



## Klimatpåverkan från FTI:s material- återvinning av plastförpackningar

2012-04-05



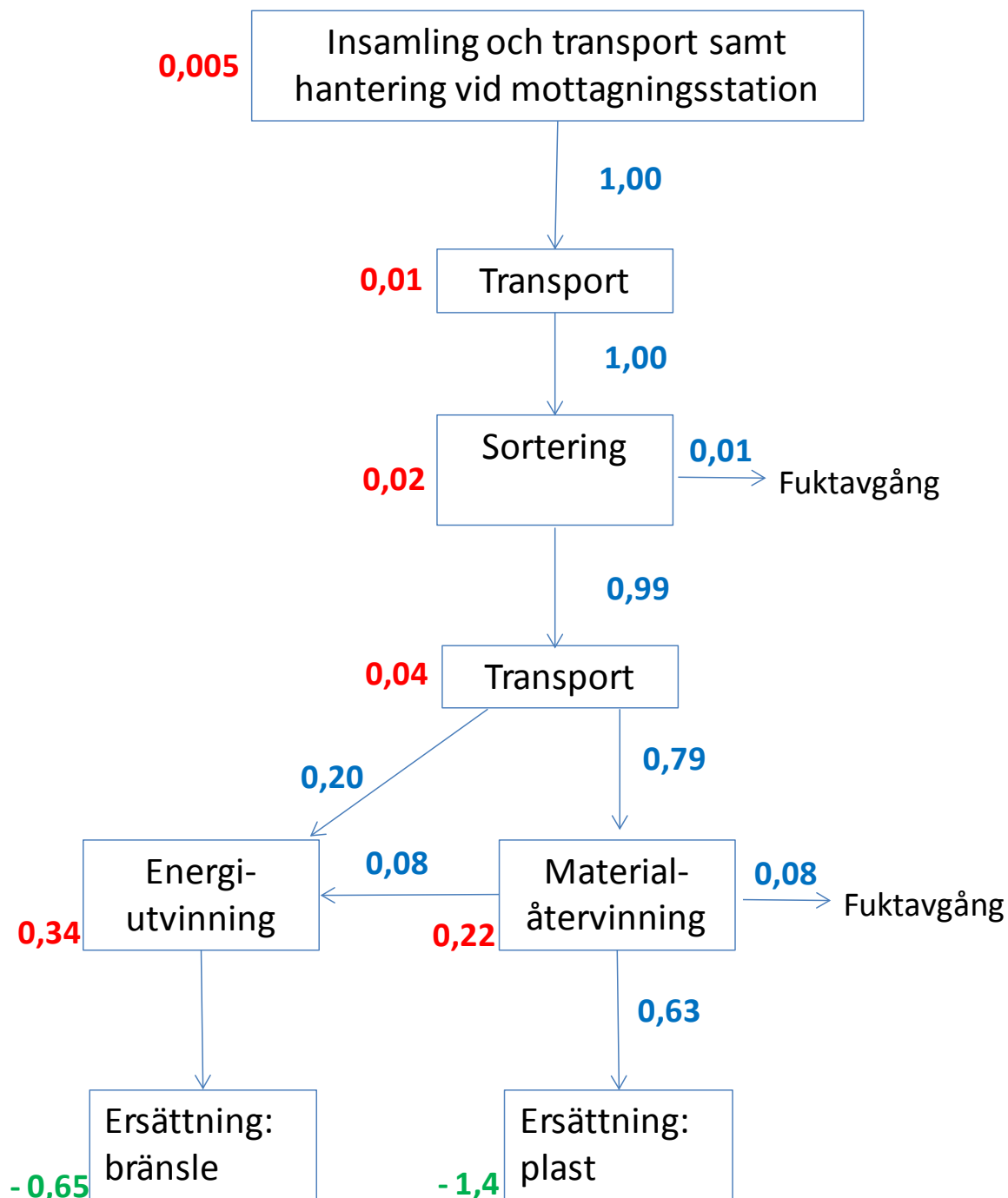
## Sammanfattning

På uppdrag av Förpacknings- och tidningsinsamlingen AB (FTI) har Profu studerat den klimatpåverkan som uppstår och som undviks till följd av den insamling och återvinning av plastförpackningar som sker inom FTI:s regi. Till grund för denna analys har Profu genomfört en kartläggning av hanteringen av plastförpackningarna från insamling till återvunnen vara. Vidare har även studier av alternativ hantering av plastförpackningar i Sverige och en jämförelse av fastighetsnära insamling och insamling via återvinningsstationer ingått i studien.

Baserat på resultaten i detta projekt har vi dragit följande övergripande slutsatser:

- Nästan två tredjedelar (63 %) av det material som FTI samlar in inom ramen för producentansvaret för plastförpackningar blir återvunnen råvara som används för produktion av nya plastprodukter.
- 28 % av insamlat material går som rejekt till energiutvinning medan resterande mängd är fuktavgång som sker i samband med tvättning och torkning av materialet vid sortering, beredning och framförallt återvinning av materialet.
- Insamlingen och återvinningen av plastförpackningarna, inklusive hanteringen av rejektströmmar, är positiv ur klimatsynpunkt och sänker utsläppen av växthusgaser med ca 1,4 kg CO<sub>2</sub>-ekv./kg insamlad plast. Utsläpp sker förvisso till följd av hela kedjan från insamling till återvunnen råvara, men dessa motsvarar bara ca 30 % av de utsläpp som undviks till följd av att återvunnen råvara ersätter jungfrulig råvara (till 100 %) och att rejektströmmar huvudsakligen ersätter kol som bränsle vid cementugnar.
- De känslighetsanalyser som genomförts visar att resultatet att utsläppen minskar är robust. För att maximera klimatnyttan av återvinningen är det centralt att öka kvaliteten på det insamlade materialet (vilket ökar andelen till återvinning och minskar rejekt mängderna) och säkerställa att den återvunna råvaran fortsatt finner avsättning på marknader där den ersätter jungfrulig råvara till 100 %.
- Insamling och transporter har en nästintill obetydlig påverkan på det samlade resultatet ur klimatsynpunkt. Detta gör det klimatomkostligt rationellt att ta långa transporter av materialet om det samtidigt innebär att man kan öka den mängd återvunnen råvara som ersätter jungfrulig råvara.
- Den alternativa hanteringen i Sverige av det material som samlas in av FTI utgörs av avfallsförbränning. För varje kg som insamlingen till materialåtervinning ökar så minskar utsläppen från avfallsförbränning (inklusive effekter inom fjärrvärme- och elproduktion) netto med ca 1,4 kg CO<sub>2</sub>-ekv.
- Det finns därmed en tydlig klimatnytta av att konsumenten ökar sin återvinning. För varje kg ökad insamlad plast till återvinning minskar utsläppen både vid förbränning och vid undvikten jungfrulig produktion. Nettominskningen uppgår till ca 2,8 kg CO<sub>2</sub>-ekv./kg insamlad plast.
- Ur klimatsynpunkt och i ett systemperspektiv ligger den viktiga skillnaden mellan fastighetsnära insamling och systemet med återvinningsstationer inte i olika transportarbete utan i hur mycket plast som sorteras ut i hushållen och hur stor del av det som sorteras rätt. Syntesen av tidigare studier indikerar att större mängd sorteras ut med fastighetsnära insamling medan det inte finns någon tydlig bild om kvaliteten ökar eller minskar.

I figur S1 nedan sammanfattas hantering från insamling till återvunnen råvara, både vad gäller materialflöden och utsläpp av växthusgaser. Figuren visar genomsnittet för hanteringen av 1 kg insamlat material. **Blå siffror** visar materialflöden i kg, **röda siffror** visar utsläpp i kg CO<sub>2</sub>-ekv. och **gröna siffror** visar undvikna utsläpp i kg CO<sub>2</sub>-ekv.



Figur S1 Sammanfattning av resultaten för hantering från insamling till återvunnen råvara, både vad gäller materialflöden och utsläpp av växthusgaser. Figuren visar genomsnittet för hanteringen av 1 kg insamlat material. Blå siffror visar materialflöden i kg, röda siffror visar utsläpp i kg CO<sub>2</sub>-ekv. och gröna siffror visar undvikna utsläpp i kg CO<sub>2</sub>-ekv.

## Innehållsförteckning

Sammanfattning .....	2
1. Introduktion .....	5
1.1 Syfte och förväntade resultat .....	5
1.2 Upplägg av rapporten .....	5
2. Metodik och indatakällor .....	6
3. Hanteringen av plastförpackningar från insamling till återvunnen vara .....	8
4. Växthusgasutsläpp vid insamling, transporter, återvinning och vid den jungfruliga produktion som ersätts .....	11
5. Alternativ hantering i Sverige .....	15
5.1 Avfallsförbränning – mängder och kapacitet .....	15
5.2 Effekt av minskad förbränning av plastförpackningar i klimatperspektiv .....	17
6. Syntes av studier av fastighetsnära insamling (FNI) och återvinningsstationer (ÅVS) .....	19
6.1 Insamling och transport till mottagningsstation .....	19
6.2 Mängd utsorterat material .....	19
6.3 Kvalitet på utsorterat material .....	20
7. Analys – idag, 2020 och 2030 .....	22
7.1 Sammansättning och återvinningsbarhet på insamlat material .....	22
7.2 Efterfrågan på återvunnet material och återvinningskapacitet .....	23
7.3 Substitutionsgrad .....	24
7.4 Hårdare CO <sub>2</sub> -begränsningar .....	25
8. Slutsatser .....	27
Referenser .....	28
Bilaga A Centrala indata .....	30
Bilaga B In- och utgående materialflöden vid sortering och återvinning .....	33

## 1. Introduktion

Förpacknings- och tidningsinsamlingen AB (i fortsättningen benämnt FTI) har behov av en uppdaterad och väldokumenterad studie av den klimatpåverkan som uppstår och som undviks till följd av den insamling och återvinning av plastförpackningar som sker inom FTI:s regi. Man är intresserade av analyser som både tittar på nuläget och på framtida förutsättningar.

### 1.1 Syfte och förväntade resultat

Detta projekt syftar till att göra en klimatutvärdering av FTI:s materialåtervinning av plastförpackningar. Den metodik och de analyser som tas fram inom ramen för projektet utformas och förbereds så att de kan användas i kompletterande projekt för att göra motsvarande studier av andra miljöpåverkanskategorier (t ex övergödning, försurning etc.) och för övriga förpackningstyper (metall- och kartongförpackningar).

Projektet skall ge följande resultat:

- Klimatutvärdering av den insamling och återvinning av plastförpackningar som sker inom FTI:s regi, både för dagens förutsättningar och för framtida förutsättningar i perspektiven 2020 och 2030.
- Nyckeltal för att beskriva klimatpåverkan, i form av kg undvikta växthusgasemissioner per kg insamlat material
- Jämförande analys av fastighetsnära insamling (FNI) och återvinningsstationer (ÅVS) ur klimatsynpunkt.

### 1.2 Upplägg av rapporten

I kapitel 2 beskrivs den metodik och den typ av indata som använts i projektet. Viktiga indatakällor presenteras i detta kapitel medan redovisning av indata sker i bilaga A.

Kapitel 3-6 är resultatkapitel som beskriver de delmoment som arbetet organiserats efter:

- Hantering av plastförpackningar från insamling till återvunnen vara (kapitel 3)
- Växthusgasutsläpp vid insamling, transporter, återvinning och vid den jungfruliga produktion som ersätts (kapitel 4)
- Alternativ hantering i Sverige (kapitel 5)
- Syntes av studier av fastighetsnära insamling (FNI) och återvinningsstationer (ÅVS) (kapitel 6)

I kapitel 7 analyseras resultaten i kapitel 3-6 utifrån känslighetsanalyser kring viktiga antaganden och förändrade förutsättningar i perspektiven 2020 och 2030.

Baserat på kapitel 3-7 presenteras i kapitel 8 de övergripande slutsatserna från projektet.

## 2. Metodik och indatakällor

I detta kapitel beskrivs metodik och viktiga indatakällor för de olika delmoment vars resultat redovisas i kapitel 3-6. Redovisning av indata sker i bilaga A.

### Hantering av plastförpackningar från insamling till återvunnen vara

Detta delmoment innebär en materialflödesanalys där materialet följs genom följande steg:

1. Insamling (genom återvinningsstationer och fastighetsnära insamling) och transport till mottagningsstationer
2. Omlastning vid mottagningsstationer
3. Transport från mottagningsstationer till sorteringsanläggningar. Merparten av materialet går till en sorteringsanläggning i Sverige (Swerec) medan en mindre del av materialet går till en sorteringsanläggning i Tyskland (Alba)
4. Sortering och beredning av materialet vid sorteringsanläggningarna. Vid Swerecs beredning av två fraktioner sker en mindre fuktavgång.
5. Transport av utgående material från sorteringsanläggningarna. Huvuddelen av utgående material går vidare till återvinning, men det uppstår även rejektflöden som går till energiutvinning.
6. Återvinning av material från sorteringsanläggningarna, inklusive hantering av de rejekt som uppstår vid återvinningen och som går till energiutvinning. Dessutom sker fuktavgång vid återvinningsprocessen.

