

# Ökad plaståtervinning – potential för utvalda produktgrupper

Baserat på ekonomi, tillgång, klimateffekt  
och förekomst av farliga ämnen

ÅSA STENMARCK, ELIN BELLEZA, ANNA FRÅNE,  
CECILIA JOHANNESSON, MARK SANCTUARY,  
EMMA STRÖMBERG, SEBASTIAN WELLING

RAPPORT 6844 • SEPTEMBER 2018



# Ökad plaståtervinning – potential för utvalda produktgrupper

Baserat på ekonomi, tillgång, klimateffekt och förekomst av  
farliga ämnen.

Författare:

Åsa Stenmarck, Elin Belleza, Anna Fråne, Cecilia  
Johannesson, Mark Sanctuary, Emma Strömberg,  
Sebastian Welling

**Beställningar**

Ordertel: 08-505 933 40

E-post: natur@cm.se

Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: [www.naturvardsverket.se/publikationer](http://www.naturvardsverket.se/publikationer)

**Naturvårdsverket**

Tel: 010-698 10 00 Fax: 010-698 16 00

E-post: [registrator@naturvardsverket.se](mailto:registrator@naturvardsverket.se)

Postadress: Naturvårdsverket, 106 48 Stockholm

Internet: [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

ISBN 978-91-620-6844-8

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2018

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2018

Omslag: Naturvårdsverket

# Förord

Plast är ett mycket användbart material som finns i allt från kläder till bilar. Plast kan bidra till ett hållbart samhälle bland annat genom att dess låga vikt leder till energibesparingar, och genom plastförpackningar skyddas mat och andra värdefulla varor och får på så sätt längre hållbarhet. I dag är det uppenbart att användningen av plast också skapar allvarliga miljöeffekter. Negativa miljöeffekter på grund av plast som är baserad på fossil råvara, vissa plasters innehåll av miljö- och hälsofarliga tillsatser samt plastavfallens starka koppling till marin nedskräpning liksom mikroplaster i haven har alla under senare tid lyfts fram, särskilt regionalt och globalt.

Naturvårdsverket är Sveriges expertmyndighet på miljöområdet. Vårt arbete med plast har som mål att materialet ska användas på ett hållbart sätt – det innebär att materialanvändningen måste minska, precis som för alla andra material, att plast ska vara fritt från farliga ämnen och att plasten vi använder behöver användas om och om igen. Naturvårdsverket har regeringens uppdrag att tillsammans med andra myndigheter och aktörer utreda och följa upp miljömässiga effekter från hela livscykeln för plast. Vi vägleder organisationer och företag när det gäller användning av plastkassar och konstgräsplaner liksom hantering av avfall. Vi driver på för ökad kunskap och dialog.

Ett viktigt verktyg för en hållbar plastanvändning nu och i framtiden, är att öka materialåtervinningen av plast. Naturvårdsverket har därför givit IVL i uppdrag att utreda potentialen för ökad materialåtervinning av plast i Sverige baserat på parametrarna ekonomi, tillgång, klimateffekt och förekomst av farliga ämnen. Denna rapport utgör utredningens resultat.

Syftet med rapporten är att ge viss vägledning för myndigheter och projektfinansiärer i prioriteringsarbete, liksom att ge en överskådlig och lättförståelig analys och bedömning av ”här finns potentialen” för en ökad och säker materialåtervinning av plast i Sverige.

Projektledare har Erik Westin, Naturvårdsverket varit. Naturvårdsverket har emellertid inte tagit ställning till innehållet i rapporten. Författarna från IVL svarar för innehåll och slutsatser.

