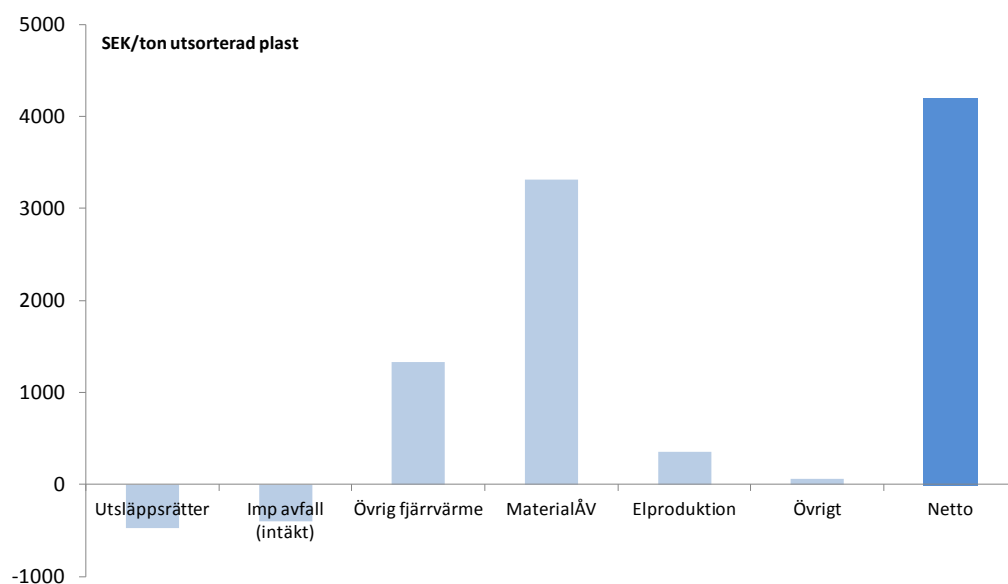
Inom ramen för projektet har vi kompletterat med kostnader för insamling och hantering av plastförpackningar baserat på data huvudsakligen från FTI [17]. Dessa data avspeglar kostnaden för att öka insamlingen inom det existerande systemet med ca 10-20 %. Vidare avspeglar det ett genomsnitt av den nuvarande insamlingsstrukturen där ca 2/3 sker i form av återvinningsstationer (sk bringsystem) och ca 1/3 sker via fastighetsnära insamling. Den sistnämnda insamlingstypen har högre kostnader varför kostnaderna skulle bli högre om en större andel fastighetsnära insamling skulle antas. I dagsläget betalar FTI en mottagningsavgift vid avyttring av materialet till sorteringsanläggningar i Sverige och i Tyskland. Denna mottagningsavgift speglar nettot av kostnaderna och intäkterna för den fortsatta hanteringen av materialet, dvs inklusive de intäkter som fås när materialet bearbetats och kan säljas för att ersätta råoljebaserad råvara. Dessa intäkter är sin tur

beroende av bland annat råoljepriset. Eftersom råoljepriset de senaste åren legat i samma storleksordning som det antagna priset på råolja år 2020 i projektet (\$100/fat i dagens penningvärde) har vi valt att använda uppgifterna som representativa även för år 2020.

I Figur 8 illustreras hur kostnader ökar och minskat per ton utökad sortering av plastförpackningar. Nettot är en tydlig kostnadsökning som motsvarar knappt 4200 SEK/ton utsorterad plast.

Kostnadsökningarna domineras av den ökade kostnaden för insamling och hantering av plastförpackningarna ("MaterialÅV") och kostnaden för den fjärrvärme som måste produceras med övriga fjärrvärmeanläggningar för att täcka bortfallet av värme från avfallsförbränningen. Noterbart är att insamling och transport dominerar kostnaden för materialåtervinningen³.

I övrigt tillkommer en kostnad i form av minskade elintäkter då elproduktionen vid avfallsförbränning minskar. Det minskade utsläppet av fossil CO₂ från förbränningen innebär minskade kostnader för utsläppsrätter. Vidare innebär det importerade avfallet en minskad kostnad genom den intäkt som erhålls i form av mottagningsavgift. (Mottagningsavgiften kan ses som ett netto av undviken kostnad i avsändarlandet och den tillkommande transportkostnaden av att skicka avfallet till Sverige istället för behandling i avsändarlandet).



Figur 8. Förändring av kostnader vid ökad materialåtervinning av plastförpackningar

Figure 8. Change in costs due to increased recycling of plastic packaging

³ Här bör också noteras att i stapeln "MaterialÅV" ingår endast merkostnaden för insamling och transporter jämfört med insamling av materialet som del i blandat restavfall.

Den resulterande merkostnaden, exklusive undviken kostnad för utsläppsrätter⁴, har vi även satt i förhållande till utsläppsreduktion som uppnås enligt föregående avsnitt. Detta ger ett mått på kostnaden för denna åtgärd i förhållande till andra åtgärder för att minska utsläppen av växthusgaser. Baserat på den eurokurs som används i projektet (1 euro = 9,5 SEK år 2020) ger detta en åtgärds kostnad på drygt 170 euro/ton CO₂-ekv.

Potential

Mängden insamlade plastförpackningar år 2010 var 45 500 ton enligt avsnitt 4.3.2. Enligt föregående avsnitt är kostnaderna för den ökade insamlingen och materialåtervinningen av plastförpackningar representativa för en ökning av dagens insamlingsnivåer med ca 10-20 %. Om man räknar på den övre nivån och utgår från att mängden plastförpackningar i Sverige följer den generella avfallsutvecklingen enligt Grundfall 2020 (2 % per år mellan år 2010 och 2020) skulle detta kunna innebära en ökad insamling på $45\,500 * 1,02^{10} * 0,2 = 11\,100$ ton. Utifrån en minskning av växthusgasutsläppen på 2,8 ton CO₂-ekv./ton insamlad plast ger detta en total reduktion av växthusgasutsläppen på ca 31 kton CO₂-ekv i systemperspektiv. Motsvarande beräkning i skorstensperspektiv (dvs för avfallsförbränning enbart) innebär en potentiell utsläppsminskning på 22 kton CO₂-ekv.

Baserat på den totala mängden plastförpackningar som inte återvinns (uppskattningsvis drygt 130 000 år 2010) så är potentialen betydligt större. Med en avfallsökning på 2 % per år och konstanta insamlingsnivåer skulle denna mängd öka till knappt 160 000 ton år 2020. Om man antar en ökad insamling som gör att denna mängd halveras, dvs att insamlingen och återvinningen ökar med ytterligare 80 000 ton så skulle detta innebära en total reduktion av växthusgasutsläppen på ca 225 kton CO₂-ekv. i systemperspektiv (och knappt 160 kton CO₂-ekv. i skorstensperspektiv). Här är det dock viktigt att notera att kostnaderna, givet att alla förutsättningar i övrigt är lika, sannolikt skulle bli större än i avsnittet ”Ekonomi” eftersom det krävs större ansträngningar för att nå dessa högre insamlingsnivåer.

⁴ Kostnaden för utsläppsrätter sparas i ett företagsperspektiv för avfallsförbränningsanläggningen. Men när vi vill jämföra åtgärdernas kostnader ur ett systemperspektiv för att reducera CO₂ med åtgärderna inom handeln för utsläppsrätter kan vi inte tillgodoräkna oss denna kostnadsreduktion (på samma sätt inkluderar man inte undvikna kostnader för utsläppsrätter när man beräknar åtgärds kostnader inom andra sektorer som t ex transportsektorn, bostadssektorn etc). Teorin med handeln med utsläppsrätter är att de åtgärder vars kostnader uppgår till maximalt marknadspriset på utsläppsrätter kommer att genomföras. Ökar man kravet på systemet, t ex genom att minska antalet utsläppsrätter, så kommer priset stiga och fler åtgärder blir lönsamma att genomföra.

5.1.3 Ökad insamling och materialåtervinning av kommunplast (C)

Bakgrund

SYSAV har under 2011 och 2012 bedrivit ett försök med separat insamling av plast som inte är förpackningar genom en separat container vid ÅVC Bunkeflo. Den insamlade plasten har sedan skickats till Swerec i Bredaryd för vidare sortering, hantering och materialåtervinning.

Inom ramen för detta projekt har vi utnyttjat data och erfarenheter från SYSAV:s försök för att studera effekterna på utsläppen av växthusgaser både vid avfallsförbränning med energiåtervinning i form av el och värme och ur systemperspektiv. I detta avsnitt studeras effekten när den utsorterade plasten går till materialåtervinning medan de följande två avsnitten studerar effekten när plasten går till deponering (avsnitt 5.1.4) respektive till cementtugn (avsnitt 5.1.5). Gemensamt för alla tre avsnitten är att den kapacitet som friställs i förbränningsanläggningarna (på grund av utsorteringen) används för att behandla importerat avfall.

Klimatpåverkan

Den resulterande klimatpåverkan är beroende på vilka typer av plaster som sorteras ut och hur återvinningsbara de är. I modelleringen har vi utnyttjat följande data från en plockanalys på det material som skickades från SYSAV till Swerec i juni 2012 [18]:

- HDPE:	31 %
- PP med krita:	23 %
- PP:	20 %
- Summa återvinningsplaster:	74 %
- Övrig plast (PS, EPS, PVC mm):	21 %
- Icke-plaster:	3 %
- Småbitar, ej identifierbara:	1 %
- Folie:	1 %
- Summa totalt:	100 %

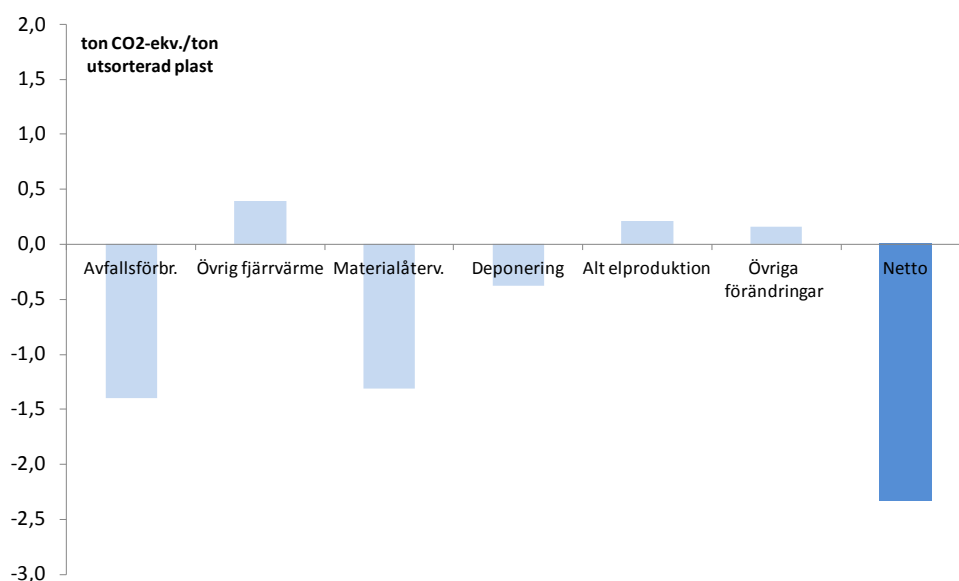
I modelleringen har återvinningsplasterna (dvs de 74 % som motsvarar ”Summa återvinningsplaster” ovan) sorterats ut och vidarebearbetats för att ersätta råoljebaserad råvara. Övrigt material (dvs de övriga 26 %) har i modelleringen blivit ett rejekt som skickas till energiutvinning i cementtugn (dvs på samma sätt som gäller för rejekt vid insamling och återvinning av förpackningsplast i avsnitt 5.1.2).