Indata om steg 1-3 har erhållits av FTI (Nilsson 2012). Baserat på FTI:s erfarenheter har det insamlade materialet till mottagningsstationerna antagits vara lika stort som det utgående flödet från mottagningsstationerna, d.v.s. eventuella materialförluster vid mottagningsstationerna har antagits vara försumbara.

Indata om steg 4-6 kommer från olika källor:

- För det material som går till Swerec baseras indata i huvudsak på Sabel (2012) och de borrhprovsanalyser som utförts på inkommande plastbalar till Swerec på uppdrag av FTI under perioden 28 mars 2011 – 27 mars 2012. Borrhprovsanalyserna har använts för att uppskatta fukthalten i inkommande material.
- För det material som går till Alba baseras indata för steg 4 på Mellen (2012a). Baserat på Mellen (2012b) har steg 5 och 6 huvudsakligen modellerats utifrån en motsvarande materialflödesanalys som gjordes år 2011 för norska plastförpackningar som sorterades vid Alba (Lyng och Saur Modahl 2011). Via FTI (Görling 2012) har även kompletterande data erhållits från Alba rörande fukthalter i inkommande material till Alba och vad som händer med utgående flöden från Alba.

### Växthusgasutsläpp vid insamling, transporter, återvinning och vid den jungfruliga produktion som ersätts

Hela flödet från insamling till återvunnen råvara innebär att utsläpp av växthusgaser genereras, t.ex. på grund av dieselförbrukning i lastbilar och elanvändning i återvinningsprocesser. Samtidigt innebär återvinningen också att annan jungfrulig produktion undviks och därmed även de utsläpp som är associerade med denna produktion.

För insamling och transporter från återvinningsstationer via omlastning till sorteringsanläggningar har Profu erhållit data från FTI inom ramen för forskningsprojektet "Perspektiv på framtida avfallsbehandling" som har utnyttjats i detta projekt. Data för fastighetsnära insamling finns inte att uppbringa på ett samlat och entydigt sätt, utan där har data och nyckeltal från litteraturen använts. Dieselförbrukning i lastbilar har hämtats från datormodellen ORWARE och utsläppsdata för användning av diesel är tagna från Miljöfaktaboken 2011. Eventuella utsläpp från sorteringsanläggningar och indirekta utsläpp till följd av energianvändning har samlats in i första hand genom kontakt med sorteringsanläggningarna och i andra hand genom resultat från tidigare publicerade LCA-studier i svensk och internationell facklitteratur. För energianvändning vid återvinning av de olika polymererna har data erhållits från Swerec och för undviken produktion från jungfruliga råvaror har Profu i första hand hämtat data om utsläpp och energiåtgång vid produktion av olika plasttyper från miljödatan Ecolnvent.

Profus tidigare studier visar att användningen av el ofta har en central roll när det gäller utsläppen från energianvändning. För utsläppspåverkan på grund av elanvändning utnyttjas Profus energisystemmodell MARKAL-Nordic som inkluderar hela elproduktionssystemet i Nordeuropa (Sköldberg och Unger 2008, Sköldberg et al 2006). Med denna kan både dagsläget och förändrade förutsättningar i perspektiven 2020 och 2030 studeras. Därigenom erhålls den produktionsmix, d.v.s. sammansättning av vilka energislag (t.ex. kolkraft, naturgas, vindkraft etc.), som har använts i studien. Utsläppsdata för olika typer av elproduktion har hämtats från Miljöfaktaboken 2011 utgiven av Värmeforsk.

### Alternativ hantering i Sverige

Förutom att insamlingen och återvinningen innebär att jungfrulig produktion kan undvikas så innebär återvinningen även att alternativ avfallsbehandling undviks. På grund av deponiförbuden i Sverige är denna alternativa hantering förbränning. Samtidigt måste man också hantera att vi har en växande förbränningskapacitet och ett ökat inslag av import från övriga Europa till den svenska förbränningsmarknaden.

Profu följer kontinuerligt utvecklingen på den svenska avfallsförbränningsmarknaden bland annat genom den årliga utredningen "Mottagningsavgifter till avfallsförbränning". Genom dessa marknadsanalyser och det pågående arbetet i forskningsprojektet "Perspektiv på framtida avfallsbehandling"<sup>1</sup> hämtas ett omfattande underlag om utvecklingen för svensk avfallsförbränning till detta projekt. Vidare utnyttjas redan insamlad data och utvecklade avfalls- och energimodeller inom forskningsprojektet för att studera effekten av minskad förbränning av plastförpackningar (med samma egenskaper som det insamlade materialet enligt avsnitt 2.1).

### Syntes av studier av fastighetsnära insamling (FNI) och återvinningsstationer (ÅVS)

Både i Sverige och internationellt har systemstudier utförts där man jämför fastighetsnära insamling (FNI) med återvinningsstationer (ÅVS) ur miljöperspektiv. Inom projektet har en litteratursökning gjorts för att fånga in ytterligare studier inom området. Totalt har vi gått igenom ett trettiotal referenser varav cirka en tredjedel gav kvalitativa och/eller kvantitativa resultat användbara för denna studie. Baserat på detta urval har vi gjort en syntes för att ta fram huvudslutsatser och de faktorer/antaganden som har störst betydelse för utfallet när det gäller klimatpåverkan.

<sup>1</sup> För mera information om forskningsprojektet, se gärna

<http://www.wasterefinery.se/sv/project/projects/perspektivpaframtidaavfallsbehandling/Sidor/default.aspx>



### 3. Hanteringen av plastförpackningar från insamling till återvunnen vara

I Figur 3-1 illustreras resultatet på en aggregerad nivå för hela kedjan från insamlat material till återvunnen råvara. Figuren visar att 63 % av insamlat material netto blir återvunnen råvara som används för produktion av nya plastprodukter. 28 % av insamlat material går som rejekt till energiutvinning (vilket benämns som "Energifraktion" i figuren). Merparten av detta rejekt utgörs av felsorterat material (t.ex. plaster som inte är förpackningar, textilier, papper, matavfall, metaller etc.) och uppstår vid sortering och beredning av materialet vid Swerec respektive Alba. En mindre del är rejekt vid återvinningen där ytterligare avskiljning sker av felsorterade polymerer, etiketter och annat material. Resterande 9 % av insamlat material är fuktavgång som sker i samband med tvättning och torkning av materialet vid sortering, beredning och framförallt återvinning av materialet.



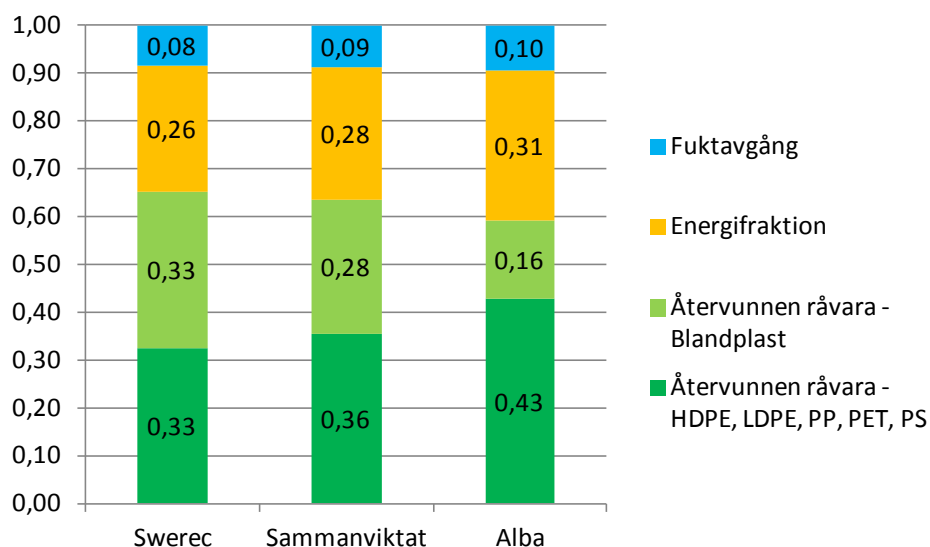
Figur 3-1 Resultat på aggregerad nivå för hela kedjan från insamlat material till återvunnen råvara. I figuren illustreras hur 1 kg insamlat material fördelas på återvunnen råvara, energifraktion och fuktavgång.

Det insamlade materialet har en fukthalt på ca 12-13 %. Denna fukt fördelas huvudsakligen på fuktavgång enligt ovan men också på kvarvarande fukt i det rejekt som går till energiutvinning. Mycket små mängder fukt<sup>2</sup> finns även i den återvunna råvaran. Detta antas härröra från att det granulerade materialet har en stor yta och därmed håller viss fuktighet "naturligt". (Samma förutsättningar antas dock även gälla för den jungfruliga råvara som den återvunna råvaran ersätter, vilket klimatutvärderingen tar hänsyn till i kapitel 4).

Figur 3-2 visar en uppdelning av resultaten i Figur 3-1. I figuren visas utfallet för hela kedjan för det material som går till Swerec respektive till Alba. Den mittersta stapeln visar det sammanviktade resultatet som tar hänsyn till hur stora mängder som går till Swerec respektive till Alba. Baserat på data för år 2011 (Nilsson 2012) går 70 % till Swerec och 30 % till Alba. Det sammanviktade resultatet ligger därför närmare resultatet för Swerec än resultatet för Alba.

<sup>2</sup> Fukthalt på ca 1,5 % har mätts upp vid Swerec (Sabel 2012)

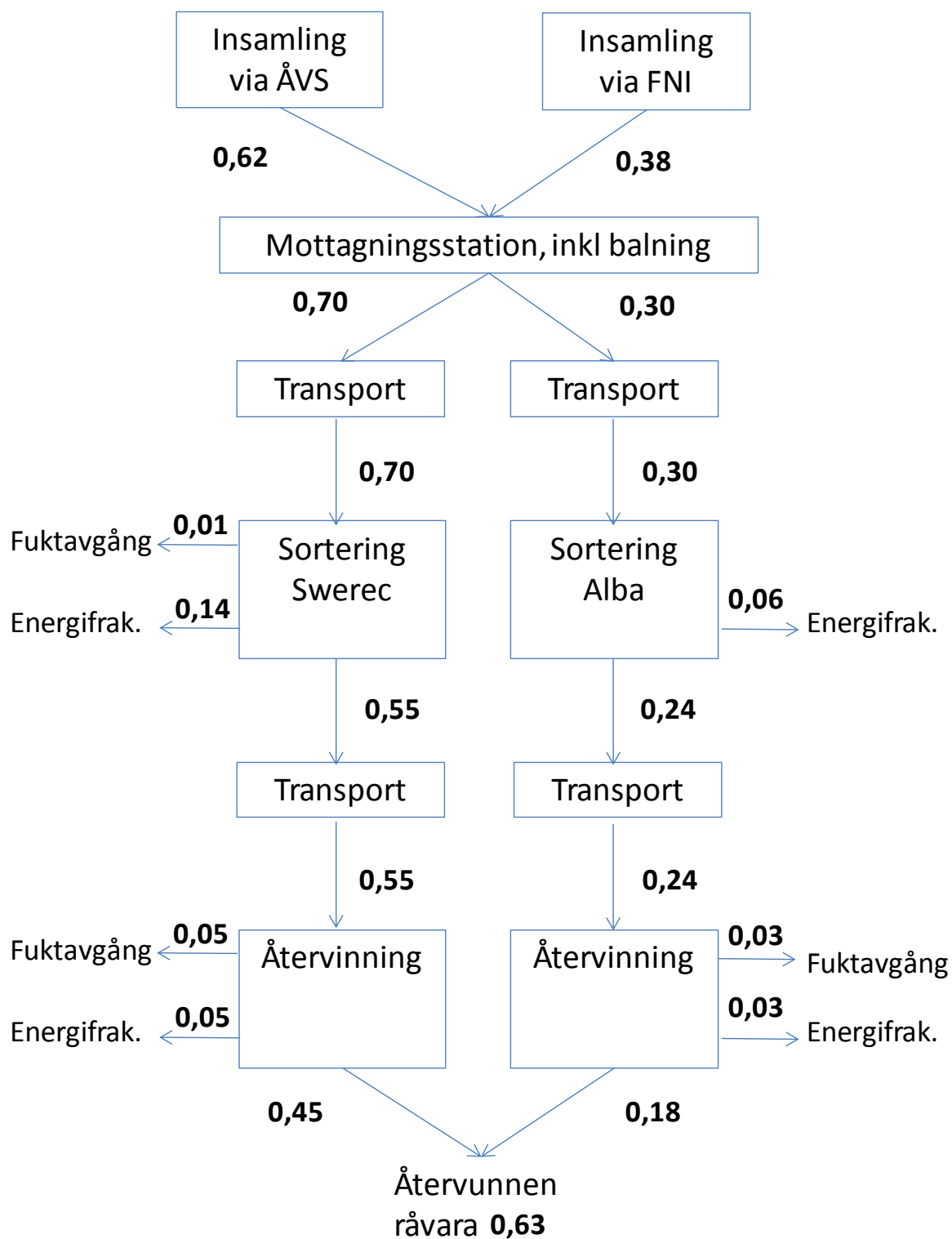
I figuren har vidare den återvunna råvaran delats upp i två delar: dels återvunnen råvara i form av enskilda polymerplaster (HDPE, LDPE, PP, PET och PS) och dels återvunnen råvara i form av blandplaster som består av flera olika polymerplaster. Här kan noteras att Alba får ut en större andel enskilda polymerplaster. Samtidigt har Alba en större andel rejekt till energiutvinning när man tittar på alla rejektströmmar från sorteringen till återvunnen råvara.