Naturvårdsverket

Stockholm september 2018

Lena Callermo  
Avdelningschef  
Samhällsavdelningen

# Innehåll

<b>FÖRORD</b>	<b>3</b>
<b>SAMMANFATTNING</b>	<b>6</b>
<b>SUMMARY</b>	<b>9</b>
<b>METOD</b>	<b>13</b>
Läshänvisning .....	14
<b>PLASTFLÖDEN – VIKT OCH BEHANDLING</b>	<b>15</b>
Metod, avgränsningar och antaganden .....	15
Byggprodukter .....	15
Plastgolv .....	16
Plaströr .....	16
Plastförpackningar .....	17
Konsumentförpackningar .....	17
Verksamhetsförpackningar .....	18
Lantbruksplast .....	19
Plast från sjukvården .....	20
Blodpåsar .....	20
Engångsförkläden .....	20
Plast i elavfall .....	21
Mobiltelefoner .....	21
Bärbara datorer .....	22
Kyl och frys .....	23
Plast i bilar .....	23
Hasplåt .....	24
Stolpbeklädnader .....	24
Stötfångare .....	24
Leksaker .....	25
Sammanvägd bedömning - mängder .....	25
<b>KLIMATEFFEKT</b>	<b>28</b>
Miljökostnader .....	30
Byta plast mot plast .....	31

Sammanvägd bedömning climateffekt.....	33
<b>EKONOMISK POTENTIAL</b>	<b>35</b>
Sammanvägd bedömning pris .....	37
Vilka faktorer har inverkan på marknadspriset .....	38
<b>SÄKER KONTROLL AV FARLIGA ÄMNEN</b>	<b>40</b>
Metod, avgränsningar och antaganden .....	40
Resultat .....	40
SFÄ/FÄ.....	40
Bedömning av förlorad potential på grund av innehåll av SFÄ/FÄ .....	42
RÖR AV PP OCH PVC .....	43
KONSUMENTFÖRPACKNINGAR AV LDPE, HDPE, PP OCH PET.....	44
Diskussion farliga ämnen.....	46
<b>ANALYS OCH DISKUSSION</b>	<b>49</b>
Här finns potentialen idag .....	50
Plastförpackningar – här finns potentialen.....	50
Byggprodukter – här finns potentialen .....	51
Plast i bilar – här finns potentialen .....	52
Även här finns potential på längre sikt.....	53
Elektronik .....	53
Lantbruksplast.....	54
Plast från sjukvården.....	54
<b>KÄLLFÖRTECKNING</b>	<b>56</b>
<b>BILAGA 1 – SAMMANVÄGD BEDÖMNING POTENTIALER</b>	<b>60</b>
<b>BILAGA 2 – MODELLER FÖR ATT KVANTIFIERA RISKER MED FÄ</b>	<b>64</b>
<b>BAKSIDETEXT</b>	<b>69</b>

# Sammanfattning

IVL har på Naturvårdsverkets uppdrag utrett potentialen för ökad materialåtervinning av plast i Sverige baserat på ekonomi, tillgång, klimateffekt och förekomst av farliga ämnen.

Syftet med rapporten är att ge viss vägledning för myndigheter och projektfinansiärer i prioriteringsarbete, liksom att ge en överskådlig och lättförståelig analys och bedömning av ”här finns potentialen” för en ökad och säker materialåtervinning av plast i Sverige.

Resultaten pekar mot att potentialen för ökad materialåtervinning av plast i Sverige är relativt stor, samtidigt som en god kontroll över förekomsten av farliga ämnen finns. Baserat på analyserna har vi funnit att potentialen är störst för förpackningar (både från hushåll och från verksamheter), plast som uppkommer vid byggnation (inklusive installationsspill) och plast från fordon.

För flera av dessa plastavfallsströmmar, särskilt plast från förpackningar är det presumtiva marknadsvärdet av den totalt upparbetade och återvunna plastråvaran stort eller mycket stort (upp till hundramiljonbelopp per år räknat på tillgängliga volymer och priser i Sverige), vilket gör att utrymmet för nödvändiga investeringar för att utveckla återvinningsprocessen är betydande.