I Figur 9 illustreras hur utsläppen av växthusgaser påverkas per ton utökad sortering av plast vid ÅVC. Nettot är en tydlig utsläppsminskning som motsvarar ca 2,3 ton CO₂-ekv./ton utsorterad plast.

Ur ett systemperspektiv är de dominerande effekterna minskade utsläpp vid avfallsförbränningen med energiåtervinning i form av el och värme och minskade utsläpp till följd av materialåtervinningen. Den förstnämnda effekten är nettot av att plasten sorteras ut och att den mängdmässigt ersätts med importerat avfall som har ett klart mindre fossilt CO₂-utsläpp (på grund av att plast ingår som en mindre del i det importerade avfallet). De minskade utsläppen vid materialåtervinningen är nettot av en rad olika utsläppsförändringar:

- Utsläpp på grund av insamling, hantering och bearbetning av insamlat material till en råvara som kan ersätta råoljebaserad råvara
- Utsläpp vid hantering av övrigt material och rejekt som uppstår längs hela hanteringskedjan för den insamlade plasten
- Minskade utsläpp då energi från förbränning av rejekt i cementindustrier ersätter användning av kol
- Minskade utsläpp då färdigt material ersätter produktion av råoljebaserad råvara.

Resultaten följer generellt samma mönster som i fallet med plastförpackningar i avsnitt 5.1.2. Den stora skillnaden är att utsläppen här minskar i mindre omfattning vid avfallsförbränning jämfört i fallet med utsortering av plastförpackningar. Detta beror dels på att andelen återvinningsplaster som sorteras ut och som har de högsta specifika CO₂-utsläppen per ton material är lägre än i fallet med förpackningsplast. Vidare ingår i plasten från ÅVC en väsentlig del PP med krita där vi i modelleringen antagit att PP-innehållet är 60 % och att övriga 40 % består av krita⁵ som inte ger upphov till fossila CO₂-emissioner vid förbränning. Den lägre andelen återvinningsplaster och andelen PP med krita bidrar också till att utsläppsminskningen från materialåtervinningen blir lägre jämfört med förpackningsplasten. Utifrån resultaten för förpackningsplast och insamlad plast via ÅVC kan vi därmed konstatera att graden av rätt sorterad och återvinningsbar plast samt dess egenskaper får betydelse för hur stor utsläppsreduktionen blir vid insamling av plast till materialåtervinning.



Figur 9. Förändring av utsläpp av växthusgaser vid materialåtervinning av kommunplast

Figure 9. Change in greenhouse gas emissions due to recycling of municipal plastic

⁵ Krita består av kalciumkarbonat, CaCO₃. Vid upphettning till höga temperaturer (> 1000 grader) faller kalciumkarbonat sönder och genererar kalciumoxid (CaO) och koldioxid (CO₂). Vid avfallsförbränningen antas dock inte detta ske eftersom temperaturen normalt är lägre. Enligt EU:s direktiv om förbränning av avfall (direktiv 2000/76/EG den 4 december 2000 om förbränning av avfall) krävs att man kan visa att förbränningsgaserna av avfallet uppehåller sig vid en temperatur på minst 850°C i minst två sekunder.

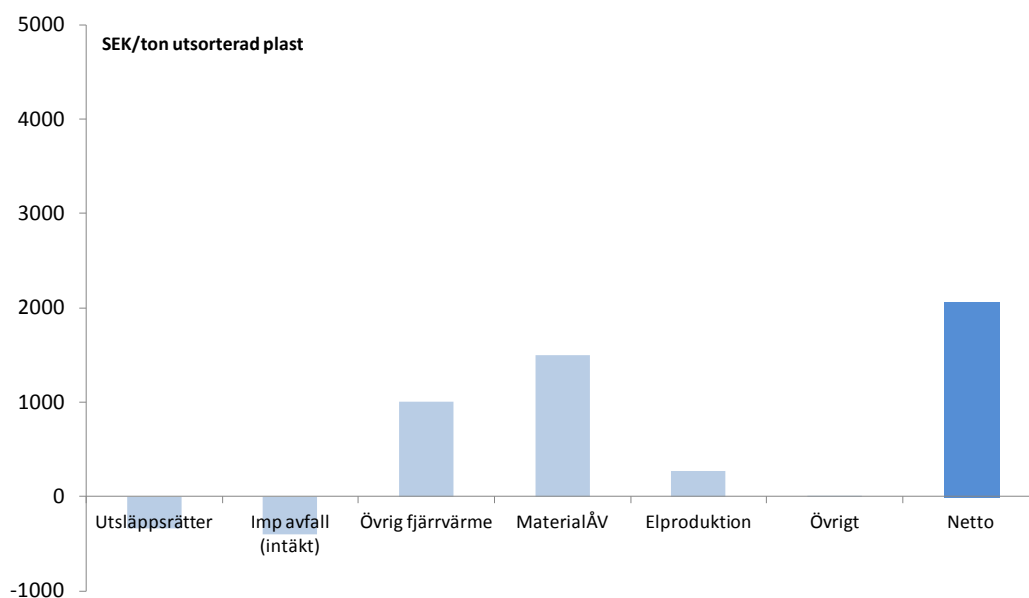
Ekonomi

Inom ramen för projektet har vi kompletterat med kostnader för hantering av insamlad plast från ÅVC baserat på data huvudsakligen från SYSAV. Dessa data speglar hanteringen från insamling vid ÅVC, via transport till sorteringsanläggning och avyttring vid sorteringsanläggningen.

I Figur 10 illustreras hur kostnader ökar och minskar per ton utökad sortering av plast via ÅVC. Nettot är en tydlig kostnadsökning som motsvarar knappt 2100 SEK/ton utsorterad plast.

Kostnadsförändringarna följer samma mönster som för insamling och materialåtervinning av plastförpackningar enligt avsnitt 5.1.2. Kostnadsökningarna domineras av den ökade kostnaden för hantering av plast från ÅVC ("MaterialÅV") och kostnaden för den fjärrvärme som måste produceras med övriga fjärrvärmeanläggningar för att täcka bortfallet av värme från avfallsförbränningen. Men i jämförelse med plastförpackningarna ligger merkostnaderna på klart lägre nivåer. Detta beror huvudsakligen på att insamling och transport av plast från ÅVC till sorteringsanläggningen sker till betydligt lägre kostnader än när plastförpackningar samlas in hushållsnära via bringstationer/fastighetsnära, balas, omlastas och därefter transporteras till en sorteringsanläggning. Även kostnaden för övrig fjärrvärme blir lägre då den utsorterade plasten via ÅVC har ett lägre värmevärde än förpackningsplasten.

Den resulterande merkostnaden, exklusive undviken kostnad för utsläppsätter, har vi även satt i förhållande till utsläppsreduktion som uppnås enligt föregående avsnitt. Detta ger ett mått på kostnaden för denna åtgärd i förhållande till andra åtgärder för att minska utsläppen av växthusgaser. Med den eurokurs som används i projektet (1 euro = 9,5 SEK år 2020) ger detta en åtgärds-kostnad på knappt 110 euro/ton CO₂-ekv.



Figur 10. Förändring av kostnader vid materialåtervinning av kommunplast

Figure 10. Change in costs due to recycling of municipal plastic

Potential

Enligt [19] tyder erfarenheter på att kommuner med insamling av plast vid alla sina ÅVC kan nå upp till en insamlad mängd på ca 3 kg/invånare, år. Denna insamlingspotential borde åtminstone kunna öka i takt med avfallsmängdsutvecklingen mellan 2010 och 2020 (2 % per år i detta projekt). Samtidigt sker redan idag en viss insamling av plast via ÅVC, men det är oklart hur omfattande denna insamling är och hur stora mängder som samlas in i dagsläget.

Som en potential för år 2020 antas att insamlingen totalt skulle kunna öka med 3 kg/invånare. Vid en befolkning år 2020 på 10,2 miljoner invånare enligt [20] ger detta en total potential för utsorteringen på 30 600 ton. Kombinerat med en minskning av växthusgasutsläppen på 2,3 ton CO₂-ekv./ton insamlad plast ger detta en total reduktion av växthusgasutsläppen på ca 71 kton CO₂-ekv. i systemperspektiv. Motsvarande beräkning i skorstensperspektiv (dvs för avfallsförbränning enbart) innebär en potentiell utsläppsminskning på 43 kton CO₂-ekv.

5.1.4 Ökad insamling och deponering av kommunplast (D)

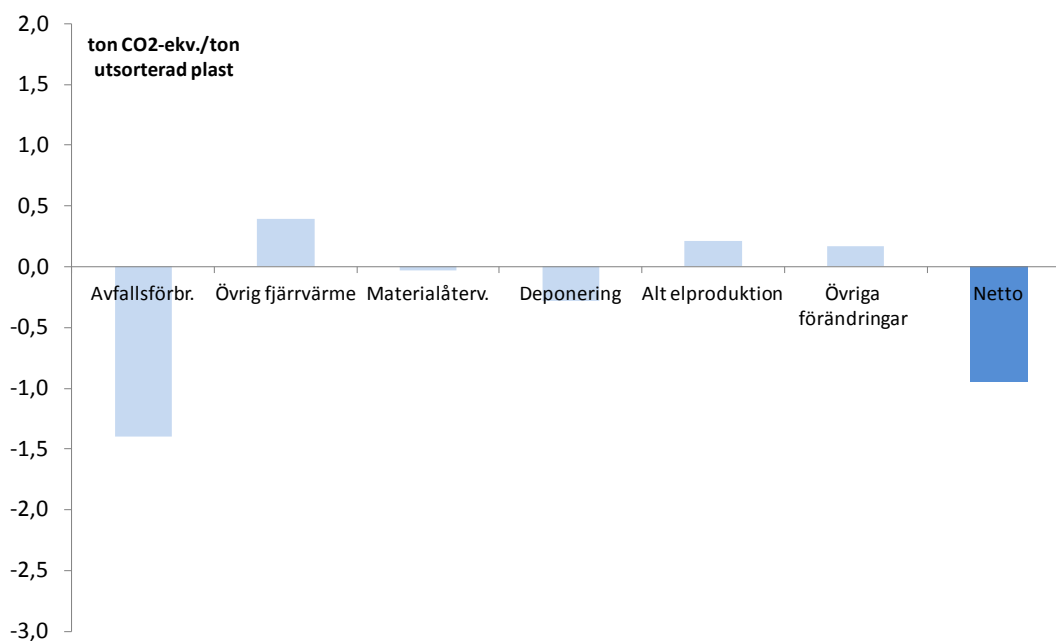
Bakgrund

Samma typ av data kring utsortering och sammansättning av plast används som i avsnitt 5.1.3. Skillnaden är här att plasten transporteras till deponi och deponeras istället för att skickas vidare till materialåtervinning. Precis som i avsnitt 5.1.3 används den kapacitet som friställs i förbränningsanläggningarna (på grund av utsorteringen) för att behandla importerat avfall. Det bör poängteras att den studerade deponeringen av plast inte är tillåten i Sverige idag på grund av de svenska deponiförbuden.

Klimatpåverkan

I Figur 11 illustreras hur utsläppen av växthusgaser påverkas per ton utökad sortering av plast vid ÅVC. Nettot är en tydlig utsläppsminskning som motsvarar ca 0,9 ton CO₂-ekv./ton utsorterad plast.

Påverkan på avfallsförbränning, övrig fjärrvärmeproduktion och alternativ elproduktion blir densamma som i fallet med utsortering och materialåtervinning. Detta beror på att samma typ av avfall sorteras ut från förbränningen och att det ersätts med samma typ av importerat avfall. Men eftersom det utsorterade materialet inte utnyttjas för att ersätta råoljebaserat material så uppnås inga utsläppsreduktioner för materialåtervinning av plast⁶. Detta är huvudorsaken till att utsläppsminskningen blir klart lägre i detta fall.