Figur 3-2 Resultat på aggregerad nivå för hela kedjan från insamling till återvunnen råvara för det material som går till Swerec respektive till Alba samt sammanviktat utifrån hur stor mängd som gick till Swerec respektive Alba år 2011. I figuren illustreras hur 1 kg insamlat material fördelas på återvunnen råvara, energifraktion och fuktavgång.

I Figur 3-3 illustreras resultatet för hela kedjan från insamling till återvunnen råvara uppdelat på de olika steg som ingår. Resultatet illustreras som genomsnitt för 1 kg insamlat material, där 62 % av insamlingen sker via återvinningsstationer (ÅVS) och 38 % via fastighetsnära insamling (FNI). Orsaken till att fuktavgång sker vid Swerec och inte vid Alba är att vid Swerec sker krossning, tvättning och torkning av HDPE och PP innan de skickas vidare till återvinning. Detta görs inte vid Alba utan denna behandling sker i anslutning till återvinningen. Det sistnämnda är också förklaringen till att fuktavgången är förhållandevis större vid återvinningen av materialet från Alba jämfört med återvinningen av materialet från Swerec.

I bilaga B redovisas i detalj hur inkommande material till Swerec respektive Alba fördelas på utgående strömmar uppdelat i enskilda polymerplaster till återvinning, blandplast till återvinning, rejekt till energiutvinning och fuktavgång. Vidare redovisas även i detalj hur inkommande material till återvinningen fördelas på utgående strömmar i form av återvunnen råvara, rejekt till energiutvinning och fuktavgång.

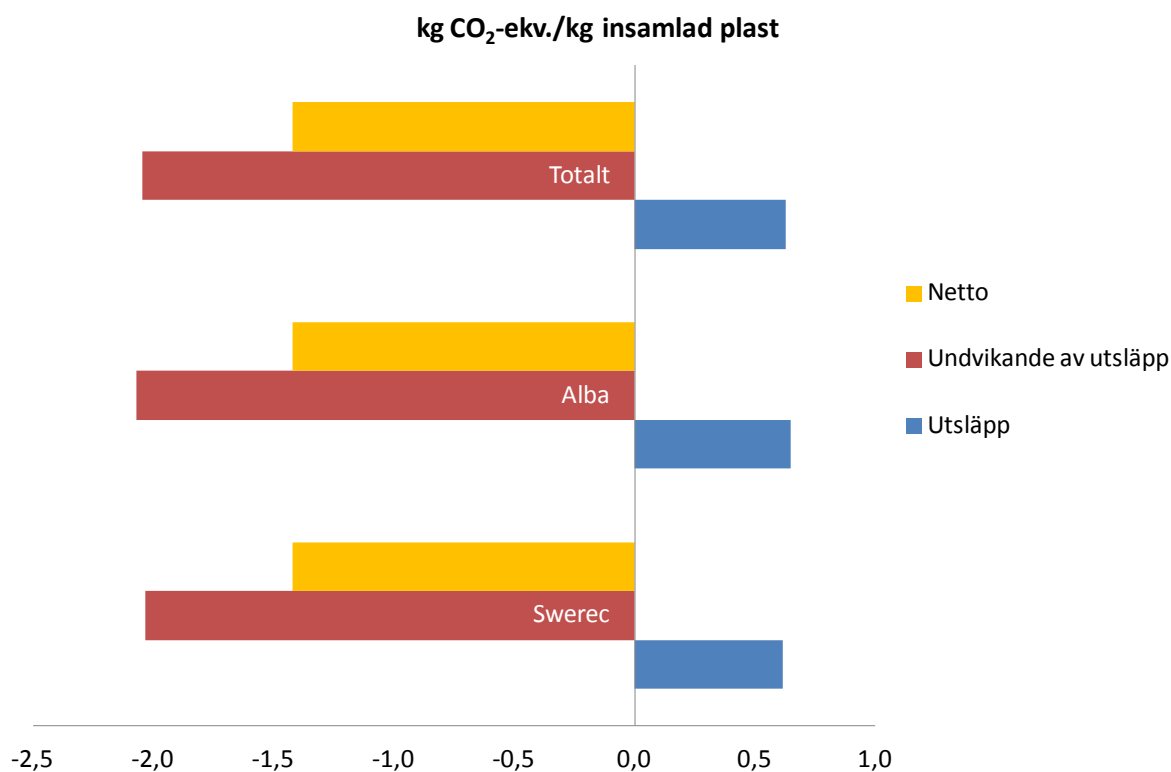


Figur 3-3 Resultat för hela kedjan från insamling till återvunnen råvara, inklusive fördelningen på insamling via återvinningsstationer och fastighetsnära insamling samt fördelningen mellan sorteringen vid Swerec och Alba. I figuren illustreras hur 1 kg insamlat material fördelas på återvunnen råvara, energifraktion och fuktavgång

#### 4. Växthusgasutsläpp vid insamling, transporter, återvinning och vid den jungfruliga produktion som ersätts

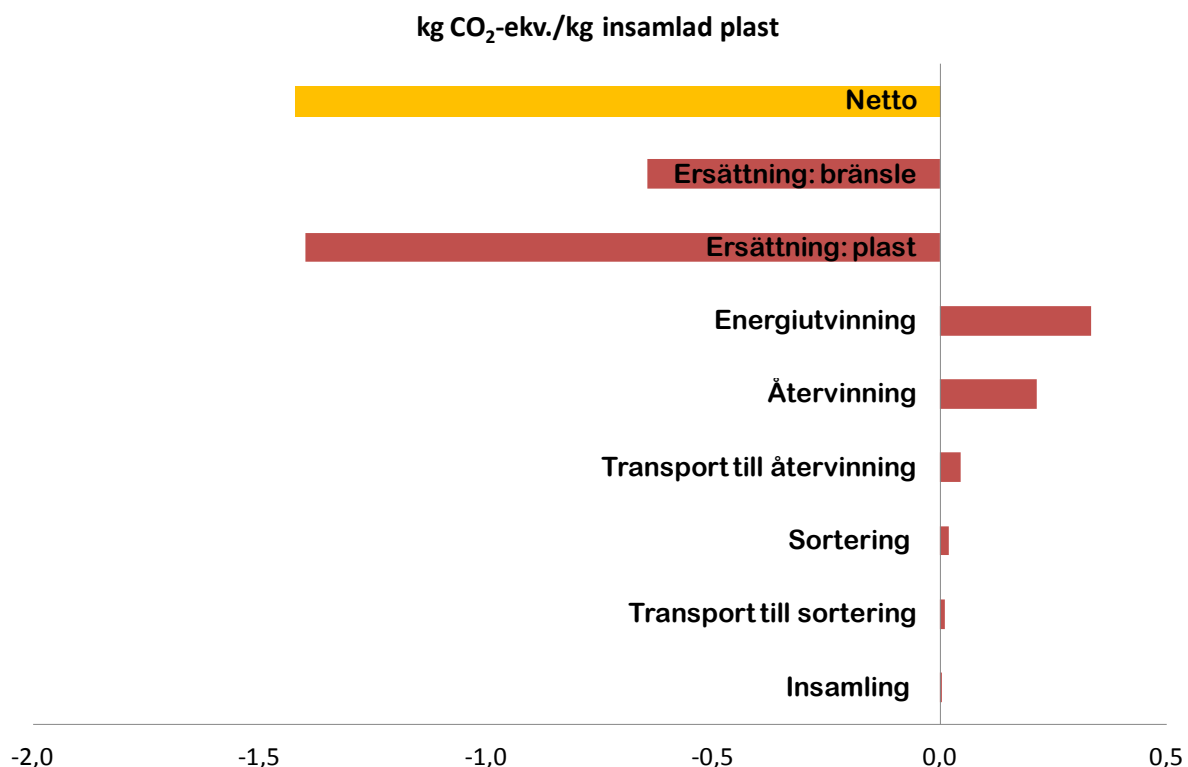
I detta kapitel redovisas slutresultat och en del intressanta delresultat för plaståtervinning. Resultaten presenteras dels aggregerat och dels uppdelat på de två sorteringsleden Swerec och Alba. I bilaga A redovisas detaljer kring indata och antaganden.

I Figur 4-1 nedan redovisas de mest aggregerade resultaten. Figuren visar tydligt att återvinning innebär en nettobesparing av klimatgaser för materialåtervinning av plast. Besparingarna är närmare fyra gånger större än de utsläpp som uppstår från insamling till återvunnen plastråvara och nettot blir drygt -1,4 kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per kg insamlad plast. Beräkningarna grundar sig på de materialflöden som redovisas i kapitel 3. Totalstaplarna visar det viktade medelvärdet av de flöden som går via Swerec och de som går via Alba. Noterbart är att trots Swerec och Alba har något annorlunda hantering av insamlat material (vilket tar sig i uttryck i något olika storlekar på utsläpp och undvikna utsläpp) så blir nettot i princip detsamma.



Figur 4-1 Resultat på aggregerad nivå rörande utsläpp av växthusgaser längs hela kedjan från insamling till återvunnen råvara (inklusive hantering av rejektströmmar) samt undvikande av utsläpp genom att återvunnen råvara ersätter jungfrulig råvara och rejekt huvudsakligen ersätter kol som bränsle vid cementugnar. I figuren illustreras resultaten per 1 kg insamlat material.

I Figur 4-2 redovisas de övergripande resultaten för de olika behandlingsstegen. Man ser en tydlig tendens att utsläppen ökar för varje steg i behandlingskedjan. Från insamling fram till återvinning är utsläppen relativt små. Rejekt som uppstår i olika delar av sorteringen och i återvinningsprocesserna går till förbränning vilket ger upphov till utsläpp på ungefär 0,3 kg CO<sub>2</sub> per kg insamlad plast. Alla dessa utsläpp kompenseras dock med råge av undvikna utsläpp vid ersatt jungfrulig plastproduktion och genom att plastrejektet huvudsakligen ersätter kol i cementugn. Utsläppsbesparingarna är störst för ersättning av plast men icke oväsentliga för ersättning av kol.

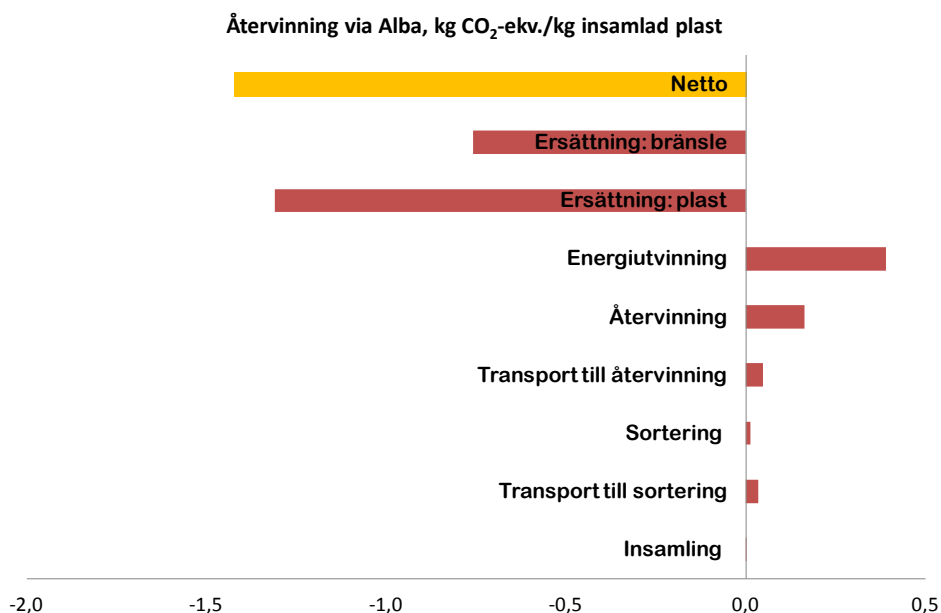


Figur 4-2 Resultat på aggregerad nivå, uppdelat efter de olika behandlingsstegen. I figuren illustreras resultaten per 1 kg insamlat material.