Vad som också är en förutsättning är att förekomsten av farliga ämnen, vilka skulle kunna försvåra, fördyra eller omöjliggöra en säker materialåtervinning, inte utgör något större hinder för dessa avfallsströmmar. Förpackningar har till exempel en snabb rotation och därmed kända tillsatser. Men även byggavfall uppstår ofta i dedikerade flöden där kontrollen över ingående ämnen är mycket god liksom kunskapen om var den återvunna råvaran hamnar.

Materialåtervinning av plast ger i samtliga fall en positiv klimateffekt jämfört med att tillverka plastprodukter utgående från fossil råvara. Men det är också skillnad i CO<sub>2</sub>-belastning beroende på vilken typ av plast man använder. Det medför att man kan göra klimatvinster även genom att byta plasttyp, där så är möjligt. Sammanställningen visar att det finns en potentiell klimatnytta vid byte av en plast sort mot en annan eller genom användning av återvunnen råvara i olika produkter. Den största möjliga minskningen av klimatpåverkan sker vid kombination av båda alternativen, det vill säga att i designstadiet byta ut mot plasttyper som har lägre miljöpåverkan vid nytillverkning och att samtidigt använda största möjliga andel återvunnet material.

I tabellen nedan (baserad på bilaga 1) har vi färgmarkerat efter potential, grön betyder stor potential, gul betyder medelstor potential och röd betyder liten potential. Resultaten diskuteras i kapitlet ”Analys och diskussion”

Tabell a: Sammanvägd bedömning potential

Produkt-grupp	Produkttyp	Mängder (ton/år)	Besparing kg CO2/kg resin nyråvara - återvunnen råvara	Värdeförlust (MSEK/år)	Särskilt farliga ämnen/Farliga ämnen (SFÄ/FÄ)
Bygg	Golv Framförlit PVC men även lite PP	1500-3000	1,5	0,4 - 4,2	Bedömningen gäller främst installationsspill
	Rör Framförlit PP, PVC och ABS	3000 - 5000	1,1	5,5 - 10,1	Bedömningen gäller främst installationsspill
Förpackning	Konsumentförpackning – hårda och mjuka HDPE, LDPE, PP och PET	50000-100000	1,1-2	131 - 325	Kort livslängd – liten förekomst av SFÄ/FÄ
	Verksamhetsförpackningar – hårda och mjuka HDPE, LDPE, PP och PET	20000-50000	1,1-2	90 - 223	Kort livslängd – liten förekomst av SFÄ/FÄ
Lantbruksplast	Lantbruksplast	1500 -3000	1,4	17 - 77,5	Kort livslängd – liten förekomst av SFÄ/FÄ
	Framförlit LDPE och LLDPE				
Sjukvård	Blodpåsarsjukvård (PVC)	<100	1,5	0,2	Pga förekomst av DEHP bör blodpåsar inte återvinnas till något annat.



	500-1500	1,4	9,4	Kort livsläng – liten förekomst av SFÅ/FÅ
Förkläden-sjukvård (LDPE)				
Elektronik totalt	10 000 - 50 000			
Mobiltelefon	<100		0,1 - 0,3	Uppdaterad lagstiftning, ger mindre förekomst av SFÅ/FÅ. Se upp med gammal elektronik och billig importerad elektronik.
Generell data utan specifik plasttyp finns		1,1-2,3	1,6 - 3	
Laptop	100-250			
Generell data utan specifik plasttyp finns (men det är ofta PC)				
Kyl och frys	5000-10000		2- 43,8	
Innehåller oftast PUR, PS, PP, ABS, PVC				
Konsumentprodukter	Okänd mängd	Okänt	Okänt	Leksaker äldre än 10 år bör inte materialåtervinnas på grund av att kemikalielagstiftningen har utvecklats sedan dess.
Leksaker				
Bil totalt	10 000 - 50 000			Information om bilar innehåll av reglerade farliga ämnen ska finnas tillgängligt för återvinnare.
Hasplåt-bil (PP)	100-150	1,1	0,8	
Stötfångare-bil (PP)	1500-3000	1,1	7,8	
Stolpbeklädnader-bil (ABS)	500-1500	2,3	3,3	

# Summary

The Swedish Environmental Protection Agency commissioned IVL to identify the potential for increased material recycling of plastics in Sweden. Potential in this context is assessed on the basis of economics, material availability, climate effect and the presence of hazardous substances. This report summarizes the findings of this undertaking.