Figur 11. Förändring av utsläpp av växthusgaser vid deponering av kommunplast

Figure 11. Change in greenhouse gas emissions due to landfilling of municipal plastic

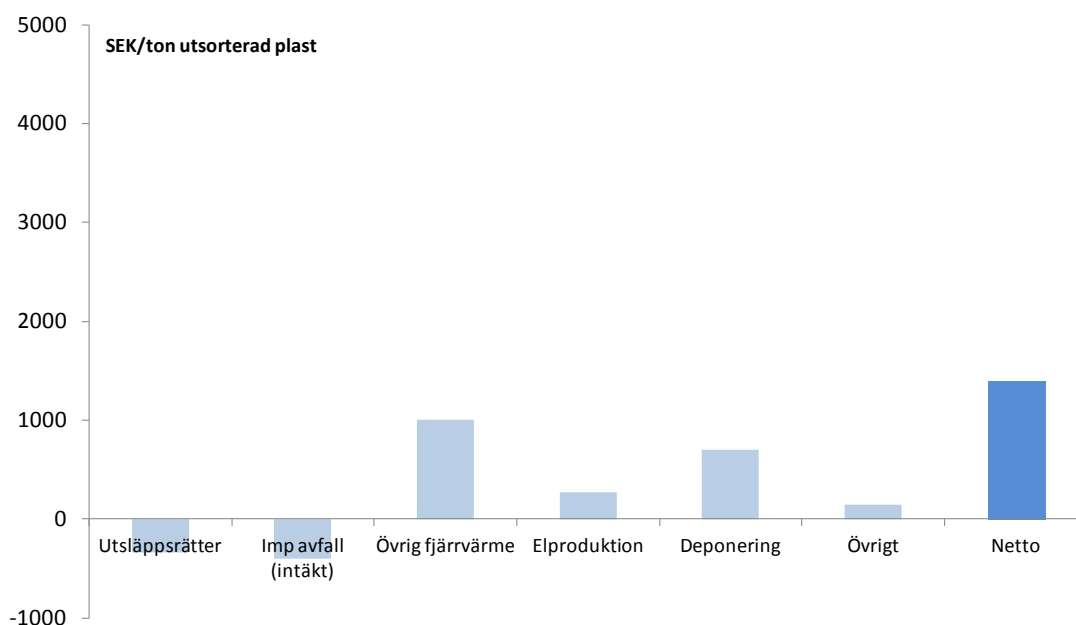
⁶ Den lilla utsläppsreduktion som kan observeras för materialåtervinning i Figur 9 beror på att det importerade avfallet innehåller en liten del metall som sorteras ut från slaggen vid förbränningen och går till materialåtervinning.

Ekonomi

I Figur 12 illustreras hur kostnader ökar och minskar per ton utökad sortering av plast via ÅVC. Nettot är en tydlig kostnadsökning som motsvarar knappt 1400 SEK/ton utsorterad plast. Här bör noteras att vi inkluderat dagens deponiskatt (435 SEK/ton) i kostnaden för deponeringen av den utsorterade plasten.

Kostnadsförändringarna följer samma mönster som för insamling och materialåtervinning enligt avsnitt 5.1.3, förutom att kostnadsposten ”MaterialÅV” ersatts av ”Deponering”. Deponeringen sker till en lägre kostnad jämfört med materialåtervinningen vilket är anledningen till att kostnaden per ton utsorterat material blir lägre i detta fall.

Men den resulterande merkostnaden, exklusive undviken kostnad för utsläppsrätter, i förhållande till utsläppsreduktion som uppnås blir klart högre i detta fall. Baserat på den euron som används i projektet (1 euro = 9,5 SEK år 2020) ger detta en åtgärds kostnad på drygt 190 euro/ton CO₂-ekv.



Figur 12. Förändring av kostnader vid deponering av kommunplast

Figure 12. Change in costs due to landfilling of municipal plastic

Potential

Med samma potentiella utsortering som i avsnitt 5.1.3 (30 600 ton) och en minskning av växthusgasutsläppen på 0,9 ton CO₂-ekv./ton insamlad plast ger detta en total reduktion av växthusgasutsläppen på ca 29 kton CO₂-ekv. i systemperspektiv. Motsvarande beräkning i skorstensperspektiv (dvs för avfallsförbränning enbart) innebär en potentiell utsläppsminskning på 43 kton CO₂-ekv.

5.1.5 Ökad insamling och förbränning av kommunplast i cementugn (E)

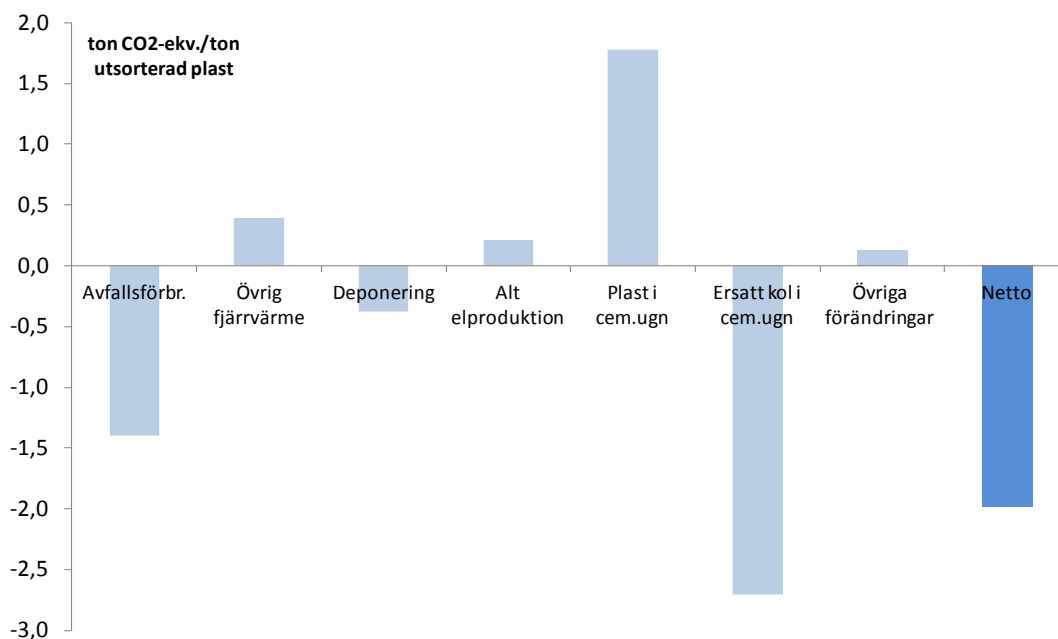
Bakgrund

Samma typ av data kring utsortering och sammansättning av plast används som i avsnitt 5.1.3. Skillnaden är här att plasten transporteras till cementugn och förbränns istället för att skickas vidare till materialåtervinning. Därvid antas plasten ersätta användning av kol vid cementugnen. Precis som i avsnitt 5.1.3 används den kapacitet som friställs i förbränningsanläggningarna (på grund av utsorteringen) för att behandla importerat avfall.

Klimatpåverkan

I Figur 13 illustreras hur utsläppen av växthusgaser påverkas per ton utökad sortering av plast vid ÅVC. Nettot är en tydlig utsläppsminskning som motsvarar knappt 2,0 ton CO₂-ekv./ton utsorterad plast.

Påverkan på avfallsförbränning, övrig fjärrvärmeproduktion och alternativ elproduktion blir detsamma som i fallet med utsortering och materialåtervinning. Detta beror på att samma typ av avfall sorteras ut från förbränningen och det ersätts med samma typ av importerat avfall. Men eftersom det utsorterade materialet inte utnyttjas för att ersätta råoljebaserat material så uppnås inga utsläppsreduktioner för materialåtervinning av plast. Istället uppstår en nettominskning av utsläppen av växthusgaser till följd av att den utsorterade plasten förbränns i cementugnen (vilket genererar samma utsläpp av växthusgaser som tidigare skedde i avfallsförbränningen med energiåtervinning i form av el och värme) och man samtidigt undviker utsläpp för att ta generera motsvarande energimängd genom förbränning av kol.



Figur 13. Förändring av utsläpp av växthusgaser vid förbränning av kommunplast i cementugn

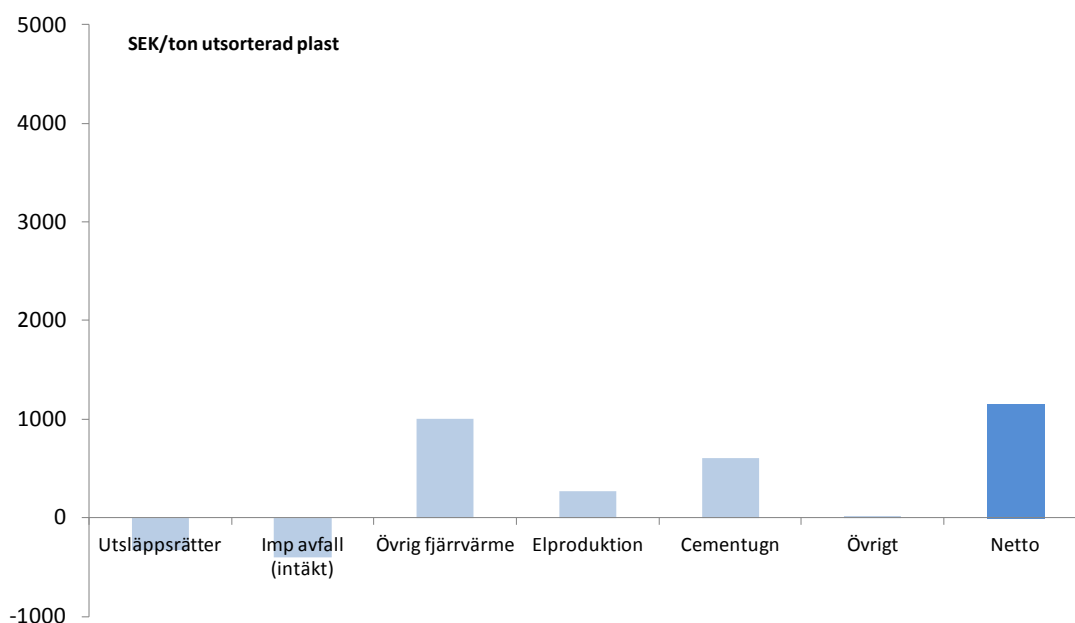
Figure 13. Change in greenhouse gas emissions due to combustion of municipal plastic in cement kiln

Ekonomi

I Figur 14 illustreras hur kostnader ökar och minskar per ton utökad sortering av plast via ÅVC. Nettot är en tydlig kostnadsökning som motsvarar knappt 1200 SEK/ton utsorterad plast. Här bör noteras att vi inkluderat kostnader för hantering av plast från ÅVC till cementugn och att plasten avlämnas vid cementugnen till en mottagningsavgift på 0 SEK/ton. Det sistnämnda innebär ett implicit antagande om att cementugnens nettokostnad för att använda den utsorterade plasten istället för kol uppgår till 0 SEK/ton. Antagandet baseras på att prisbilden idag ligger kring 0 SEK/ton för utsorterade avfallsbränslen enligt [21] och att denna prisbild i projektet antas gälla även år 2020.

Kostnadsförändringarna följer samma mönster som för insamling och materialåtervinning enligt avsnitt 5.1.3, förutom att kostnadsposten "MaterialÅV" ersatts av "Cementugn". Avsättning till cementugn sker till en lägre kostnad jämfört med materialåtervinningen vilket är anledningen till att kostnaden per ton utsorterat material blir lägre i detta fall.

Även den resulterande merkostnaden, exklusive undviken kostnad för utsläppsrätter, i förhållande till utsläppsreduktion som uppnås blir lägre i detta fall. Med den eurokurs som används i projektet (1 euro = 9,5 SEK år 2020) ger detta en åtgärdskostnad på knappt 80 euro/ton CO₂-ekv.