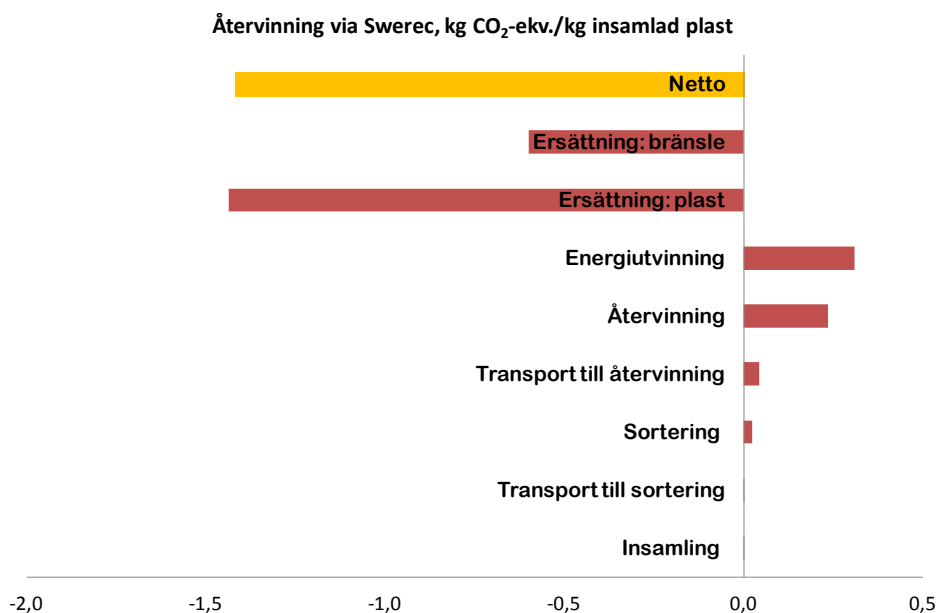
Vi ska nu ta en närmare titt på vad som skiljer de olika sorteringsaktörerna Swerec och Alba åt. Resultaten för Alba illustreras i Figur 4-3 och Swerec i Figur 4-4. Det råder inga dramatiska skillnader mellan Swerec och Alba, men några skillnader är dock värda en kommentar. Utsläppen för transport från omlastning till beredning (sortering och i förekommande fall tvättning, torkning och granulering) är betydligt högre för den tyska anläggningen. Det beror på två faktorer: för det första att den insamlade plasten (som transporteras till Albas anläggning i Braunschweig) måste transporteras en längre sträcka, men också att färjan mellan Trelleborg och Travemünde medför högre emissioner per ton-kilometer än lastbil.

Beredningen vid Swerec medför högre koldioxidutsläpp än motsvarande vid Alba. Det har sin förklaring i att Swerecs anläggning använder ungefär 50 % mer el per ton bearbetat material. Då vägs ändå skillnaden upp en del av att användningen av diesel är högre för Alba. I själva plaståtervinningen innebär Swerec-alternativet något högre utsläpp. Även här ligger skillnaden i

elanvändningen som är 27 % högre per kg behandlad plast från Swerec. Å andra sidan uppnår Swerec totalt sett en större andel återvunnen råvara jämfört med Alba (där en större andel blir rejekt som används som bränsle i cementugn). Detta förklarar skillnaderna mellan ersättningsstaplarna och är också orsaken till att Swerec, trots den högre elkonsumtionen, netto ger upphov till samma utsläppsminskning per kg insamlad plast.

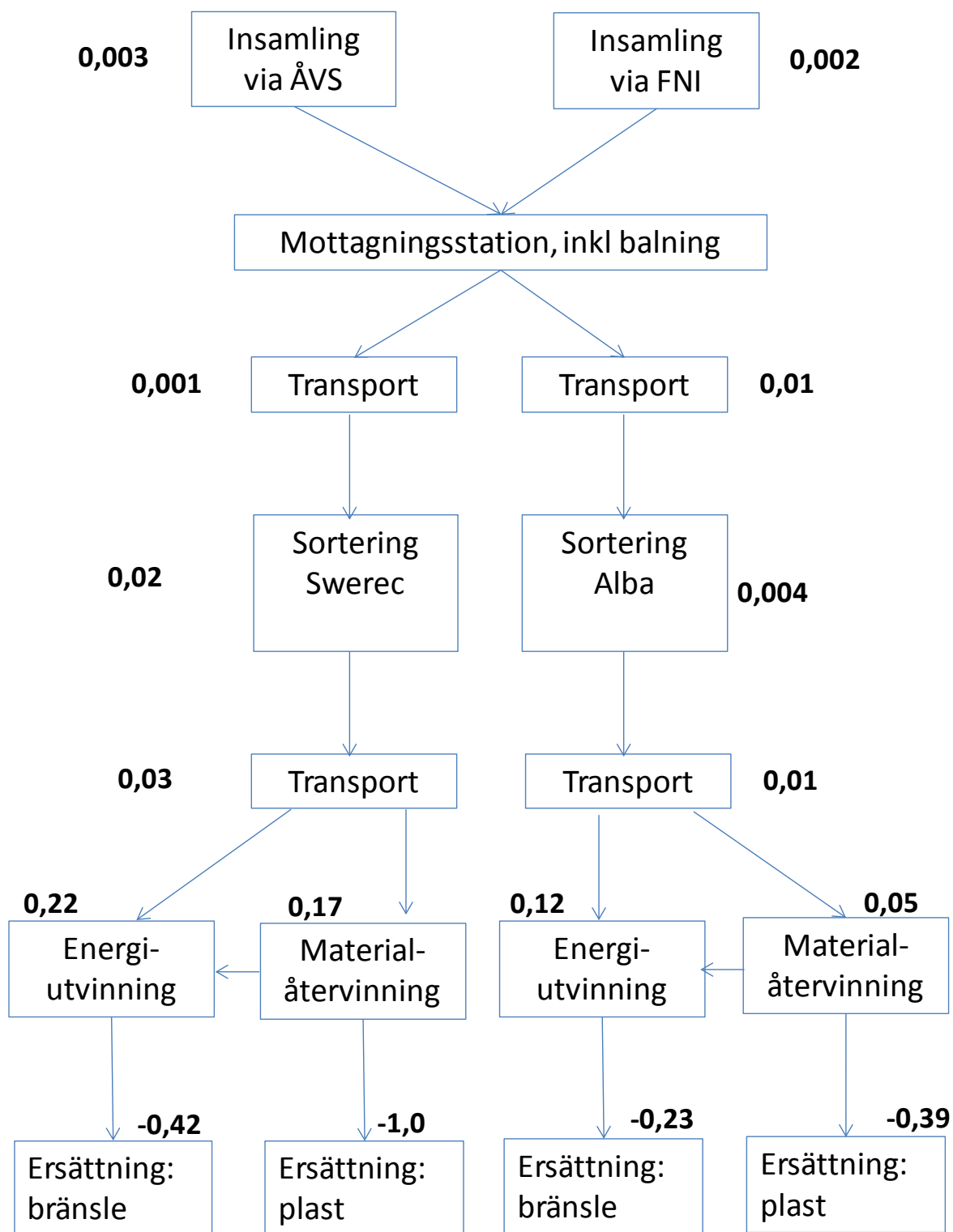


Figur 4-3 Resultat för återvinning via Alba, uppdelat efter de olika behandlingsstegen. I figuren illustreras resultaten per 1 kg insamlat material.



Figur 4-4 Resultat för återvinning via Swerec, uppdelat efter de olika behandlingsstegen. I figuren illustreras resultaten per 1 kg insamlat material.

I Figur 4-5 illustreras resultatet för hela kedjan från insamling till återvunnen råvara uppdelat på de olika steg som ingår. Resultatet illustreras som genomsnitt för 1 kg insamlat material, där 62 % av insamlingen sker via återvinningsstationer (ÅVS) och 38 % via fastighetsnära insamling (FNI). Vidare tas hänsyn till att 70 % av det insamlade materialet går via Swerec och resterande 30 % via Alba.



Figur 4-5 Utsläpp (i kg CO<sub>2</sub>-ekv./kg insamlat material) för hela kedjan från insamling till återvunnen råvara (inklusive hantering av rejektströmmar) samt undvikande av utsläpp genom att återvunnen råvara ersätter jungfrulig råvara och rejekt huvudsakligen ersätter kol som bränsle vid cementugnar. I figuren illustreras resultaten per 1 kg insamlat material.

## 5. Alternativ hantering i Sverige

### 5.1 Avfallsförbränning – mängder och kapacitet

Genom de deponiförbud som infördes i Sverige år 2002 och 2005 och den successiva utbyggnad som skett av avfallsförbränning under 2000-talet kan man konstatera att den alternativa behandlingen för plastförpackningar i Sverige (dvs. om de inte samlas in och hanteras av FTI) är avfallsförbränning.

Under några år efter deponiförbudens införande fick avfall fortfarande deponeras på dispens då tillräcklig behandlingskapacitet saknades. Men kombinationen av finanskris som gav fallande avfallsmängder och färdigställandet av ett antal nya förbränningsanläggningar vände situationen till ett kapacitetsöverskott. År 2010 bedöms kapacitetsöverskottet i svensk avfallsförbränning till ca 0,8 Mton. Denna kapacitet stod inte utnyttjad utan användes för import av brännbart avfall från andra länder (främst Norge). Detta innebär att drygt 15 % av den förbrända avfallsmängden var importerad.

I det grundfall för år 2020 som tagits fram inom forskningsprojektet "Perspektiv på framtida avfallsbehandling" förväntas kapacitetsöverskottet växa till ca 2,2 miljoner ton år 2020. Orsaken är dels att ytterligare anläggningar tillkommer (vissa av dessa är idag byggstartade medan andra är i tidigare planeringsfaser) vilket ökar kapaciteten från 5,2 till 7,0 miljoner ton. En annan viktig orsak är att det antas att de mål (som ställs upp i den förslaget till ny avfallsplan) om minskade avfallsmängder, ökad materialåtervinning och ökad biologisk behandling uppfylls till år 2020. Detta gör att de mängder som återstår för avfallsförbränning (efter utsortering till materialåtervinning och biologisk behandling) ökar relativt måttligt, från 4,4 år 2010 till 4,8 miljoner ton år 2020. I en känslighetsanalys där man antar att endast byggstartade anläggningar färdigställs och att målen enligt den föreslagna avfallsplanen inte införs eller inte får någon effekt hamnar kapacitetsöverskottet år 2020 på samma nivå som år 2010, dvs. ca 0,8 miljoner ton.

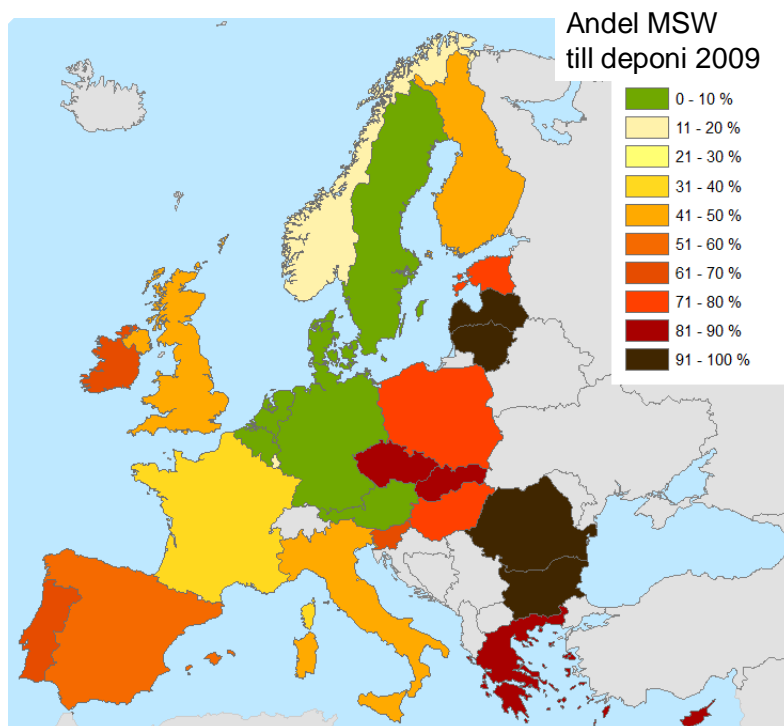
Att ytterligare anläggningar tillkommer beror på att det nu främst är energiaktörer som planerar utbyggnader och de ser dessa anläggningar som ekonomiskt konkurrenskraftiga alternativ till andra fasta bränslen för att producera fjärrvärme och el. Det alternativ man främst jämför mot är biobränsleeldade kraftvärmeverk där stigande biobränslepriser och sjunkande elcertifikatpriser försämrat kalkylen de senaste åren. Dessa aktörer är också medvetna om att en stor del av tillkommande avfall måste importeras.