The purpose of the report is to firstly guide authorities and project financiers undertaking efforts to increase the effectiveness of plastic recycling, and secondly to provide clear and concise analysis and assessment for the opportunities for increased and safe material recycling of plastics in Sweden.

The results indicate that there is significant potential for increased material recycling of plastics in Sweden, and that there is currently good control of the presence of hazardous substances. The results suggest that recycling potential is greatest for plastic packaging (both from households and from operations), plastics arising from construction (including installation games) and plastic from vehicles.

For several of these plastic waste streams, especially plastic from packaging, the market value of the total recycled and recycled plastic raw material is estimated to be up to a 300 million Swedish Crowns per year based on available data on volumes and prices, suggesting an opportunity for investments to yield significant benefits.

The presence of hazardous substances, which could complicate, diminish or even preclude, the safe recycling of materials, does not pose a major barrier to the recycling of waste streams: for example, plastic packaging have a fast rotation but also known additives. Construction waste often occurs in dedicated flows, where control of constituent substances is good and information on the final destination of the recycled raw material can be obtained.

Material recycling of plastics in all cases gives a positive climate effect relative to the manufacture of plastic products from virgin fossil material. However, there is also a difference in CO<sub>2</sub> load depending on the type of plastic used. Thus, there is potential to make climate gains by substituting across plastic types. Hence, there is not only a potential climate benefit from changing plastic types, but also from using recycled raw material in production. A greater reduction in climate impact is achieved when both options are deployed, i.e. in the design stage, switching to plastic types that have lower environmental impact in new manufacturing and, at the same time, the use of the largest possible amount of recycled material.

In the table below (based on appendix 1) we have color-coded the potential. Green means large potential, yellow means medium potential and red means small potential. The results are further discussed in the chapter ”Analys and diskussion”.

Tabel aE: Weighed assessment of the potential

Product group	Product type	Amounts (ton/y)	Savings in kg CO2/kg new raw material vs recycled material	Valueless (MSEK/y)	Hazardous substances
Construction	Floors Mostly PVC but also PP	1500-3000	1,5	0,4 - 4,2	The assessment refers to installation waste
	Pipes Mostly PP, PVC and ABS	3000 - 5000	1,1	5,5 - 10,1	The assessment refers to installation waste
Packaging	Consumer packaging (hard and soft) HDPE, LDPE, PP and PET	50000-100000	1,1-2	131 - 325	Short lifespan – little use of hazardous substances.
	Industry packaging (hard and soft) HDPE, LDPE, PP and PET	20000-50000	1,1-2	90 - 223	Short lifespan – little use of hazardous substances.
Agriculture	Plastic from agriculture Mostly LDPE andLLDPE	1500 -3000	1,4	17 - 77,5	Short lifespan – little use of hazardous substances.
Healthcare	Blood-bags (PVC)	<100	1,5	0,2	Use of DEHP makes blood bags unsuitable for recycling if not in closed loops.

	500-1500	1,4	9,4	Short lifespan – little use of hazardous substances.
Aprons (LDPE)				
Electronics (total)	10 000 - 50 000			
Mobilephone	<100		0,1 - 0,3	Updated legislation brings less use of hazardous substances. But watch out for old or cheap electronics.
No data on plastic type available				
Laptop		1,1-2,3	1,6 - 3	
No data on plastic type available (But often PC)	100-250			
Refrigerator and fridge				
PUR, PS, PP, ABS, PVC	5000-10000		2- 43,8	
Consumerproducts				
Toys	Okänd mängd	Okänt	Okänt	Toys older than 10 years should not be recycled due to the change in chemical legislation.
Cars total	10 000 - 50 000			
Hasplåt (PP)	100-150	1,1	0,8	Information regarding hazardous substances in cars should be available for the recycler.
Bumpers (PP)	1500-3000	1,1	7,8	
Stolpbeklädnader (ABS)	500-1500	2,3	3,3	