Figur 14. Förändring av kostnader vid förbränning av kommunplast i cementugn

Figure 14. Change in costs due to combustion of municipal plastic in cement kiln

Potential

Med samma potentiella utsortering som i avsnitt 5.1.3 (30 600 ton) och en minskning av växthusgasutsläppen på knappt 2,0 ton CO₂-ekv./ton insamlad plast ger detta en total reduktion av växthusgasutsläppen på ca 60 kton CO₂-ekv. i systemperspektiv. Motsvarande beräkning i skorstensperspektiv (dvs för avfallsförbränning i fjärrvärmesystemen enbart) innebär en potentiell utsläppsminskning på 43 kton CO₂-ekv.

5.1.6 Avskiljning och deponering av förnybar och fossil CO₂ (F)

Bakgrund

Denna åtgärd innebär ingen påverkan på flödena in till avfallsförbränningen med energiåtervinning i form av el och värme. Istället avskiljs den bildade koldioxiden från rökgaserna och distribueras till en underjordisk geologisk formation där den deponeras. I beräkningarna antas deponeringen fungera perfekt, dvs att inga läckage sker av koldioxid när den väl deponerats.

Klimatpåverkan

Till skillnad från de övriga åtgärderna så omfattas både utsläpp av förnybart och fossil CO₂. Det blir då relevant hur stora CO₂-utsläpp som totalt sker från svensk avfallsförbränning med energiåtervinning i form av el och värme. Enligt de mätningar som gjordes i Avfall Sveriges omfattande studie av fossil kolandel i avfall till svensk förbränning [22] så bedömdes den fossila kolandelen motsvara 10 vikts-% av avfallet och ca 1/3 av de totala CO₂-emissionerna. Detta motsvarar en total CO₂-emission (dvs CO₂ från förbränning av både förnybart och fossilt material) på ca 1,1 ton CO₂/ton förbränt avfall.

I en studie som gjorts för avskiljning och deponering av CO₂ från stora utläppskällor i Skagerak-regionen ingår avfallsförbränningsläggningen i Göteborg [25]. I studien inkluderas hela hanteringen från avskiljningen till deponeringen av CO₂. Baserat på studien kan man beräkna att utsläppen av växthusgaser netto minskar med 81 % vid avfallsförbränningen då man även inkluderar utsläppen från den extra energiåtgång som krävs för att avskilja CO₂. Detta skulle därmed motsvara en utsläppsminskning på knappt 0,9 ton CO₂/ton förbränt avfall i systemperspektiv. I skorstensperspektiv (dvs för avfallsförbränning enbart) minskar utsläppen med 85 % enligt samma studie.

Ekonomi

I [25] inkluderas även uppskattningar av kostnader för avskiljning och transport av avskild CO₂ från avfallsförbränningsanläggningen i Göteborg till deponering i formationer under Skagerak. Däremot ingår ingen kostnadsangivelse för deponeringen. Den har vi istället uppskattat utifrån uppgifter i [26] och [27]. Vidare har vi räknat om kostnaderna till att gälla per netto reducerat CO₂.

Detta ger en total åtgärds kostnad på drygt 90 euro/ton reducerat CO₂, vilken fördelar sig som 75 euro/ton för avskiljning och drygt 15 euro/ton för transport och deponering. Detta är förhållandevis höga kostnader för avskiljning, transport och deponering jämfört med studier där tekniken etableras vid stora kolkraftverk i Europa. Resultaten i [27] indikerar att det finns en tydlig koppling mellan den specifika kostnaden för avskiljning av CO₂ och utläppskällans totala utsläpp. I [27] varierar kostnaden för avskiljning, transport och deponering av CO₂ från stora kolkraftverk i Europa mellan 20 och 60 euro/ton CO₂ för den studerade perioden 2020-2050.

Potential

Givet att det krävs stora utläppskällor för att få ned de specifika kostnaderna och att det krävs en närhet till underjordiska formationer så reduceras snabbt antalet anläggningar som kan vara aktuella. På västkusten är Malmös avfallsförbränning av ungefär samma storlek som Göteborgs dito och det finns möjliga geologiska formationer i Malmös närhet för deponering av CO₂ enligt [28]. I Stockholmsområdet finns också stora

förbränningsanläggningar, men här är avståndet till möjliga identifierade formationer större enligt [28]. I denna potentialberäkning begränsar vi oss därför till de två anläggningarna i Göteborg och Malmö som tillsammans har en förbränningskapacitet på 1,09 Mton avfall. Utifrån att det förnybara och fossila CO₂-utsläppet vid dessa anläggningar år 2020 motsvarar det nationella genomsnittet enligt ovan (1,1 ton CO₂/ton förbränt avfall), att anläggningarna använder hela sin kapacitet och att nettoreduktionen uppgår till 81 % ger detta en total potentiell utsläppsminskning på drygt 970 kton CO₂-ekv./år i systemperspektiv. Motsvarande beräkning i skorstensperspektiv (dvs för avfallsförbränning enbart) innebär en potentiell utsläppsminskning på 1020 kton CO₂-ekv.

5.1.7 Ökad elverkningsgrad vid avfallsförbränning (G)

Bakgrund

Baserat på förutsättningarna i avsnitt 4.3.7 antas denna åtgärd inte medföra någon förändring av det förbrända avfallet. Däremot ökar elproduktionen från avfallsförbränningen medan värmeproduktionen minskar. För denna åtgärd görs enbart beräkningar av klimatpåverkan.

Klimatpåverkan

Eftersom antagandet gäller att hela den genomsnittliga elproduktionen vid svensk avfallsförbränning ökar så innebär denna åtgärd att all avfallsförbränning påverkas. Därmed omfattas allt avfall som förbränns (6,9 Mton i Grundfall 2020) av denna åtgärd.

Totalt innebär åtgärden att utsläppen minskar med drygt 170 kton CO₂-ekv./år i systemperspektiv. Detta är en nettoeffekt att utsläppen för alternativ elproduktion minskar med drygt 200 kton CO₂-ekv./år medan utsläppen för alternativ värmeproduktion ökar med ca 30 kton CO₂-ekv./år. I skorstensperspektiv sker ingen förändring av utsläppen eftersom samma mängd och typ av avfall förbränns.

6 Diskussion

Klimatpåverkan och potentialer

I delprojektet studerades följande åtgärder för att minska klimatpåverkan från avfallsförbränning med energiåtervinning i form av el och värme ur systemperspektiv:

- A. Övergång av produktion av plast (HDPE) från fossil råvara till förnybar råvara
- B. Ökad insamling och materialåtervinning av förpackningsplast
- C. Insamling av kommunplast (annan plast än förpackningsplast, t.ex. av möbler, leksaker, dunkar, rör, hinkar, pulkor, backar och pallar) och materialåtervinning
- D. Insamling av kommunplast och deponering (OBS! Ej tillåtet med dagens regelverk men inkluderat som ett alternativ till att avskilja och deponera CO₂, åtgärd F)
- E. Insamling av kommunplast och förbränning vid cementindustrier
- F. Avskiljning och lagring av förnybar och fossil CO₂
- G. Ökad elverkningsgrad vid avfallsförbränning

Resultaten från föregående kapitel visar att alla de studerade åtgärderna leder till reduktion av utsläppen av växthusgaser. För alla åtgärder sker en reduktion av utsläppen vid avfallsförbränningens skorsten. Även i ett övergripande systemperspektiv, dvs när andra förändringar vägs in förutom förändringen vid skorstenen, så minskar utsläppen av växthusgaser. I de flesta fall är reduktionen större i systemperspektiv än i skorstensperspektiv, men det finns ett tydligt undantag:

- Insamling av kommunplast och deponering (D).

Med denna åtgärd nyttiggörs plasten varken för material- eller energiändamål vilket innebär att ingen reduktion sker av utsläpp i andra sektorer. I stället måste bortfallet av värme- och elproduktion från avfallsförbränningen täckas upp med alternativ fjärrvärme- och elproduktion vilket leder till utsläpp som försämrar resultatet ur systemperspektiv jämfört med när man tittar på resultatet för enbart avfallsförbränningen.

Räknat per ton avfall som respektive åtgärd omfattar uppvisar övergång från fossil till förnybar HDPE (A) och utsortering och materialåtervinning av förpackningsplast (B) störst utsläppsreduktioner. En viktig orsak till detta är att råoljebaserad produktion av plast kan undvikas – antingen genom att en förnybar råvara används eller genom att återvunnen råvara från materialåtervinningen används istället.

Tittar man på de totala potentialerna för utsläppsreduktionen år 2020 ligger den i intervallet 30-170 kton CO₂-ekv./åtgärd ur systemperspektiv för alla de studerade åtgärderna förutom avskiljning och deponering av förnybar och fossil CO₂ (F). Detta gäller vid de ekonomiska förutsättningar som respektive åtgärd beräknats för (och som jämförs i nästa avsnitt). Vissa av dessa åtgärder utesluter varandra (t.ex. får man välja om kommunplast skall materialåtervinnas, deponeras eller förbrännas i cementugn). Men t.ex. skulle man kunna kombinera både utökad insamling och materialåtervinning av förpackningsplast (B) och kommunplast (C) vilket tillsammans skulle kunna ge en utsläppsreduktion på drygt 100 kton CO₂-ekv. ur systemperspektiv år 2020.

Det finns potential att sortera ut mycket större mängder plast, men kostnaderna för sådan ytterligare utökad sortering har inte kartlagts i projektet. Detta gäller t.ex. ytterligare utökad

sortering av plastförpackningar där en halvering av de mängder som finns i avfallet till förbränning har potential att minska utsläppen med 225 kton CO₂-ekv. ur systemperspektiv år 2020.

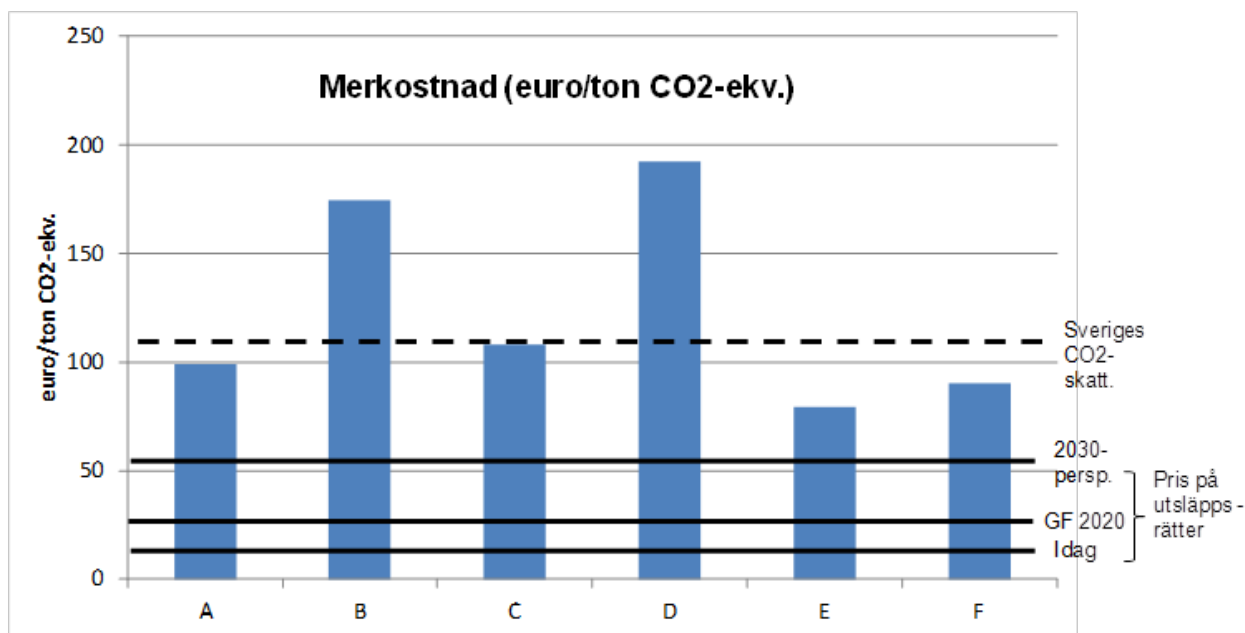
Den åtgärd som uppvisar den överlägset största potentiella utsläppsreduktionen är avskiljning och deponering av förnybar och fossil CO₂. Trots att potentialen baseras på att tekniken enbart appliceras vid anläggningarna i Göteborg och Malmö så uppgår den potentiella utsläppsreduktionen till 970 kton CO₂-ekv. i systemperspektiv. Vid dessa anläggningar blir avfallsförbränningen netto en CO₂-sänka som reducerar mängden CO₂ i atmosfären. Det bör dock betonas att denna åtgärd är behäftad med de största osäkerheterna och det är tveksamt om tekniken kommer att vara kommersiellt tillgänglig och applicerbar år 2020.