Utfallet i grundfallet för år 2020 som tagits fram inom forskningsprojektet "Perspektiv på framtida avfallsbehandling" motsvarar att drygt 30 % av den förbrända mängden kommer att kunna vara importerad om hela kapaciteten utnyttjas. Vid en klimatutvärdering måste man därför också ta hänsyn till vad denna import ersätter för behandling i exportlandet, och vilka transportemissioner som uppstår. Tidigare studier av Profu visar dock att transportemissionerna är små i förhållande till emissionerna vid behandlingen i exportlandet (se t ex Profu 2009).

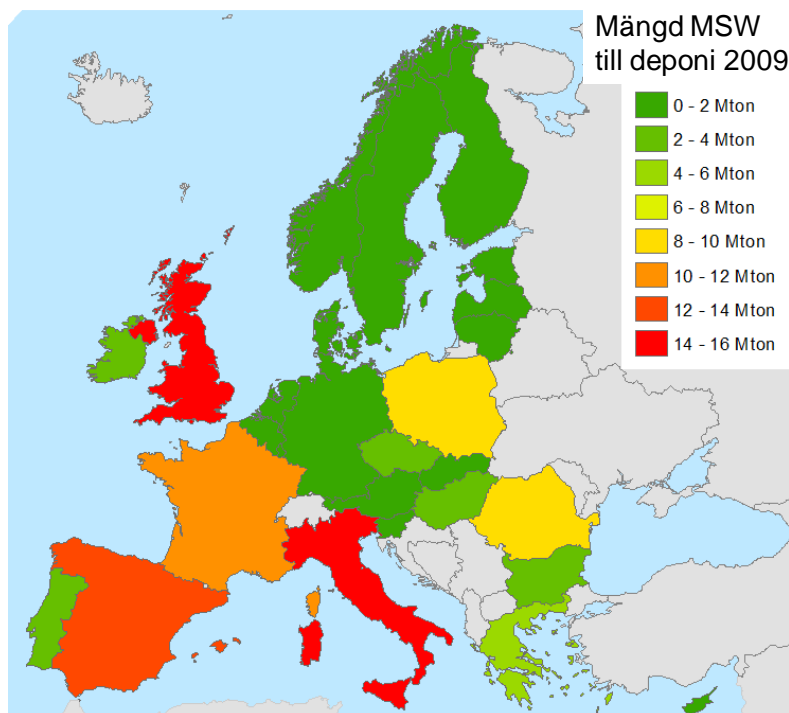
Importen som skett har huvudsakligen kommit från Norge och har bidragit till att Norge klarat av att uppfylla sitt deponeringsförbud (som infördes 1 juli 2009) relativt snabbt. Utbyggnaden av förbränning i Norge börjar nu emellertid komma ifatt avfallsmängderna varför många anläggningar i Sverige överväger och undersöker import från andra länder i Europa där deponering idag utgör det dominerande alternativet. I Figur 5-1 illustreras hur stor andel av kommunalt avfall (MSW – Municipal Solid Waste) som lades på deponi i olika europeiska länder år 2009. Figur 5-2 visar hur



stora mängder denna deponering motsvarar. Totalt deponerades ca 150 Mton hushålls- och verksamhetsavfall inom EU år 2008.



Figur 5-1 Andel av kommunalt avfall (MSW – Municipal Solid Waste) som lades på deponi i olika europeiska länder år 2009 (källa: Profus bearbetning av data från Eurostat)



Figur 5-2 Mängd kommunalt avfall (MSW – Municipal Solid Waste) som lades på deponi i olika europeiska länder år 2009 (källa: Profus bearbetning av data från Eurostat)

## 5.2 Effekt av minskad förbränning av plastförpackningar i klimatperspektiv

I projektet har vi studerat effekten av att minska förbränningen av plastförpackningar. För att vara konsistent med beräkningarna och resultaten i kapitel 3 och 4 har vi här antagit samma sammansättning av plastförpackningarna som för det insamlade materialet i dagens system, dvs. utöver plastförpackningarna innehåller materialet även plast som inte är förpackningar och felsorterat material.

Vi har studerat detta i två olika fall:

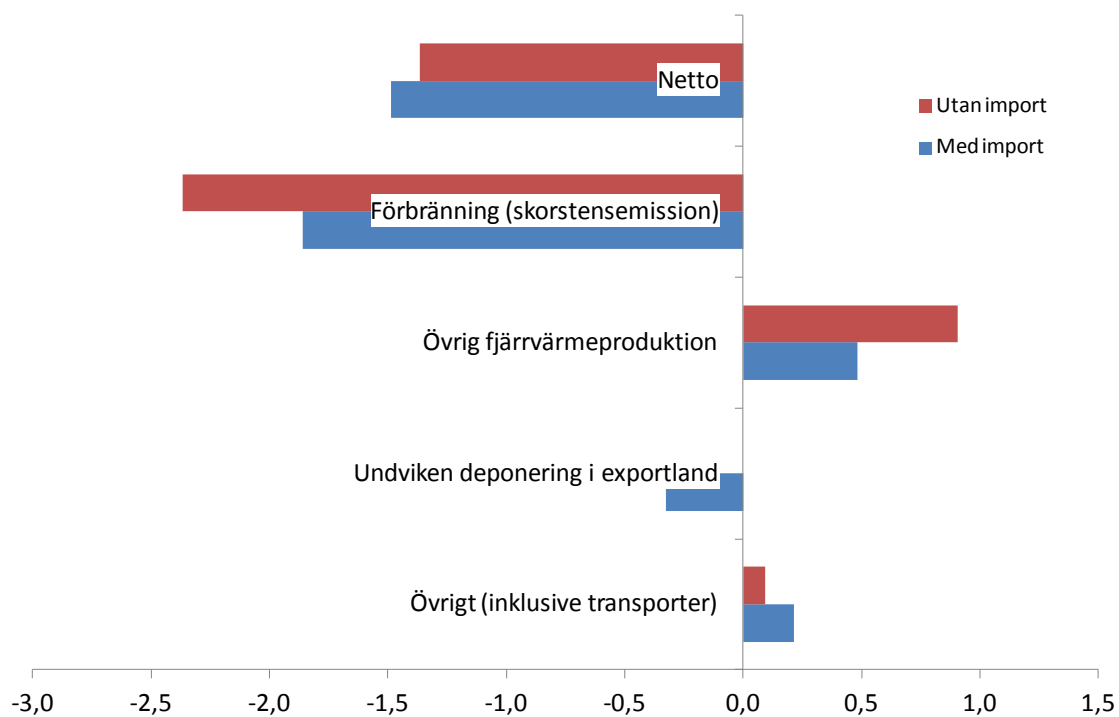
- **Utan import som ersätter plastförpackningarna:** Detta innebär att avfallsförbränningen minskar med mängden plastförpackningar och kommer att generera mindre el- och fjärrvärmeproduktion. Fjärrvärme- och elbehoven måste dock uppfyllas, vilket i modelleringen sker genom en ökad alternativ el- och fjärrvärmeproduktion. Utsläppen minskar från avfallsförbränningen (på grund av minskad förbränning av plastförpackningar) men ökar samtidigt från den alternativa el- och fjärrvärmeproduktionen.
- **Med import som ersätter plastförpackningarna:** Den minskade mängden plastförpackningar ersätts av motsvarande mängd importerat avfall. Det importerade avfallet har lägre värmevärde, men också lägre specifik CO<sub>2</sub>-emission då andelen plast är klart lägre än vad som gäller för plastförpackningarna. Netto innebär detta att utsläppen från förbränningen inte minskar i samma utsträckning som i föregående fall. Samtidigt är inte behovet av alternativ el- och fjärrvärmeproduktion lika stort då det importerade avfallet innebär ett bränsletillskott vid avfallsförbränningen. Vidare tillkommer i detta fall transportemissioner från exportlandet och undvikta emissioner genom att alternativ avfallsbehandling undviks i exportlandet. I modelleringen antas detta vara deponering.

Figur 5-3 visar tydligt att den minskade förbränningen av plastförpackningar innebär minskade växthusgasutsläpp. Utsläppsreduktionen är i samma storleksordning som den utsläppsreduktion som beräknades i kapitel 4 (dvs. från att insamlat material ersätter jungfrulig råvara, inklusive hantering av rejektströmmar).

Den dominerande förklaringen till detta är de minskade emissionerna vid avfallsförbränningen. Alternativet med import som ersätter plastförpackningarna uppvisar ett bättre resultat. Här kan man konstatera att resultatet är mer känsligt för de specifika förutsättningarna gällande:

- Sammansättning på det importerade avfallet (stor eller liten plastandel, fukt- och energiinnehåll)
- Förutsättningar vid deponering i exportlandet (klimat, andel av deponigas som samlas in, metanoxidation i deponins täckskikt, energiutvinning från insamlade deponigas)

kg CO2-ekv./kg reducerad mängd plastförpackningar till förbränning



Figur 5-3 Effekt på utsläpp av växthusgaser vid minskad förbränning av plastförpackningar (med samma sammansättning som det insamlade materialet i kapitel 3). Ett negativt värde innebär att utsläppen minskar och viceversa. I figuren illustreras effekten både utan och med import som ersättning för den minskade förbränningen av plastförpackningar.

## 6. Syntes av studier av fastighetsnära insamling (FNI) och återvinningsstationer (ÅVS)

### 6.1 Insamling och transport till mottagningsstation

Vi kan först och främst konstatera att ur systemperspektiv för totalresultatet rörande klimatpåverkan (se kapitel 4) har valet av insamlingstransport liten betydelse. En generellt fördubblad dieselförbrukning för insamling och transport till mottagningsstation innebär en försämring av nettoresultat med ca 0,1 %, dvs. att den resulterande nettominskningen av växthusgasemissioner blir 0,1 % lägre.

Som framgick av kapitel 3 så samlas drygt 60 % av materialet in via återvinningsstationer (ÅVS) där hushållen själva ansvarar för transporten fram till återvinningsstationen. Med fastighetsnära insamling (FNI) behöver hushållen inte utföra någon transport av materialet då det hämtas direkt i anslutning till fastigheten.

Insamlings- och transportarbetet med arbetsfordon blir därför större med FNI. De genomgångna studierna som tar upp denna aspekt (Ringström och Widheden 2004, Bisailon et al 2009 och Iriarte et al 2009) visar en klart högre dieselförbrukning per ton insamlat för FNI jämfört med ÅVS. Grovt sammanfattat ligger dieselförbrukningen för arbetsfordon i storleksordningen dubbelt så högt för FNI jämfört med ÅVS.

Som jämförelse kan nämnas att i beräkningarna i kapitel 4, där vi använt dieselförbrukning för ÅVS från FTI (Nilsson 2012) och litteratordata för FNI (Ringström och Widheden 2004), ligger dieselförbrukningen ca 40 % högre för FNI.

ÅVS leder alltså till lägre utsläpp för arbetsfordon. Samtidigt använder en viss andel av hushållen sin bil för att transportera materialet till återvinningsstationen. Vissa hushåll gör resor specifikt för att lämna materialet medan andra stannar på vägen när andra ärenden utförs. Hur stor del av dessa emissioner som skall allokeras till insamling av plastförpackningar är svårt att svara på eftersom det inte finns några uppdaterade data kring dessa transporter<sup>3</sup>. I denna studie ger ÅVS lägre utsläpp av växthusgaser för arbetsfordon, men denna fördel uttraderas om ca 30 % av hushållen tar bilen endast för att lämna materialet på ÅVS och sedan köra hem igen.

### 6.2 Mängd utsorterat material

När det gäller hur stor mängd som sorteras ut per hushåll av återvinningsbara fraktioner så indikerar studier med empiriska data (Dahlén et al 2007, Hage 2008 och Gallardo et al 2010) att den totala mängden återvinningsbara fraktioner insamlat till återvinning är större med FNI än med ÅVS. Dahlén et al (2007) indikerar att den insamlade mängden av återvinningsbara fraktioner är i storleksordningen 10 % större än med ÅVS. Gallardo et al (2010), som specifikt studerade fastighetsnära insamling av "lightweight packaging" (plast, metall och vätskekartong) noterade drygt tre gånger så stor insamlad mängd genom FNI jämfört med ÅVS. (Här bör dock noteras att felsorteringsgraden var klart högre, vilket vi återkommer till i nästa avsnitt).

<sup>3</sup> I en äldre studie (Bäckman et al 2001) användes svaren från en SIFO-studie där 19 % av hushållen svarat att de använder bilen för att göra en specifik transport av materialet till återvinningsstationen.