Ekonomi

Samtliga åtgärder innebär merkostnader i jämförelse med Grundfall 2020 där inga åtgärder införs. I Figur 15 (se nästa sida) jämförs merkostnaderna utslaget på de utsläppsreduktioner som respektive åtgärd uppnår. Jämförelsen görs i euro/ton CO₂-ekv. och i figuren inkluderas även linjer för priset på utsläppsrätter idag, i Grundfall 2020 (GF 2020) och i ett 2030-perspektiv.

I jämförelse med det internationella priset på utsläppsrätter är merkostnaderna höga. Däremot ligger flera av dem i nivå med eller t.o.m under den svenska beskattningen på CO₂ som för närvarande uppgår till 110 euro/ton CO₂ i sitt grundutförande.

Eftersom svenska avfallsförbränningsanläggningar sedan 1 januari 2013 ingår i handeln med utsläppsrätter är det detta pris som styr vilka åtgärder som kommer att genomföras. Det krävs sålunda förändrade förutsättningar, antingen vad gäller teknikerna och deras prestanda eller i omvärlden (t.ex. högre råoljepriser eller högre kolpriser) för att det ur strikt ekonomisk synvinkel går att argumentera för dessa åtgärder jämfört med att göra andra åtgärder inom ramen för handeln med utsläppsrätter. Å andra sidan bör man betänka att åtgärderna även kan ge bidrag till att reducera annan miljöpåverkan (t.ex. förurning och övergödning) och detta har inte kvantifierats och värderats inom ramen för projektet.



Figur 15. Uppskattade merkostnader i förhållande till den utsläppsreduktion åtgärderna A-F genererar i systemperspektiv.

A: Övergång till förnybar HDPE, B: Ökad insamling och materialåtervinning av förpackningsplast, C: Insamling av plast vid återvinningscentraler och materialåtervinning, D: Insamling av plast vid återvinningscentraler och deponering, E: Insamling av plast vid återvinningscentraler och förbränning i cementindustrin, F: Avskiljning och deponering av CO₂ vid avfallsförbränning

Figure 15. Estimated additional costs, in relation to the emission reduction, the measures A-F generate in a system perspective.

A: Production of plastic (HDPE) from renewable raw materials instead of fossil raw materials, B: Increase in collection and recycling of plastic packaging, C: Collection of municipal plastic and recycling, D: Collection of municipal plastic and landfilling, E: Collection of municipal plastic and combustion in cement industries, F: Capture and storage of renewable and fossil CO₂

Andra aspekter

Två av åtgärderna (B och C) innebär en övergång från avfallsförbränning med energiåtervinning till materialåtervinning av plast. Det är värt att notera att trots att ca 30 % av det insamlade materialet till materialåtervinning blir rejekt så innebär övergången en tydlig reduktion av växthusgasutsläppen. En viktig orsak till detta är att rejektet går till energiåtervinning genom att det förbränns i cementindustrier och där ersätter förbränning av kol. Hade man istället antagit att rejektet gått till deponering så hade utfallet blivit sämre.

Detta illustrerar hur centralt det är att se material- och energiåtervinning i kombination för att uppnå största möjliga utsläppsreduktion. I ett europeiskt perspektiv uppvisar länderna med högst andel energiåtervinning av plast också de högsta nivåerna för materialåtervinning av plast enligt [8]. Man kan konstatera att dessa länder lyckats bäst att styra bort plastavfall från den vanligaste behandlingsformen i Europa som helhet, dvs deponering.

Hur kombinationen av material- och energiåtervinning skall se ut är fråga för ständig utvärdering. Teknikutveckling och förändrade omvärldsförutsättningar (t.ex. energi- och materialpriser) är exempel på faktorer som påverkar nyttan av respektive metod både ur ekonomiskt perspektiv och ur ett miljöperspektiv. Materialåtervinning har en stor potential för teknisk utveckling som på sikt kommer att göra att en större del av plastflödet kan behandlas med hög effektivitet. Idag kräver en väl fungerande materialåtervinning att olämpligt material tas bort. Exempel på detta kan t.ex. vara uttjänta polymerer, svårseparerade blandningar av olika polymerer, fyllmedel och miljögiftigt, hälsofarligt och smittsamt material.

Vidare kan konstateras att utvecklingen av förnybara plaster är gynnsam när det gäller att minska de fossila utsläppen vid avfallsförbränning med energiåtervinning i form av el och värme. För avfallsförbränningen spelar det ingen roll om dessa plaster är bionedbrytbara eller inte bionedbrytbara eftersom de oavsett vilket förbränns fullständigt. Men vid materialåtervinningen kan de bionedbrytbara plasterna innebära kvalitetsproblem om de samlas in med plaster som inte är bionedbrytbara och som skall användas i applikationer där produkten skall ha hög motståndskraft till att brytas ned av faktorer såsom t.ex. solljus, värme och mikroorganismer. Detta kan innebära en risk för ökade rejektmängder vid materialåtervinning för att säkerställa att det material som används i nya produkter har tillräckligt hög kvalitet.

7 Slutsatser

De viktigaste slutsatserna från detta projekt är följande:

- I ett skorstensperspektiv var 2011 de totala fossila CO₂-utsläppen från svensk avfallsförbränning med energiåtervinning i form av el och värme ca 1,9 Mton. Detta motsvarar ca 25 % av Sveriges totala utsläpp av fossil CO₂ från el- och värmeproduktion och ca 23 % av Sveriges totala utsläpp av växthusgaser från el- och värmeproduktion. Vidare motsvarar det drygt 3 % av Sveriges totala utsläpp av växthusgaser. Men i ett systemperspektiv innebär svensk avfallsförbränning att de klimatpåverkande utsläppen minskar när deponering ersätts.
- Det finns många faktorer som påverkar de framtida fossila CO₂-utsläppen från svensk avfallsförbränning med energiåtervinning. Det är t.ex. den framtida tillväxten för plaster baserade på förnybar råvara, konsumtionsmönster och sammansättning av avfall, avfallsförebyggande, styrmedel och marknadsförutsättningar för ökad materialåtervinning av plast, kapacitetsutveckling för avfallsförbränning samt typ och mängd av importerat avfallsbränsle.
- I ett skorstensperspektiv skulle de totala fossila CO₂-utsläppen öka med knappt 0,6 Mton till 2,5 Mton CO₂ år 2020. Detta under förutsättning att dagens fossila utsläpp per ton förbränt avfall består även 2020 och att alla planer på utbyggd avfallsförbränningskapacitet förverkligas och utnyttjas fullt ut genom import. Men i systemperspektiv innebär utbyggnaden netto **minskning** av klimatpåverkande utsläpp med drygt 1,0 Mton CO₂-ekvivalenter givet att importen ersätter deponering i avsändarländerna.
- I projektet har sju olika åtgärder studerats för att reducera utsläppen av växthusgaser i samband med avfallsförbränning med energiåtervinning i form av el och värme:
 - A. Övergång av produktion av plast (HDPE) från fossil råvara till förnybar råvara
 - B. Ökad insamling och materialåtervinning av förpackningsplast
 - C. Insamling och materialåtervinning av kommunplast (annan plast än förpackningsplast, t.ex. av möbler, leksaker, dunkar, rör, hinkar, pulkor, backar och pallar)
 - D. Insamling av kommunplast till deponering (OBS! Ej tillåtet med dagens regelverk men inkluderat som ett alternativ till att avskilja och deponera CO₂, åtgärd F)
 - E. Insamling av kommunplast och förbränning vid cementindustrier
 - F. Avskiljning och deponering av förnybar och fossil CO₂
 - G. Ökad elverkningsgrad vid avfallsförbränning
- För åtgärderna A–F ovan sker en reduktion av utsläppen ur ett skorstensperspektiv. I ett övergripande systemperspektiv, dvs när andra förändringar vägs in förutom förändringen vid skorstenen, så minskar utsläppen av växthusgaser för samtliga sju åtgärder A–G.
- Störst utsläppsreduktion per ton avfall som respektive åtgärd omfattar, uppvisar övergång från fossil till förnybar HDPE (A) och utsortering och

materialåtervinning av plastförpackningar (B). Detta gäller både i skorstens- och systemperspektiv.

- Tittar man på de totala potentialerna för utsläppsreduktionen år 2020 ligger de i intervallet 0-50 (skorstensperspektiv) respektive 30-170 kton CO₂-ekv. (systemperspektiv) för alla de studerade åtgärderna utom för avskiljning och deponering av förnybar och fossil CO₂ (F).
- Avskiljning och deponering av förnybar och fossil CO₂ (F) uppvisar den överlägset största potentiella utsläppsreduktionen både ur skorstens- och systemperspektiv (1020 respektive 970 kton CO₂-ekv.). Vid de anläggningar där tekniken appliceras blir avfallsförbränningen en CO₂-sänka som reducerar mängden CO₂ i atmosfären. Denna åtgärd är dock behäftad med de största osäkerheterna och det är tveksamt om tekniken kommer att vara kommersiellt tillgänglig och applicerbar år 2020.
- Samtliga åtgärder innebär uppskattade merkostnader i intervallet 80 – 190 euro/ton CO₂-ekv. I ett systemperspektiv är kostnaderna för respektive åtgärd för utsläppsreduktion höga i jämförelse med det europeiska priset på utsläppsrätter som bedöms ligga i intervallet 10-60 euro/ton CO₂ fram till 2030. Däremot ligger merkostnaderna för flera av åtgärderna i nivå med eller t.o.m under den svenska beskattningen på CO₂ som uppgår till 110 euro/ton CO₂ i sitt grundutförande.
- Åtgärden med lägst uppskattad merkostnad per utsläppsreduktion (knappt 80 euro/ton CO₂-ekv.) utgörs av utsortering av kommunplast via återvinningscentraler som sedan används som bränsle i cementtillverkning (E). Utsläppsreduktionen uppstår framförallt genom att plasten ersätter kol som bränsle vid cementindustrin medan den minskade förbränningen av plast i avfallsförbränning med el- och värmeproduktion till stor del ersätts av förnybara bränslen (framförallt vid alternativ värmeproduktion) i andra anläggningar.

8 Rekommendationer och användning

Resultaten från projektet visar att det är centralt både för avfalls- och energiaktörer att kontinuerligt arbeta med åtgärder för att minska utsläppen av fossil CO₂ och andra växthusgaser i samband med avfallsförbränning. I ett skorstensperspektiv utgör avfallsförbränning en icke obetydlig andel (knappt en fjärdedel) andel av Sveriges utsläpp av växthusgaser från el- och värmeproduktion.