En översikt av sociologiska studier kring källsortering (Sörbom 2003) pekar på att den viktigaste faktorn för att uppnå höga utsorteringsgrader är närhet och tillgänglighet. Baserat på detta drar Sörbom (2003) slutsatsen att fastighetsnära insamling verkar vara det bästa alternativet om målet är att stimulera så hög utsortering som möjligt.

### 6.3 Kvalitet på utsorterat material

När det gäller kvalitet på det utsorterade materialet ger de genomgångna studierna (både med empiriska och teoretiska data) ett spretigt utfall:

- IVL och Denkstatt (2007) (Livscykelanalys & Cost-benefit-analys på uppdrag av Plastkretsen) antar (utan tydlig referens) att FNI genom "optimized kerbside systems" når bättre resultat än ÅVS. Andelen "rätt sorterat" är 14 procentenheter högre för FNI än för ÅVS (81 % istället för 67 %).
- Dahlén och Vukicevic (2012) har i sitt pågående projekt "Återvinning av plast från hushållsavfall - Steg 2" (finansierat av Plastkretsens stiftelse) fått fram preliminära resultat rörande material som sorteras vid FNI och ÅVS. Dessa indikerar hittills ingen tydlig skillnad i andelen "rätt sorterat". Ytterligare fallstudier görs dock under våren 2012 i Gävle och Göteborg som eventuellt kan ge tydligare resultat om skillnader.
- Andersson et al (2011) utvärderar fastighetsnära insamling ur ett psykologiskt och etnologiskt perspektiv. Man konstaterar följande möjligheter (+) och svårigheter (-) med fastighetsnära insamling vid flerbostadshus som är relevanta för kvaliteten:
  - + "Det är högre sannolikhet för att deskriptiva normer (vad folk gör) kan utvecklas vid fastighetsnära återvinningssystem i och med att individen ser hur andra gör i högre grad. Deskriptiva normer bidrar i hög grad till konformitet dvs. en tendens att följa gruppen för att inte avvika från gruppen då gruppen ses som det mest normala."
  - + "Bättre social kontroll på en återvinningsstation eller återvinningscentral alternativt i det egna soprummet i fastigheten leder till att färre människor dumpar osorterat avfall o.dyl. än vid en anonym återvinningsstation eller återvinningsstation belägen avsides.
  - "Vissa personer kan uppleva ett negativt socialt tryck att källsortera, trots att de själva inte har tid/lust/ork att göra det vilket leder till att de "fuskar" med sortering eller blir avogt inställda (Ewert m.fl., 2008)."
- Gallardo et al (2010) visar, baserat på empiriska data i Spanien, att kvaliteten på utsorterat "lightweight packaging" (plast, metall och vätskekartong) blir sämre med FNI. Andelen "rätt sorterat" är 17 procentenheter lägre för FNI än för ÅVS (58,5 % istället för 75,7 %). Som förklaring pekar man på att när kärlet för restavfall är fullt finns risken att man istället lägger restavfall i FNI-kärlet.

Det finns sålunda skäl och studier både för och emot att kvaliteten på utsorterade materialet skulle vara bättre med FNI än med ÅVS.

Ur systemperspektiv för totalresultatet kan vi konstatera att kvaliteten på det insamlade materialet har betydligt större betydelse än insamlingstransporten. Om kvaliteten kan höjas (oavsett om det sker genom FNI eller ÅVS) så ger det en tydlig förbättring på utfallet av klimatpåverkan genom att en större andel av insamlat material blir återvunnen råvara och en mindre andel blir rejekt som går till energiutvinning.

Som en känslighetsanalys har vi studerat effekten på nettoresultatet i kapitel 4. Förbättrad kvalitet på utsorteringen antas leda till att rejektet till energiutvinningen vid sorteringsanläggningarna minskar med 5 procentenheter (dvs. ned från drygt 19 % till 14 %) och att andelen som går till återvinning ökar i motsvarande grad. Detta resulterar i en förbättring av nettoresultat med ca 2 %, dvs. att den resulterande nettominskningen av växthusgasemissioner blir ytterligare 2 % högre.

Slutligen är det i detta sammanhang intressant att notera feedback från Swerec (Sabel 2012):

- För att få ned rejektmängderna, är det önskvärt att fokusera mer information och ansträngningar på att hushållen ska sortera rätt än att de ska skölja ur förpackningarna. Felsorteringen är ett klart större problem än om förpackningarna är smutsiga.

## 7. Analys – idag, 2020 och 2030

I detta kapitel belyser vi faktorer som kan ha en betydande påverkan på resultaten för klimatpåverkan som beräknades i kapitel 4. Analysen görs i form av en kvalitativ diskussion kombinerad med kvantitativa beräkningar för att illustrera hur olika parametrar påverkar resultaten. Vidare görs analysen med utgångspunkt från dagens situation och med hänsyn till tänkbara och möjliga förändringar i perspektiven till år 2020 och år 2030. Till hjälp för urvalet av faktorer har vi använt översiktsstudier av tidigare utförda systemanalyser kring återvinning (Profu 2004, Björklund och Finnveden 2005, Astrup et al 2009 samt Lazarevic et al 2010), där man identifierat faktorer som kan ha stor påverkan för resultatet rörande återvinning av plast.

### 7.1 Sammansättning och återvinningsbarhet på insamlat material

Detta innefattar både vilka plaster och kombinationer av plaster som sätts på marknaden och hur väl man lyckas få en hög kvalitet vid källsortering och insamling av materialet. I detta avsnitt fokuserar vi på det förstnämnda då det sistnämnda togs upp i kapitel 6.

Effekten mäts främst genom hur stor andel av inkommande material till sortering som går vidare till återvinning och hur stor andel som blir rejekt som skickas till energiutvinning. Känslighetsanalysen i avsnitt 6.3 visar att resultatet förbättras tydligt (dvs. leder till ännu större utsläppsreduktioner än i kapitel 4) när andelen till återvinning ökar samtidigt som rejekt mängden minskar.

När det gäller erfarenheter av sortering och återvinning av olika typer av förpackningar konstateras följande utifrån diskussion med Sabel (2012):

- Sortering och återvinning fungerar bäst för enhetliga material (t ex hårda plastförpackningar, transparenta folier).
- Laminatförpackningar fungerar mindre bra, en stor del av dessa fraktioner hamnar i blandplast. Blandplasten går till återvinning, men genererar där en större andel rejekt till energiutvinning jämfört med återvinningen av de enskilda polymerplasterna. Material i laminat som inte är plast (t.ex. tunna aluminiumlager) går inte att återvinna utan hamnar i rejektflödena.
- Frigolit (EPS) går inte att återvinna med dagens ekonomiska förutsättningar och stör processerna.
- För att öka återvinningsbarheten på sikt i perspektiven 2020 och 2030 är det önskvärt att laminatutvecklingen styrs mot att använda material i samma plastfamilj och/eller att man väljer enhetliga material i utformningen av förpackningarna.

På sikt i perspektiven 2020 och 2030 kan växande användning av bioplaster ställa till problem vid sortering och återvinning och/eller påverka förhållandet mellan andelen till återvinning och andelen rejekt vid sorteringen. (Detta gäller dock inte den typ av bioplast där HDPE, LDPE, PP etc. produceras från förnybara råvaror, t.ex. sockerrörsspill, och har samma egenskaper som vid produktion från oljebaserade råvaror).

Problemet gäller främst den typ av ”bioplast” som är plast med fossil råvara där additiv tillsätts för att plasten gradvis skall brytas ned i naturen. Skulle denna öka medför det (enligt Sabel 2012 och Forsgren och Svedberg 2012) risk för kvalitetsförsämringar på återvunnet material eftersom det är mycket svårt att skilja ut denna plast. Noterbart är att det också finns forskare som tagit fram resultat

som man anser visar att risken att "bioplasten" förstör den återvunna plasten är obefintlig (Karlsson-Ottosson 2012).

När det gäller stärkelsebaserad bioplast kan denna enkelt skiljas av vid sorteringen p.g.a. dess höga densitet (1,5 kg/dm<sup>3</sup>) enligt Sabel (2012). Detta innebär alltså inga kvalitetsförsämringar av den plast som återvinns, men rejektmängderna till energiutvinning ökar.

## 7.2 Efterfrågan på återvunnet material och återvinningskapacitet

Centralt i alla systemanalyser som uppvisar gynnsamma resultat för återvinning är att den återvunna plastråvaran ersätter jungfrulig plastråvara. Detta innebär att man i princip alltid förutsätter att det finns en efterfrågan på det återvunna materialet, oavsett hur stor mängd som sorteras ut. Med dagens förutsättningar är det rimligt eftersom den plastmängd som totalt sätts på marknaden är betydligt större än de mängder som återvinns. Samtidigt bör man notera att den återvunna råvaran från den insamlade förpackningsplasten inte kan avsättas på alla plastmarknader. T ex sker ytterst lite avsättning inom förpackningsområdet som är den största marknaden i Europa med knappt 40 % av förbrukningen av plastråvara. Den insamlade plast som hanteras och sorteras via Swerec hamnar i följande typer av produkter (Sabel 2012):

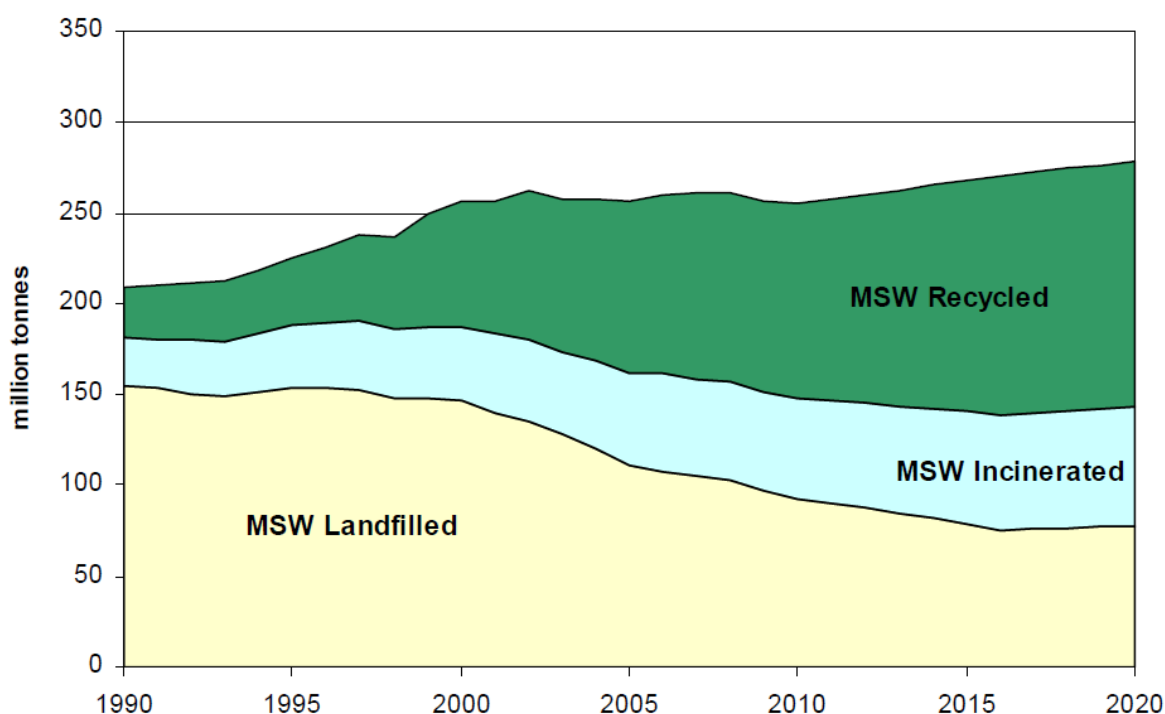
- **HDPE:** Rör och plattor
- **LDPE:** Plattor, bevattningsrör och andra extruderade produkter
- **PP:** Blomkrukor, källsorteringskärl etc.
- **PET:** Blisteförpackningar<sup>4</sup> och fleece-material
- **Blandplast:** Agglomerat för produktion av stolpar, extruderade profiler etc.

Huvuddelen av återvunnen plast används i Europa, men mindre strömmar går också till Asien. På sikt i perspektiven 2020 och 2030 kommer större andel plast än idag sorteras ut från avfallet i Europa. Det ligger i linje med EU:s ambitioner om att minska deponeringen och att öka återvinningen av avfall. Som konstaterades i avsnitt 5.1 är det fortfarande ca 150 miljoner ton avfall som deponeras i Europa och som på sikt skall styras över till annan hantering. En mycket grov skattning är att ca 10 % av detta material skulle kunna vara plast, dvs. i storleksordningen 15 miljoner ton. Av de totala deponerade mängderna på ca 150 miljoner ton står kommunalt avfall för cirka 100 miljoner ton.