Samtidigt är det centralt att alla åtgärder utvärderas av aktörerna ur ett systemperspektiv. Utsläppen av växthusgaser har en global påverkan oavsett var utsläppen sker. Därför kan ökade utsläpp från svensk avfallsförbränning vara gynnsamma genom att utsläppen av klimatpåverkande gaser minskar på andra ställen i större omfattning, t.ex. genom att användningen av andra bränslen för el- och värmeproduktion minskar och genom att deponering undviks i avsändarländer vid import av avfallsbränsle till Sverige.

Ur både ett aktörs- och myndighetsperspektiv är det relevant att bestämma sig hur mycket åtgärderna får kosta och om geografin (dvs var utsläppen sker) spelar någon roll. Samtliga studerade åtgärder leder till reduktion av utsläppen av växthusgaser, men samtidigt leder de också till merkostnader jämfört med att inte göra några åtgärder. Merkostnaden för flera av åtgärderna ligger i nivå med eller t.o.m under den svenska beskattningen av fossil CO₂ medan de samtidigt ligger klart över dagens och framtida förväntade priser till 2030 inom ramen för den europeiska handeln med utsläppsrätter. Eftersom svenska avfallsförbränningsanläggningar sedan 1 januari 2013 ingår i handeln med utsläppsrätter är det detta pris som styr vilka åtgärder som kommer att genomföras om inga förändringar sker av rådande regelverk rörande utsläppsrätter och svensk beskattning av fossil CO₂.

Använder man priset på utsläppsrätter som utgångspunkt bör man vänta med dessa åtgärder tills omvärldsfaktorerna förändrats så att merkostnaden ligger i nivå med priset på utsläppsrätter. Exempel på omvärldsfaktorer som gynnar åtgärderna i denna studie är högre efterfrågan på återvunnen plast som driver upp priset på återvunnen plast och hårdare europeiska/globala krav på minskningar av utsläppen av växthusgaser som driver upp priset på utsläppsrätter.

Använder man svensk beskattning av fossil CO₂ som utgångspunkt är det kostnadseffektivt att införa flera åtgärder, vilket framförallt kommer att leda till minskade utsläpp i Sverige. Men detta kräver förändrade regelverk där svensk avfallsförbränning omfattas av full svensk beskattning av fossil CO₂ istället för att inkluderas i handeln med utsläppsrätter.

För framtida arbeten inom området är det relevant att kontinuerligt studera och utvärdera de framsteg och den teknikutveckling som sker både avseende produktion av plast från förnybara material och materialåtervinning av plast. Bägge områdena är förhållandevis nya jämfört med avfallsförbränning och har tydlig utvecklingspotential. Utvärderingarna bör göras i systemperspektiv och på samma sätt som här bör eventuella merkostnader sättas i relation till den utsläppsminskning som uppnås.

9 Litteraturreferenser

- [1] Bio Intelligence Service; "Plastic waste in the environment", on commission by European Commission DG ENV, Paris, April, 2011
- [2] Ljunggren Söderman, M, Björklund, A, Ekvall, T, Eriksson, O, Östblom, G, Sjöström, M, Stenmarck, Å and Sundqvist, J-O; "An integrated concept for assessing policy instruments for a more sustainable waste management", Proceedings of 4th International Conference on Life Cycle Management, Cape Town, 6-9 September, 2009
- [3] Bisaillon M, Finnveden G, Noring M, Stenmarck Å, Sundberg J, Sundqvist J-O, och Tyskeng S; "Nya styrmedel inom avfallsområdet?", TRITA-INFRA-FMS 2009:7, ISSN 1652-5442, Stockholm, 2009
- [4] Sahlin J, Ekvall T, Bisaillon M, Sundberg J; "Introduction of a waste incineration tax: Effects on the Swedish waste flows", Resources, Conservation and Recycling 51(4), p. 827–846, 2007
- [5] Bhander G S, Christensen T H, Hauschild M Z; "EASEWASTE - life cycle modeling capabilities for waste management technologies", International Journal of Life Cycle Assessment 15, p. 403-416, 2010
- [6] Larsen A, Merrild H, Møller J, och Christensen T H; "Waste collection systems for recyclables: An environmental and economic assessment for the municipality of Aarhus (Denmark)", Waste Management 30, p. 744-745, 2010
- [7] Nordic Energy Perspectives; "The Future of Nordic District Heating - A First Look at District Heat Pricing and Regulation – Intermediate report", 2009
- [8] Plastic Europe; "Plastics – the Facts 2012. An analysis of European plastics production, demand and waste data for 2011", Plastics Europe, Brussels, October, 2012
- [9] PlasticsEurope, EuPC, EuPR, EPRO and Consultic; "The Compelling Facts about Plastics - An analysis of European plastics production, demand and recovery for 2008", 2009
- [10] Stridsberg T, TetraPak, personlig kommunikation, 2012-10-18
- [11] Reuters; "Mitsui to buy 50 pct stake in Dow sugar cane operation" <http://www.reuters.com/article/2011/07/20/dow-mitsui-idUKL3E7IK0JO20110720?type=companyNews>, Juli, 2011 (nedladdad 2012-11-06)
- [12] Shen L, Worrell E and Patel M; "Present and future development in plastics from biomass", Biofuels, Bioprod. Bioref. 4, p. 25–40, 2010
- [13] Avfall Sverige; "Nationell kartläggning av plockanalyser av hushållens kärl- och säckavfall", Avfall Sverige-rapport 2011:04, Malmö, 2011
- [14] Profu; "SEA 3 – Sammansättning och Egenskaper hos olika Avfallsslag", Profu, Mölndal, 2005
- [15] Naturvårdsverket; "Avfall i Sverige 2010", Naturvårdsverket, oktober, 2012
- [16] Profu; "Klimatpåverkan från FFI:s materialåtervinning av plastförpackningar", studie på uppdrag av Förpacknings- och tidningsinsamlingen, april, 2012
- [17] Nilsson H, Förpacknings- och tidningsinsamlingen AB, personlig kommunikation, 2011-12-13
- [18] Swerec; "Plockanalys/materialstorlek SYSAV kommunplast ÅVC Bunkeflo", Bredaryd, 2012-06-05

-
- [19] Sundehall J, Swerec, personlig kommunikation, 2012-06-15
- [20] SCB; "Sveriges framtida befolkning 2012–2060"; Demografisk rapport 2012:2, SCB, Stockholm, maj, 2012
- [21] Profu; "Returträflis och utsorterade avfallsbränslen 2012", årlig bränsleutredning, Profu, Mölndal, 2012
- [22] Avfall Sverige; "Bestämning av andel fossilt kol i avfall som förbränns i Sverige", Avfall Sverige-rapport U2012:02, Malmö, 2012
- [23] Biorecro; "Global Status of BECCS Projects 2010", Global CCS Institute, Canberra, Australia, 2011
- [24] Ny Teknik; "Koldioxidlagring på väg begravas", publicerad 2011-12-14
- [25] Tel-Tek; "Capture, Transportation and Storage of CO₂ from large point sources in the Skagerrak Region", Tel-Tek report no. 2208010, Telemark Teknisk Industrielle Utviklingssenter, Porsgrunn, Norge, 2008
- [26] Chadwick A, Arts R, Bernstone C, May F, Thibeau S & Zweigel P; "Best Practice for the Storage of CO₂ in Saline Aquifers, Observations and guidelines from the SACS and CO2STORE projects", British Geological Survey, Kingsley Dunham Centre, Keyworth, Nottingham, UK, 2008
- [27] Odenberger M, Kjärstad J & Johnsson F; "Ramp up of CO₂ Capture and Storage within Europe", International Journal of Greenhouse Gas Control 2 (4), p. 417–438, October, 2008
- [28] SGU; "Koldioxidlagring", <http://www.sgu.se/sgu/sv/samhalle/energi-klimat/koldioxidlagring.html>, senaste besöksdatum 2012-11-14
- [29] Haraldsson M och Holmström D; "Avfallsförbränning inom Sveriges fjärrvärmesystem", slutrapport för delprojekt 4 inom projektet Perspektiv på framtida avfallsbehandling (PFA)
- [30] Konjunkturinstitutet; "Prognoser från samtliga prognosinstitut", sammanställning i Excelfil tillgänglig via www.konj.se, data nedladdad från aktuell version 2011-10-25, Stockholm, 2011
- [31] Konjunkturinstitutet; "Konjunkturbarometern augusti 2011", publicerad 2011-08-25, Stockholm, 2011
- [32] Naturvårdsverket; "Från avfallshantering till resurshushållning, Sveriges avfallsplan 2012–2017", remissutgåva 2011-09-12, Stockholm, 2011
- [33] Linné M, Ekstrandh A, Englesson R, Persson E, Björnsson L & Lantz M; "Den svenska biogaspotentialen från inhemska råvaror" Avfall Sverige rapport 2008:02, Malmö, 2008
- [34] SCB; "Befolkningsstatistik", <http://www.ssd.scb.se/databaser/makro/Produkt.asp?produktid=BE0101>, data nedladdad 2011-08-05, Stockholm, 2011
- [35] Naturvårdsverket; "Från avfallshantering till resurshushållning, Sveriges avfallsplan 2012–2017", slutversion, Stockholm, maj, 2012
- [36] Dagens Nyheter; "Los Angeles förbjuder plastpåsar", publicerad 2012-05-24
- [37] HeidelbergCement; "Hållbarhetsredovisning 2010-2011", Stockholm, 2012
- [38] Rechberger H and Fellner J; "Balance method: How it works in principle and in practice", CEWEP Workshop on EU ETS versus carbon taxes and determination of the biogenic/fossil content of MSW, Spittelau Fernwärme Wien, March 3rd, 2011

-
- [39] Sköldberg H och Unger T; ”Effekter av förändrad elanvändning/elproduktion – Modellberäkningar”, Elforsk rapport 08:30, Stockholm, 2008
 - [40] Dalemo M, Sonesson U, Björklund A, Mingarini K, Frostell B, Jönsson H, Nybrant T, Sundqvist J.O., Thyselius L; ”ORWARE – a simulation model for organic waste handling systems, part 1: model description”, Resources, Conservation and Recycling 21, p. 17–37, 1997
 - [41] Eriksson O and Bisaillon M; “Multiple system modelling of waste management”, Waste Management 31(12), p. 2620-30, 2011
 - [42] Europeiska Kommissionen; ”Färdplan för ett resurseffektivt Europa”, MEDDELANDE FRÅN KOMMISSIONEN TILL EUROPAPARLAMENTET, RÅDET, EUROPEISKA EKONOMISKA OCH SOCIALA KOMMITTÉN OCH REGIONKOMMITTÉN, KOM(2011) 571 slutlig, Bryssel, 2011
 - [43] Sahlin J, Holmström D och Bisaillon M; ”Import av avfall till energiutvinning i Sverige”, slutrapport för delprojekt 1 inom projektet Perspektiv på framtida avfallsbehandling (PFA)
 - [44] Unger T, Profu, personlig kommunikation, sommar/höst 2011
 - [45] IEA; ” World Energy Outlook 2010”, IEA, Paris, 2010