I figuren nedan illustreras utvecklingen för olika behandlingsformer av kommunalt avfall i Europa fram till år 2020 enligt en bedömning av European Topic Centre on Sustainable Consumption and Production. Figuren visar hur framförallt återvinning växer på bekostnad av minskad deponering. Fram till 2030 skulle det vara möjligt (enligt Profus bedömning baserat på erfarenheterna i länder med deponiförbud) att i princip helt fasa ut deponering av kommunalt avfall.

<sup>4</sup> Genomskinliga förpackningar för t ex mindre elektronikprodukter som ofta är svåra att öppna.





Figur 7-1 Bedömning av utvecklingen för behandling av kommunalt avfall (MSW – Municipal Solid Waste) i EU-27 + Norge och Schweiz fram till år 2020 enligt ETC/SCP (2011).

En successiv utfasning av deponering i hela Europa de närmaste 10-20 åren kommer att ge stora tillkommande utsorterade plastflöden för återvinning. Det är då centralt att denna utveckling går hand i hand med utbyggd återvinningskapacitet och att man finner ytterligare avsättningsområden för återvunnen plast så att hela återvinningskedjan fungerar. På 20 års sikt (ca 2030) menar Swerec (Sabel 2012) att det är rimligt att sikta på att plasten skall kunna användas i mycket större grad inom förpackningsområdet. Detta kommer att kräva maskin- och teknikutveckling och sannolikt även lagförändringar för att klara av de krav som gäller för förpackningsområdet.

### 7.3 Substitutionsgrad

I beräkningarna i kapitel 4 har vi använt substitutionsgrad 1:1, d.v.s. 1 ton återvunnen råvara ersätter 1 ton jungfrulig råvara. Detta baseras i huvudsak på data från sorteringsanläggningarna och den norska studie som gjorts rörande återvinningen av utgående strömmar från sortering av förpackningar vid Alba (Lyng och Saur Modahl 2011). Motsvarande antagande har ofta använts i systemstudier i Europa av plaståtervinning.

Det finns dock exempel där man räknar på en lägre substitutionsgrad. Man antar då att det återvunna materialet har lägre kvalitet och att en större mängd behövs för att klara den funktion som efterfrågas. Man ligger då mellan 0,5 och 1 i substitutionsgrad, d.v.s. 1 ton återvunnen råvara ersätter mellan 0,5 och 1 ton jungfrulig råvara.

Några studier använder det ekonomiska värdet som ett mått på den lägre kvaliteten. En studie av den italienska marknaden som inkluderas i översikten av Lazarevic et al (2010) indikerar då en substitutionsgrad på 0,81.

Baserat på ovanstående har vi som en känslighetsanalys studerat effekten av att anta en substitutionsgrad på 0,8. Nettoresultatet (beräknat i kapitel 4) ändras då från drygt -1,4 till drygt -1,2 kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per kg insamlad plast, dvs. en försämring med ca 13 %.

Det är alltså tydligt att substitutionsgraden får stort genomslag på nettoresultatet. Samtidigt kan man konstatera att resultatet att återvinningen leder till minskade utsläpp av växthusgaser är robust då även substitutionsgrader på 0,5 skulle ge en tydlig utsläppsminskning.

På sikt i perspektiven 2020 och 2030 kommer den återvunna råvaran att öka och sannolikt spela en större roll i råvaruförsörjningen för plastproducenterna (jämför avsnitt 7.2). För att maximera klimatnyttan är det då fortsatt centralt att finna avsättningsområden där substitutionsgraden är så nära 1 som möjligt.

### 7.4 Hårdare CO<sub>2</sub>-begränsningar

På sikt i perspektiven 2020 och 2030 är det rimligt att hårdare begränsningar av utsläpp av växthusgaser införs. Även om världen idag går i otakt när det gäller hur fort och i vilken omfattning dessa begränsningar skall införas, så kan man konstatera att de är nödvändiga för att hejda den globala uppvärmningen och stabilisera klimatet på längre sikt.

Hårdare CO<sub>2</sub>-begränsningar kan ta sig uttryck på olika sätt, t ex höjda energi- och CO<sub>2</sub>-skatter på fossila bränslen eller successivt sänkta utsläppstak i handelssystem för utsläppsrätter för CO<sub>2</sub>. Oavsett vilket så innebär de på något sätt fördyringar för fossila bränslen, vilket i sin tur ökar lönsamheten både för att använda förnybara bränslen men också för att genomföra energieffektiviseringar.

Ur klimatperspektiv innebär detta att all energitillförsel på sikt kommer att generera mindre mängd CO<sub>2</sub>/energienhet. Klimatnyttan av återvinning, som i de flesta fall förbrukar mindre energi än produktion från jungfruliga råvaror, kommer därmed minska i viss mån på sikt beroende på hur fort denna energiomställning sker.

För nettoresultatet i kapitel 4 har vi valt att titta på två viktiga parametrar som påverkas av denna utveckling:

- **Minskad elanvändning genom återvinning:** Även om det sker en viss elanvändning vid sortering och återvinning av insamlad plast så är den lägre än den elanvändning som sker vid jungfrulig produktion. Astrup et al (2009) visar att elanvändningen normalt minskar ca 300-400 kWh/ton när återvunnen råvara ersätter jungfrulig råvara.

I en framtid där allt större andel av elproduktionen kommer från förnybara bränslen minskar nyttan av den mindre elanvändningen vid återvinningen. Som en känslighetsanalys har vi studerat effekten av att elproduktionens utsläpp av CO<sub>2</sub> halveras. Nettoresultatet (beräknat i kapitel 4) ändras då från drygt -1,4 till -1,3 kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per kg insamlad plast, dvs. en försämring med ca 8 %. Man kan även här konstatera att resultatet att återvinningen leder till minskade utsläpp av växthusgaser är robust då till och med elproduktion utan utsläpp av CO<sub>2</sub> skulle ge en tydlig utsläppsminskning.

- **Nyttan av att rejekt ersätter kol som bränsle:** I beräkningarna i kapitel 4 går huvuddelen av rejektmängderna från sortering och återvinning till energiutvinning där kol ersätts vid cementugnar. Om hårdare CO<sub>2</sub>-begränsningar införs i form av avsevärt reducerade utsläppstak i handelssystem för utsläppsrätter för CO<sub>2</sub>, kan detta driva upp priset på utsläppsrätter för CO<sub>2</sub> till nivåer på 40- 60 euro/ton CO<sub>2</sub> runt år 2030. Detta är nivåer som bedöms nödvändiga för att det skall vara lönsamt att satsa på anläggningar för avskiljning och lagring av CO<sub>2</sub> (CCS – Carbon Capture and Storage) i anslutning till storskaliga utsläppskällor som t ex cementugnar och kolkraftverk.

De försöks- och demonstrationsanläggningar som finns idag finns för CCS indikerar avskiljningsgrader runt 90 %. Detta innebär att endast 10 % av genererad CO<sub>2</sub> emitteras till atmosfären, övriga 90 % avskiljs och deponeras i geologiska formationer. Om detta introduceras vid cementindustrier innebär det att utsläppen från förbränning av plastrejekt minskar, men också att utsläppsminskningarna från ersatt kol minskar. Som en känslighetsanalys har vi därför analyserat effekten av om CCS introduceras med avskiljningsgrad på 90 %, d.v.s. utsläppen blir endast 10 % av de ursprungliga. Nettoresultatet (beräknat i kapitel 4) ändras då från drygt -1,4 till drygt -1,1 kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per kg insamlad plast, dvs. en försämring med ca 20 %. Man kan även här konstatera att resultatet att återvinningen leder till minskade utsläpp av växthusgaser är robust då till och med 100 % avskiljning skulle ge en tydlig utsläppsminskning.

## 8. Slutsatser

Baserat på resultaten i detta projekt har vi dragit följande övergripande slutsatser:

- Nästan två tredjedelar (63 %) av det material som FTI samlar in inom ramen för producentansvaret för plastförpackningar blir återvunnen råvara som används för produktion av nya plastprodukter.
- 28 % av insamlat material går som rejekt till energiutvinning medan resterande mängd är fuktavgång som sker i samband med tvättning och torkning av materialet vid sortering, beredning och framförallt återvinning av materialet.
- Insamlingen och återvinningen av plastförpackningarna, inklusive hanteringen av rejektströmmar, är positiv ur klimatsynpunkt och sänker utsläppen av växthusgaser med ca 1,4 kg CO<sub>2</sub>-ekv./kg insamlad plast. Utsläpp sker förvisso till följd av hela kedjan från insamling till återvunnen råvara, men dessa motsvarar bara ca 30 % av de utsläpp som undviks till följd av att återvunnen råvara ersätter jungfrulig råvara (till 100 %) och att rejektströmmar huvudsakligen ersätter kol som bränsle vid cementugnar.
- De känslighetsanalyser som genomförts visar att resultatet att utsläppen minskar är robust. För att maximera klimatnyttan av återvinningen är det centralt att öka kvaliteten på det insamlade materialet (vilket ökar andelen till återvinning och minskar rejekt mängderna) och säkerställa att den återvunna råvaran fortsatt finner avsättning på marknader där den ersätter jungfrulig råvara till 100 %.
- Insamling och transporter har en nästintill obetydlig påverkan på det samlade resultatet ur klimatsynpunkt. Detta gör det klimatmässigt rationellt att ta långa transporter av materialet om det samtidigt innebär att man kan öka den mängd återvunnen råvara som ersätter jungfrulig råvara.
- Den alternativa hanteringen i Sverige av det material som samlas in av FTI utgörs av avfallsförbränning. För varje kg som insamlingen till materialåtervinning ökar så minskar utsläppen från avfallsförbränning (inklusive effekter inom fjärrvärme- och elproduktion) netto med ca 1,4 kg CO<sub>2</sub>-ekv.
- Det finns därmed en tydlig klimatnytta av att konsumenten ökar sin återvinning. För varje kg ökad insamlad plast till återvinning minskar utsläppen både vid förbränning och vid undviken jungfrulig produktion. Nettominskningen uppgår till ca 2,8 kg CO<sub>2</sub>-ekv./kg insamlad plast.
- Ur klimatsynpunkt och i ett systemperspektiv ligger den viktiga skillnaden mellan fastighetsnära insamling och systemet med återvinningsstationer inte i olika transportarbete utan i hur mycket plast som sorteras ut i hushållen och hur stor del av det som sorteras rätt. Syntesen av tidigare studier indikerar att större mängd sorteras ut med fastighetsnära insamling medan det inte finns någon tydlig bild om kvaliteten ökar eller minskar.

## Referenser

- Andersson M., von Borgstede C., Eriksson O., Guath M., Henriksson G., Sundqvist J-O., Åkesson L. (2011) *Hållbar avfallshantering - utvärdering av styrmedel från psykologiskt och etnologiskt perspektiv*. TRITA-INFRA-FMS: 2011:5. KTH, Stockholm.
- Astrup T, Fruergaard T, and Christensen TH. (2009) *Recycling of plastic: accounting of greenhouse gases and global warming contributions*, Waste Manag and Research 27(8), pp. 763-772
- Bisaillon M, Finnveden G, Noring M, Stenmarck Å, Sundberg J, Sundqvist J-O, Tyskeng S. (2009) *Nya styrmedel inom avfallsområdet? Miljöstrategisk analys – fms*, ISSN 1652-5442 TRITA-INFRA-FMS 2009:7
- Björklund A och Finnveden G. (2005) *Recycling revisited—life cycle comparisons of global warming impact and total energy use of waste management strategies*, Resources, Conservation and Recycling 44, pp. 309–317.
- Bäckman, P., Andersson, K., Svensson, R. and Eriksson, E. (2001) *Översiktlig samhällsekonomisk analys av producentansvaret*, På uppdrag av Stiftelsen REFORSK, CIT Ekologik AB, Göteborg.
- Dahlén, L., Vukicevic, S., Meijer, J-E., Lagerkvist, A. (2007) *Comparison of Different Waste Sorting Systems in six Swedish Municipalities*, Journal of Waste Management 27(10), pp.1298-1305
- Dahlén, L. och Vukicevic, S., (2012) *Återvinning av plast från hushållsavfall - Steg 2*, reviderad delrapport 2, 2012-01-12
- Elforsk (2008) *Effects of changing electricity use/electricity production – Model calculations* (in Swedish), Elforsk report 08:30
- ETC/SCP (2011) *Projections of Municipal Waste Management and Greenhouse Gases*, ETC/SCP working paper 4/2011
- Forsgren, C. och Svedberg, T. (2012) *Bioplaster ett hot mot återvinningen*, debattartikel, Dagens Industri
- Gallardo, A., Bovea, M.D., Colomer, F.J., Prades, M. and Carlos, M. (2010) *Comparison of different collection systems for sorted household waste in Spain*, Waste Management 30, pp. 2430-2439
- Görling, T. (2012) FTI, personlig kommunikation via e-post, 2012-03-25
- Hage, O., K. Sandberg, P. Söderholm and C. Berglund (2008) *Household Plastic Waste Collection in Swedish Municipalities: A Spatial-Econometric Approach*, paper presented at the 16th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economists (EAERE), June 25-28, Gothenburg, Sweden
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2007): *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment*. Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis,

K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.]). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 pp.