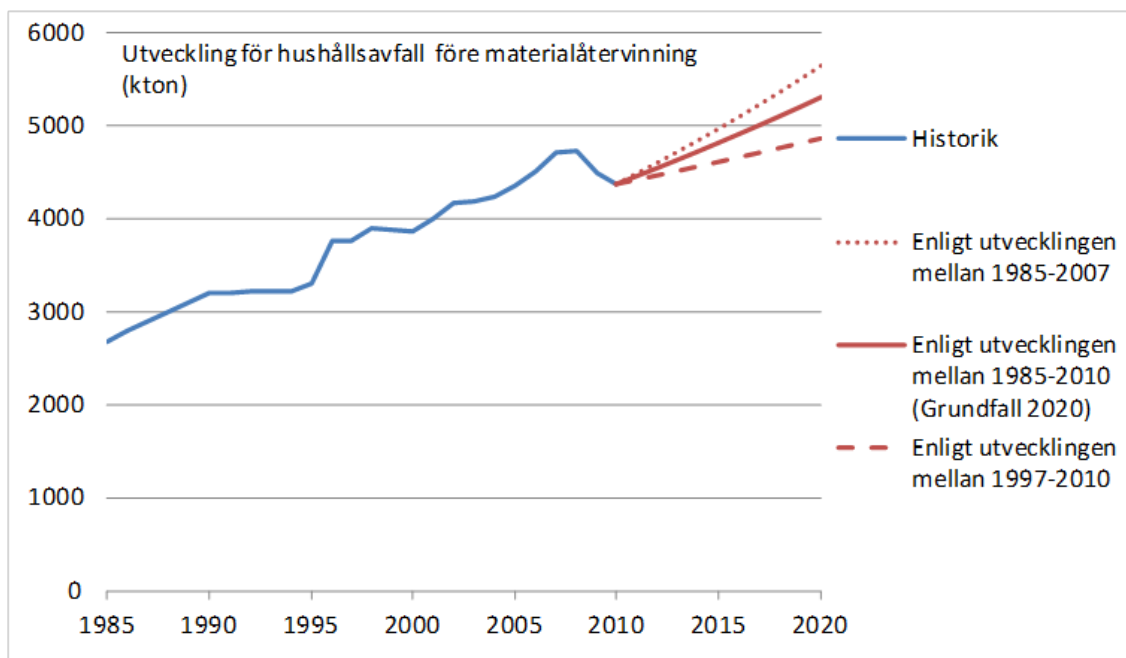
A. Förutsättningar i Grundfall 2020

För att ta fram Grundfall 2020 har vi utgått från dagens situation, dvs det senaste år vi har tillförlitlig data för. Givet att projektstarten var under år 2011 valdes 2010 som representativ för dagens situation. Grundfall 2020 togs fram under år 2011 huvudsakligen inom ramen för delprojekt 2 men har också stämts av med arbetsgrupper inom övriga delprojekt som startade under 2011 (delprojekt 1 och 4) och med referensgruppen.

För delprojekt 3, som startades under år 2012, har en uppdatering gjorts rörande målen för biologisk behandling inom ramen för delprojekt 3 eftersom dessa mål har justerats genom den slutliga versionen av den svenska avfallsplanen som kom under 2012. Motsvarande justering har inte gjorts för delprojekt 5 eftersom den biologiska behandlingen hålls oförändrad vid de åtgärder som studeras i delprojekt 5.

A.1 Uppkomna avfallsmängder (före effekter av avfallsförebyggande)

Avfallsmängderna skrivs fram under perioden 2010-2020 utifrån historisk utveckling och prognoser för den ekonomiska tillväxten. För hushållsavfall används i Grundfall 2020 den genomsnittliga tillväxttakten under perioden 1985-2010, vilket motsvarar en årlig ökningstakt på 2,0 % per år. I Figur 16 illustreras hur den totala mängden hushållsavfall då ökar från knappt 4,4 Mton år 2010 till 5,3 Mton år 2020. Figuren visar även några alternativa utvecklingar till 2020 om man skulle utnyttja historisk utveckling för perioder med låg avfallstillväxt (1997-2010, 1,1 % per år) respektive med hög avfallstillväxt (1985-2007, 2,6 % per år). Dessa kan ses som exempel på möjliga känslighetsanalyser.



Figur 16. Utvecklingen för mängden hushållsavfall före materialåtervinning (Källa: Profus bearbetning av statistik från Avfall Sverige)

Figure 16. The development of municipal solid waste amounts prior to recycling (Source: Profus processing of statistics from Swedish Waste Management)

Mängden verksamhetsavfall antas följa utvecklingen för BNP. Här har vi utnyttjat de (dystra) uppdateringar av de ekonomiska prognoserna som diverse konjunkturbedömare (Storbankerna, Konjunkturinstitutet etc) gjort för ekonomin under hösten 2011 [30]. Dessa kortsiktiga prognoser sträcker sig fram till 2013. För utvecklingen därefter är det endast [31] som gjort bedömningar, vilka vi här har utnyttjat. Baserat på dessa prognoser antas BNP (och därmed även mängderna verksamhetsavfall) växa med en årstakt på 2,2 % under perioden 2010-2020. Detta motsvarar en total ökning på 25 % under perioden 2010-2020.

A.2 Avfallsförebyggande (inklusive återanvändning)

I mars 2011 föreslog Miljömålsberedningen nya etappmål som syftar till att öka resurshushållningen i livsmedelskedjan till år 2015 (SOU 2011:34). De föreslagna målen för matavfall ska öka resurshushållningen genom att:

- Matavfallet minskar med minst 20 procent jämfört med år 2010.

Detta mål fanns även inskrivet i remissversionen av den nya nationella avfallsplanen [32]. I Grundfall 2020 antas att detta mål uppfylls till år 2020.

I *Den svenska biogaspotentialen från inhemska råvaror* [33] används nyckeltalet 128 kg matavfall/invånare för att beräkna den totala mängden matavfall som uppstår årligen totalt sett från hushåll, restauranger, storkök och butiker. Tillsammans med statistik från SCB över befolkningsmängden i Sverige [34] kan den totala mängden matavfall som uppstod år 2010 därmed uppskattats till ca 1 200 kton matavfall.

Utifrån antagandet ovan om att man uppnår en minskning av uppkomna mängder med 20 % jämfört med 2010 krävs att de uppkomna matavfallsmängderna år 2020 har minskat med ca 240 kton. Enligt dessa antagande uppstår det 960 kton matavfall år 2020 inom hushåll, restauranger, storkök och butiker om målet uppfylls.

Vidare finns i den nya nationella avfallsplanen [35] följande mål:

- Återanvändning av textilier och materialåtervinning av textilavfall ska öka

I Grundfall 2020 antas att detta mål innebär att mängden textilavfall minskar med 10 % jämfört med år 2020. Enligt SMED (2011) slängs idag ca 8 kg textilavfall per person i säck- och kärlavfallet som går till förbränning. Givet befolkningsmängden år 2010 motsvarar detta en total mängd på drygt 75 kton år 2010. Med måluppfyllelse år 2020 uppgår denna mängd till knappt 68 kton år 2020.

A.3 Materialåtervinning

Följande mål antas vara uppfyllda år 2020:

- *Senast år 2020 ska förberedandet för återanvändning, materialåtervinning och annat materialutnyttjande av icke-farligt byggnads- och rivningsavfall vara minst 70 viktprocent.* Målet finns i Miljömålsberedningens förslag till etappmål (SOU 2011:34) såväl som i den nya nationella avfallsplanen [35];

- *Materialåtervinning av papper, metall, plast och glas från hushåll skall vara minst 50 % år 2020, enligt EUs ramdirektiv (2008/98/EG). Målet uppnås redan idag för alla avfallsslag utom plastförpackningar⁷. Vi antar därför att målet på 50 % materialåtervinning av plastförpackningar uppnås. Noterbart är att i Miljömålsberedningens förslag till etappmål (SOU 2011:34) skriver man att Sverige bör sätta upp mer ambitiösa mål. Några sådana mål finns dock ännu inte.*

En uppskattning av måluppfyllelsen visar att mängden avfall till förbränning skulle minska med omkring 250 kton/år till år 2020, varav det första målet står för ca 200 kton och det andra målet för ca 50 kton. Hänsyn är tagen till avfallstillväxt enligt ovan.

A.4 Biologisk behandling

I mars 2011 föreslog Miljömålsberedningen nya etappmål som syftar till att öka resurshushållningen i livsmedelskedjan till år 2015 (SOU 2011:34). Följande mål (som även finns inskrivet i remissversionen av den nya nationella avfallsplanen) gäller biologisk behandling:

- Minst 40 procent av matavfallet från hushåll, storkök, butiker och restauranger behandlas biologiskt så att växtnäring och energi tas tillvara.

I utgångsläget har det antagits att utsorteringsgraden för matavfall år 2010 är 24 % (Avfall Sverige, 2011). I Grundfall 2020 antas ovanstående mål uppnås år 2015 och utsortering fortsätter sedan att öka till 50 % år 2020. Den beräknade mängden matavfall som utsorteras till biologisk behandling år 2020 är med dessa förutsättningar ca 480 kton.

Baserat på ovanstående data om avfallsökning, avfallsförebyggande och ökad utsortering av matavfall till biologisk behandling samt data från Avfall Sverige (2011, 2011b) om övriga avfallsmängder till biologisk behandling och Profus sammanställningar av biologisk behandlingskapacitet så ges följande bild av situationen år 2010 och år 2020 (i Grundfall 2020):

	2010 (kton)	2020 (kton)
Kapacitet (existerande, byggstartad och övriga planer)	560	1010
Inhemska mängder	490	730
Outnyttjad kapacitet	70	280

Av den totala kapaciteten år 2020 så utgör drygt 900 kton rötning.

⁷ Målet i ramdirektivet omfattar inte enbart förpackningar. Vi beräknar ändå måluppfyllelse för förpackningar, eftersom dessa omfattas av det svenska producentansvaret.

A.5 Förbränning

Den existerande kapaciteten kvarstår och alla kända planer på utbyggd/ny kapacitet antas bli färdigställda. Detta innebär att den totala kapaciteten i pannor för förbränning av blandat avfall och utsorterade avfallsbränslen ökar från knappt 5,2 Mton år 2010 till drygt 6,9 Mton år 2020.

År 2010 beräknas den inhemska förbrända mängden till drygt 4,4 Mton. Övriga mängder antas ha utgjorts av import då pannorna utnyttjades med i princip 100 % belägningsgrad. Med ovanstående antaganden om avfallsmängder, avfallsförebyggande, materialåtervinning och biologisk behandling beräknas de inhemska nationella mängderna till förbränning år 2020 till drygt 4,4 Mton, dvs de blir i princip oförändrade jämfört med år 2010.

I Grundfall 2020 antas att belägningsgraden är 100 % även år 2020. Detta innebär ett sammanlagt importbehov på 2,6 Mton år 2020.

Vidare antas att avfallsförbränning i Sverige:

- OMFATTAS av handeln med utsläppsrätter
- Får tilldelning av elcertifikat PÅ SAMMA SÄTT som idag, dvs endast för utsorterade träavfallsfraktioner.

A.6 Omvärldsfaktorer 2020

Här inkluderas omvärldsfaktorer som påverkar avfallsbehandlingen men som inte påverkas av de val man gör rörande avfallsbehandlingen och som vi från tidigare studier har konstaterat har betydelse för utfallet när man utvärderar olika avfallsbehandlingstekniker.

Priser på återvunnet material: Dessa antas realt ha stigit jämfört med år 2010. Motivet är att en fortsatt global råvaruefterfrågan driver upp efterfrågan på jungfruliga råvaror, vilket i sin tur driver upp efterfrågan på återvunnet material. Följande prisnivåer antas år 2020 för insamlat och försorterat material fritt återvinningsföretag (i dagens penningvärde):

- Tidningar: 650 SEK/ton
- Pappersförpackningar: 420 SEK/ton
- Metallförpackningar: 1300 SEK/ton
- Glasförpackningar: 650 SEK/ton

Fjärrvärmeefterfrågan: I linje med basfallet i rapporten "Fjärrvärmens i framtiden – behovet" (Svensk Fjärrvärme Rapport 2009:21) antas att fjärrvärmeefterfrågan nationellt minskat år 2020 jämfört med år 2010. I referensen bedöms den normalårskorrigerade fjärrvärmeefterfrågan minska med 10 % under perioden 2007-2025. Huvudorsaken är ökad energieffektivisering i den existerande, fjärrvärmeanslutna bebyggelsen. Här antas att den nationella normalårskorrigerade efterfrågan på fjärrvärme år 2020 är 5 % lägre än år 2010.