Iriarte, A., Gabarrell, X. and Rieradevall, J. (2009) *LCA of selective waste collection systems in dense urban areas*, Waste Management 29, pp. 903-914

IVL och Denkstatt (2007) *Life-Cycle Assessment & Cost-Benefit Analysis of Strategies for Recovery of Plastic Packaging Waste in Sweden*, på uppdrag av Plastkretsen AB och Naturvårdsverket, Final report, June 2007

Karlsson-Ottosson, U. (2012) - *Bioplasten är inte en återvinningsbov*, artikel, Ny Teknik, publicerad 2012-02-22

Lazarevic, D., Aoustin, E., Buclet, N. and Brandt, N. (2010) *Plastic waste management in the context of a European recycling society: Comparing results and uncertainties in a life cycle perspective*, Resources, Conservation and Recycling 55, pp. 246–259

Lyng, K-A. och Saur Modahl, I. (2011) *Livsløpsanalyse for gjenvinning av plastemballasje. Fra norske husholdninger*, Østfoldforskning, rapport nr OR.10.11

Mellen, D. (2012a) *FTI - Material composition Januar – December*, data skickad till FTI 2012-01-13

Mellen, D. (2012b) Alba, personlig kommunikation via e-post, 2012-03-14

Nilsson, H. (2012) FTI, data erhållet och personlig kommunikation under februari-april 2012

Nordic Energy Perspectives (2009), [www.nordicenergyperspectives.org](http://www.nordicenergyperspectives.org)

Profu (2004) *Evaluating waste incineration as treatment and energy recovery method from an environmental point of view*, rapport på uppdrag av CEWEP (Confederation of European Waste-to-Energy Plants)

Profu (2009) *Klimatpåverkan från import av brännbart avfall*, Avfall Sverige rapport U 2009:06

Ringström, E. och Widheden, A. (2004) *Cost Benefit Analysis of Energy recovery of plastic Packaging*, CIT Ekologik AB, på uppdrag av Plastkretsens forskningsstiftelse

Sabel, J. (2012) Swerec, data erhållet via Excelfil 2012-03-19 och personlig kommunikation vid studiebesök på Swerec 2012-03-23

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

Sköldberg H., Unger T. och Olofsson M. (2006) *Marginaler och miljövärdering av el*, Elforsk rapport 06:52

Svensk Fjärrvärme (2011) *Bränslen och produktion 2009*, [www.svenskfjarrvarme.se](http://www.svenskfjarrvarme.se)

Sörbom, A. (2003) *Den som kan – sorterar mer! Några slutsatser baserade på tidigare forskning kring källsortering i hushållen*, FMS-Report 180, Swedish Defence Research Agency, The Environmental Strategies Research Group, Stockholm, Sweden.

## Bilaga A Centrala indata

I denna bilaga redovisas centrala bakomliggande data och antaganden för beräkningarna som utförts i kapitel 4.

### Insamling till mottagningsstation

**ÅVS:** Insamlingsfordonen antas ha en genomsnittlig nyttolast på 2,9 ton i en bil som lastar 12 ton. Dieselförbrukningen är 2,36 liter per mil. Diesel har ett energiinnehåll om 35,3 MJ/liter (Miljöfaktaboken 2011). Vidare erhöles insamlad mängd och total fordonssträcka från FTI (Nilsson 2012). Detta gav en specifik dieselförbrukning på drygt 620 MJ/ton insamlat material.

**FNI:** Dieselförbrukningen antogs vara 870 MJ/ton insamlat material, vilket är samma värde som användes i studien av Ringström och Wiheden (2004).

### Transport från mottagningsstation till sortering

Hur stora mängderna var till Swerec resp. Alba erhöles från FTI (Nilsson 2012). Från FTI erhöles vi också data för respektive mottagningsstation på antal transporter och hämtad vikt till respektive sorteringsanläggning. Avstånden mellan respektive omlastningsstation och Bredaryd (för mängder till Swerec) samt Trelleborg (för mängder till Braunschweig) erhöles genom eniro.se. Mellan Trelleborg och Travemünde sker transporten med färja och därefter på lastbil till Braunschweig. Även här användes eniro.se för avståndsbestämning. Genom detta beräknades medellasten till ca 17 ton per transport. Transport mellan Visby och Oskarshamn sker också med färja. Dieselförbrukningen för lastbilarna ligger på 3,97 liter/mil. Färjans utsläpp har inventerats separat av Profu och är 127 gram/tonkm.

### Sortering

Detaljer kring processteg med avskiljning av rejekt samt fuktavgång redovisas i bilaga B.

Blandplasten som sorteras ut från Swerec antas till 65 % bestå av LDPE, resten är PP. Av energifraktionen förbränns 95 % i cementugn och 5 % i en avfallspanna. Dessa värden har uppskattats utifrån diskussion med Sabel (2012). Användningen av elektricitet, diesel och olja har erhöles från Sabel (2012). Oljan som används i beredningen antas vara lätt eldningsolja (Eo1). Utsläpp från dieselanvändning har likställts med utsläpp från personbil.

Alba redovisar två olika aggregerade plastfraktioner. Den ena benämns "bucket, canister" och det antar vi är HDPE av lägre kvalitet. Fraktionen blandplast har vi fördelat på de tre dominerande plasttyperna LDPE, HDPE och PP med en tredjedel var. Av de 2600 ton energifraktion som uppstår antas 2100 ton förbrännas i cementugn och resten i en avfallspanna baserat på Lyng och Saur Modahl (2011). Data om resursanvändning har erhöles från Lyng och Saur Modahl (2011).

### Transport från sortering till återvinning

Vi har i huvudsak använt uppgifter från Lyng och Saur Modahl (2011) för medellaster (20 ton för en lastbil med släp som kan lasta 35 ton) och transportavstånd. Detta har kompletterats med data från Sabel (2012). De flesta fraktionerna körs på lastbil 250-500 km. Dieselförbrukningen ligger på 4,14 liter/mil. Ungefär en tredjedel av blandplasten från Swerec transporteras med fartyg till Kina för agglomerering. Från Alba körs 40 % av PE-film (LDPE) och 60 % av PET med fartyg till Kina för vidare

behandling. Transportavståndet till Kina anges till 10 605 nautiska mil (19 640 km) i Lyng och Saur Modahl (2011). Fartyget antas vara ett containerfartyg på 140 000 bruttoton med ett utsläpp på 15 gram CO<sub>2</sub>-ekv./ton km.

### **Materialåtervinning**

Detaljer kring processteg med avskiljning av rejekt samt fuktavgång redovisas i Bilaga B.

Det är tre olika återvinningsprocesser som är aktuella: extrudering (LDPE, HDPE, PP), fleeeceproduktion (PET) och agglomerering/kompondering (blandplast). Data om elanvändning baseras på data från Lyng och Saur Modahl (2011) samt Sabel (2012). Elanvändningen för kompondering av PE-plast är 0,48 kWh/kg, i övrigt är elanvändningen 0,4 kWh/kg (kompondering av övriga plaster samt agglomerering och extrudering). Transport av granulat till plastproduktion ingår ej då motsvarande transport inte heller inkluderas för jungfrulig råvara till plastproduktion.

### **Energiutvinning**

Värmevärde och koldioxidutsläpp för respektive rejektfraktion har beräknats av Profu.

För alla rejekt vid sortering är utsläppet 1,08 kg CO<sub>2</sub>/kg sorteringsrejekt och det effektiva värmevärdet 5,7 MWh/ton. För allt plastrejekt vid återvinning är utsläppet 1,52 kg CO<sub>2</sub>/kg återvinningsrejekt och det effektiva värmevärdet 8,1 MWh/ton.

### **Ersättning - plast**

Substitutionsfaktorn är 1:1 för alla plaster. Plast från jungfrulig olja följs från oljekälla till granulat fritt anläggning. Utsläppsdata för jungfrulig plastproduktion är hämtade från EcoInvent. PE-plast och PP ligger runt 2 kg CO<sub>2</sub>/kg plast, PET ungefär på 3 kg CO<sub>2</sub>/kg plast och PS på 3,5 kg CO<sub>2</sub>/kg plast.

### **Ersättning - bränsle**

Cementugnar och avfallspannor antas vara termiskt begränsade vilket innebär att 1 kWh plastrejekt ersätter 1 kWh stenkolk respektive 1 kWh avfall. Prestanda för cementugnen är ointressanta då vi drar systemgränsen i inmatningsfickan till cementugnen. Detsamma gäller för förbränning i avfallspanna men vi har inkluderat systemeffekter för minskad import och därmed ökad deponering. Dock, emedan andelen plast som förbränns i avfallspanna är så pass liten så dominerar ersättningen av stenkolk i cementugn resultaten helt och hållet.

### **Elproduktionsmix**

Marginalmixen som beräknats med modellen MARKAL-NORDIC har följande sammansättning:

Naturgas	11 %
Stenkolk	72 %
Vattenkraft	5 %
Vindkraft	12 %

Detta resulterar i en emissionskoefficient på 635 g CO<sub>2</sub>-ekv./kWh el.



### **Emissionskoefficienter och miljöpåverkansbedömning**

De utsläpp som beaktats är utsläpp till luft av fossil koldioxid, metan av såväl biogent som fossilt ursprung och lustgas. Andra växthusgaser som t.ex. freoner ingår ej.

Miljödata för elproduktion är hämtade från Miljöfaktaboken 2011.

Miljödata för användning av diesel och olja i beredning är hämtade från Miljöfaktaboken 2011.

Viktningfaktorer för klimatpåverkan är hämtade från IPCCs senaste assessment report där biogent metan ges vikten 22, metan av fossilt ursprung ges vikten 25 och lustgas vikten 298.

## Bilaga B In- och utgående materialflöden vid sortering och återvinning

### Sortering

I Tabell B1 redovisas hur **1 ingående ton** till Swerec respektive Alba fördelas på utgående strömmar. Tabellen baseras på data från Sabel (2012), borrprovsanalyser som utförts på inkommande plastbalar till Swerec på uppdrag av FTI under perioden 28 mars 2011 – 27 mars 2012, Mellen (2012a), Görling (2012) samt Profus bearbetning av dessa uppgifter.

Tabell B1 Fördelning på utgående strömmar av 1 ingående ton till Swerec respektive Alba. Värdena i tabellen är avrundade.

	Swerec	Alba
HDPE	0,074	0,091
LDPE	0,16	0,24
PP	0,064	0,11
PET	0,053	0,11
PS	-	0,005
Övrig plast ("bucket, canister")	-	0,026
Blandplast	0,44	0,23
Energifraktion	0,19	0,20
Fuktavgång	0,016	-

I Tabell B2 redovisas hur **1 ingående ton av respektive plastsort** fördelas på utgående strömmar vid återvinning. Tabellen avser material från Swerec och baseras på data från Sabel (2012) och Profus bearbetning av dessa uppgifter.

Tabell B2 Fördelning på utgående strömmar av 1 ingående ton av respektive plastsort till återvinning. Resultat för material från Swerec. Värdena i tabellen är avrundade.

Fraktion från Swerec	Fördelning på utgående strömmar vid återvinning		
	Återvunnen råvara	Energifraktion	Fuktavgång
HDPE	0,994	0,006	-
LDPE	0,89	0,005	0,11
PP	0,994	0,006	-
PET	0,87	0,027	0,11
Blandplast	0,74	0,16	0,10

I Tabell B3 redovisas hur **1 ingående ton av respektive platsort** fördelas på utgående strömmar vid återvinning. Tabellen avser material från Alba och baseras på data från Mellen (2012b), Lyng och Saur Modahl (2011), Görling (2012) och Profus bearbetning av dessa uppgifter.

**Tabell B3 Fördelning på utgående strömmar av 1 ingående ton av respektive platsort till återvinning. Resultat för material från Alba. Värdena i tabellen är avrundade.**

Fraktion från Alba	Fördelning på utgående strömmar vid återvinning		
	Återvunnen råvara	Energifraktion	Fuktavgång
HDPE	0,81	0,10	0,09
LDPE	0,71	0,15	0,14
PP	0,71	0,15	0,14
PET	0,81	0,10	0,09
PS	0,75	0,13	0,12
Övrig plast	0,75	0,13	0,12
Blandplast	0,71	0,18	0,12



Profu i Göteborg AB , Götaforsliden 13 nedre, 431 34 Mölndal, [profu@profu.se](mailto:profu@profu.se),  
[www.profus.se](http://www.profus.se), 031-720 83 90. (**Profu** = **Proj**ektinriktad **f**orskning och **ut**veckling)