Energi- och CO₂-skatter på bränslen och drivmedel: Här utgår vi ifrån 2011 års nivåer och gör endast de justeringar som är beslutade under perioden 2011-2020.

Bränslepriser (exklusive skatter, fritt anläggning):

Följande priser används för år 2020, i dagens penningvärde (inom parantes anges ungefärlig prisnivå år 2012 som jämförelse):

- Råolja: \$100/fat (2012: ca 110)
- Eldningsolja 1: 560 SEK/MWh (2012: ca 580)
- Eldningsolja 5: 470 SEK/MWh (2012: ca 500)
- Naturgas: 330 SEK/MWh (2012: ca 320)
- Skogsflis: 240 SEK/MWh (2012: ca 200)
- Träpellets: 370 SEK/MWh (2012: ca 320)
- Torv: 150 SEK/MWh (2012: ca 160)

Här har vi generellt lutat oss mot de bedömningar våra kollegor inom energigrupperna på Profu gjort för analyser rörande år 2020 under sommaren/hösten 2011 [44].

Råoljepriset baseras på OECD/IEAs publikation ”World Energy Outlook 2010” [45]. För 2020 har man tre olika scenarier, där råoljepriset varierar mellan \$90/fat och \$110/fat. Vi har här valt att lägga oss mitt i detta intervall.

Priset för eldningsolja 1 och 5 är direkt avhängigt råoljepriset.

Även bedömningen av naturgaspris har sin grund i ”World Energy Outlook 2010” med anpassning till de förhållanden som gäller vid leveranser i Sverige.

För skogsflis baseras priset på dagens nivåer och en rimlig utveckling baserat på fortsatt ökad nationell och internationell efterfrågan på biobränslen. För träpellets ligger prisnivåerna idag ca 130 SEK/MWh över priset på skogsflis och detta förhållande antas gälla även år 2020.

Priset för torv relateras till priset för skogsflis minus kostnaden för utsläppsrätter (torv belastas med detta vilket minskar betalningsviljan för detta bränsle i förhållande till skogsflis)

Priser på el, elcertifikat och utsläppsrätter:

Enligt följande år 2020 (i dagens penningvärde)

- El: 475 SEK/MWh el
- Elcertifikat: 225 SEK/MWh el
- Utsläppsrätter: 25 euro/ton CO₂

Elpriset matchar väl priset på långa terminer (2013-2016) och ligger också i linje med bedömningar som gjorts i forskningsprojekt inom energiområdet.

Priset på elcertifikat antas sättas av kostnaden för landbaserad vindkraft och elpriset. Produktionskostnaden för vindkraft inkl investering uppgår till ca 600-800 SEK/MWh (enligt ”El från nya anläggningar 2011”). Summan av el+elcertifikat bör därför ligga inom detta spann varför vi valt en nivå på elcertifikaten som gör att vi hamnar mitt i detta intervall. Terminspriser på elcertifikat för år 2015 och 2016 ligger på ca 230 SEK/MWh.

Priset på utsläppsrätter baseras på bedömningar som gjorts i forskningsprojekt inom energiområdet.

B. Övriga centrala indata och förutsättningar

B.1 Miljövärdering av el

Till skillnad från exempelvis direkt användning av fossila bränslen är en miljövärdering av elanvändning avsevärt mer komplicerad. Det kan till exempel handla om att uppskatta effekten på CO₂-utsläppen av att man byter från oljevärme till elvärme eller värmepump. Svårigheterna beror som bekant på dels att el produceras på väldigt olika sätt och dels att en viss elanvändning inte direkt kan kopplas till en viss typ av elproduktion. Detsamma gäller en miljövärdering av elproduktionen. Vad är till exempel miljövärdet av att bygga ett nytt kraftvärmeverk? I en sådan analys måste man förhålla sig till hela det system inom vilket kraftvärmeverket finns och vilka systemförändringar som kraftvärmeverket ger upphov till.

Metod

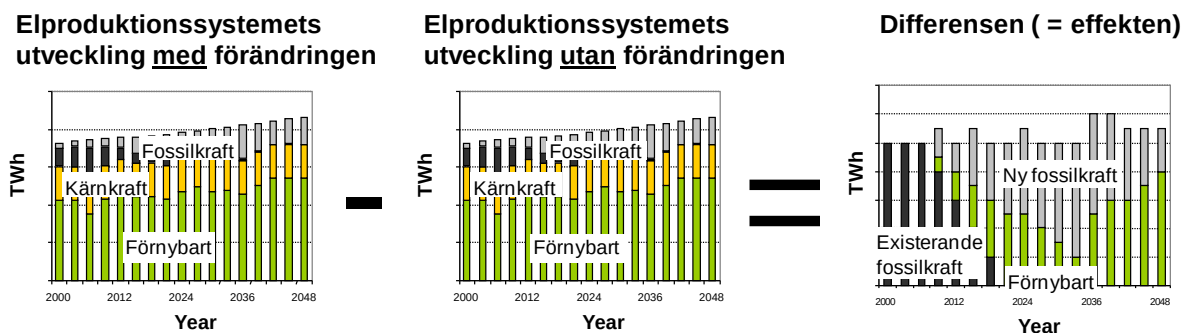
Vår ansats för att göra en klimatvärdering (uppskatta CO₂-utsläppen) av elanvändning (eller elproduktion) fokuserar på kärnfrågan, det vill säga: vilka blir *systemeffekterna* av en *förändring* i elanvändning (eller elproduktion). Generellt är det nämligen just förändringar gentemot ett referensfall som vi vill studera: till exempel en *ökning* eller *minskning* i elanvändning alternativt en *ökning* i elproduktion genom en investering i till exempel ett nytt vindkraftverk eller kraftvärmeverk eller en *minskning* i elproduktion genom utfasning av ett kolkraftverk eller ett kärnkraftverk. Vi förhåller oss alltså egentligen inte direkt till de principer som man idag ofta nämner i samband med miljö- eller klimatvärdering av el, till exempel medelel eller marginalet. Medelelvärdering, det vill säga att man använder svensk, nordisk eller nordeuropeisk medelel, för att bedöma klimateffekten av el är en princip som används relativt ofta. Den har dock uppenbara svagheter eftersom den inte ger oss svaret på *effekten av förändringar* i elanvändning eller elproduktion. Medelel är istället en statistisk bild av hur el totalt sett produceras i ett land eller en region. Marginalet i sin tur definieras som (små) förändringar i elproduktion till följd av (små) förändringar i elanvändning (eller elproduktion) på kortare sikt. Den ”klassiska” marginalet är därmed kolkondens i det nordiska systemet eftersom det är det dyraste kraftslaget och det som mest påverkas av att elanvändningen (eller produktionen) förändras av något skäl. Marginalsynsättet har med andra ord mycket gemensamt med vår metod.

För att göra bedömningar av klimateffekterna av en förändrad elanvändning eller elproduktion använder vi oss av ett modellverktyg, MARKAL-NORDIC. Modellen omfattar det stationära energisystemet (el- och fjärrvärmeproduktion samt energianvändning inom industri, bostäder och service) i de fyra nordiska länderna, Sverige, Norge, Finland och Danmark. För att inkludera elhandeln med Kontinentaleuropa ingår även en beskrivning av elproduktionssystemen i Tyskland och Polen. Tidshorisonten i modellen är från idag till och med 2050. I modellen inkluderas också de koldioxidutsläpp som är relaterade till energiomvandling. Därmed lämpar sig modellen väl för att studera klimateffekter av de långsiktiga förändringar i elanvändning (eller elproduktion) som vi är intresserade av här.

Som vi nämnde ovan är vi oftast intresserade av att studera effekter av långsiktiga förändringar gentemot ett referensfall, till exempel en ökning i elanvändning på grund av att en ny industrianläggning etableras eller på grund av ett skifte från oljevärme till elvärme

eller värmepump. Effekterna av sådana långsiktiga förändringar är naturligtvis också i sin tur långsiktiga till sin karaktär. Som vi kommer att se leder sådana långsiktiga förändringar inte bara till effekter på befintlig kraftproduktion utan påverkar även nyinvesteringar, till exempel genom tidigareläggning (på grund av ökad elanvändning) eller senareläggning (på grund av minskad elanvändning). Vi definierar därför vår klimatvärdering som den *långsiktiga marginaleffekten* (av en förändrad elanvändning eller elproduktion). Ibland används även begreppet komplex marginaleffekt för att understryka att det generellt rör sig om en mix av olika produktionsslag och en blandning av befintlig och ny produktionskapacitet.

Den långsiktiga marginaleffekten beräknas utifrån två på varandra följande modellberäkningar. Den första beräkningen, "referensfallet", beskriver ett energisystem som utvecklas på ett sådant sätt som vi idag upplever som rimligt eller naturligt. Det inkluderar energibehovsutveckling, teknisk utveckling, styrmedel, utvecklingen på energi- och bränslemarknaderna med mera. Den andra beräkningen, "förändringsfallet" beskriver exakt samma utveckling som referensfallet *så när* som på att den förändring vars effekter vi vill studera, inkluderas. Är det då klimateffekten av en ökning i elanvändning som skall studeras så läggs just denna ökning i elanvändning in i förändringsfallet (utöver den eventuella ökning över tiden som redan finns med i referensfallet). Eftersom vi intresserar oss för effekter på elproduktionssidan så studerar vi differensen i elproduktion mellan alternativfallet och referensfallet. På motsvarande sätt kan vi bedöma effekten på CO₂-utsläppen genom att analysera differensen i CO₂-utsläpp mellan de bägge modellberäkningarna. Vi har då på ett modellkonsistent vis isolerat orsak-verkan-sambandet mellan förändringen och effekten av förändringen. Eftersom modellen omfattar även andra delar i energisystemet så kan vi också studera i vilken utsträckning den analyserade förändringen leder till effekter utanför elsystemet. Oftast utgörs dessa av andra ordningens effekter. I Figur 17 nedan åskådliggörs principen för den beskrivna beräkningsmetoden.



Figur 17. Metodprincipen för att bestämma den långsiktiga marginaleffekten

Figure 17. The principle of the method to determine the long-term marginal effect

Utifrån våra modellanalyser av den långsiktiga marginaleffekten i en rad tidigare beräkningsuppdrag har vi kunnat konstatera det som nämndes ovan, nämligen att effekten är en blandning av olika energislag (egentligen olika elproduktionssätt) och en blandning av existerande och ny kapacitet. Därmed är synsättet "kolkondens på marginalen", vilket präglar den kortsiktiga marginalesprincipen, enligt vårt förmenande en kraftig förenkling av bilden, i synnerhet över ett lite längre tidsperspektiv.

B.2 Klimatpåverkan från olika växthusgaser

Vid beräkningar av klimatpåverkan inkluderas utsläpp av koldioxid, metan och lustgas. Koldioxid av förnybart ursprung inkluderas generellt ej då det anses att motsvarande mängd koldioxid binds när nytt förnybart material växer fram (t.ex. när nya träd växer upp där träd avverkats för användning bland annat som biobränsle). Men i fallet med koldioxidavskiljning och deponering så inkluderas koldioxid av förnybart ursprung eftersom denna mängd koldioxid kommer att lämna atmosfären och därmed leda till minskad klimatpåverkan.

Utsläppen värderas utifrån dess klimatpåverkan i ett 100-årsperspektiv. Metan och lustgas är starkare klimatpåverkande gaser än koldioxid och dessa utsläpp kvantifieras och omräknas sedan till koldioxidekvivalenter (CO_2 -ekv.) utifrån deras relativa klimatpåverkan. För metan används omräkningsfaktorn 25 och för lustgas omräkningsfaktorn 298.



WASTE REFINERY

SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut
Box 857, 501 15 Borås
wasterefinery@sp.se
www.wasterefinery.se