# Metod

Syftet med projektet är att ge en överskådlig och lättförståelig analys och bedömning av ”här finns potentialen” för en säker materialåtervinning av plast för svenska flöden utifrån fyra parametrar:

- vikt
- monetärt värde
- säkerhet och kontroll över farliga ämnen
- klimateffekt

Bedömningen av potentialen har gjorts indelat i olika plastsorter (där så är möjligt) och olika användningsområden/varugrupper. Önskemålet i offerten var att gå in mer detaljerat än i de vanliga flödena och titta på produktgrupper inom dessa snarare på ett övergripande flöde. Detta för att få ytterligare förståelse för situationen. Beroende på datatillgång ser slutresultatet lite olika ut.

De produktgrupper som valdes var:

Byggprodukter (golv och rör), förpackningar (från konsument och verksamhet), lantbruksplast, elektronik (totalt samt underkategorierna kyl-/frysskåp, mobiltelefoner och bärbara datorer), plast från sjukhus (blodpåsar och förkläden), leksaker samt bilar (totalt samt underkategorierna hasplåt, stötfångare och stolpbeklädnader). Valet av produktgrupperna är gjorda för att de är (del)mängder av vad som sedan tidigare varit känt som förmodade stora flöden.

De plasttyper som valdes var:

polyeten (PE), både lågdensitets (LDPE) och högdensitets (HDPE), polypropen (PP), polyetentereftalat (PET), polyvinylklorid (PVC), polystyren (PS) och akrylnitril-butadien-styren (ABS). Dessa plaster är de som är mest vanligt förekommande (Plastics Europe 2017) i konsumentprodukter.

Potentialen är bedömd efter dagens produkter, tillåtna halter av farliga ämnen och tillgängliga återvinningssystem. Den skulle till exempel kunna se helt annorlunda ut om designen av vissa produkter förändrades, om tillåtna halter ändras eller om andra förutsättningar än mekanisk återvinning fanns.

Vi har använt tillgängliga datakällor för samtliga bedömningar. Vissa antaganden har också diskuterats med experter inom området.

I uppdraget ingick också att presentera en utvärdering av alternativa metoder/modeller för att kvantifiera risker med farliga ämnen för olika plasttyper. Denna redovisas i Bilaga 2.

## Läshänvisning

I rapporten redogörs först för de olika parametrarna. Särskilt farliga ämnen/ farliga ämnen ses mer som ett randvillkor och belyses först översiktligt i ett allmänt resonemang och sedan mer i detalj för de flöden som i övrigt bedömdes ha störst potential. Sista kapitlet innehåller en sammanvägning av samtliga faktorer och både en mer allmän diskussion samt en diskussion kring de flöden som bedömdes ha störst potential.

# Plastflöden – vikt och behandling

## Metod, avgränsningar och antaganden

I nedanstående kapitel presenteras:

- Hur stor mängd av de utvalda produktgrupperna i studien som hamnar i avfallsled varje år.
- Hur avfallsmängden delas upp på olika plasttyper, om informationen finns tillgänglig.
- Hur avfallet behandlas och hur stora mängder som behandlas genom materialåtervinning eller energiåtervinning.

Den mest aktuella statistiken används, men i vissa fall utgör 2016 års uppgifter den senaste och i andra fall 2017 års siffror. För varje produktgrupp anges vilket år data gäller för. Ett antagande görs att trots att uppgifterna inte alltid är från samma år är precisionen tillräcklig för att kunna bedöma mängder och behandling. I den mån informationen finns anges även huruvida avfallet hamnar i separata fraktioner eller i blandade fraktioner tillsammans med andra typer av avfall.

Uppgifterna har inhämtats från litteratur och från personlig kommunikation med sakkunniga inom varje produktgrupp eller avfallsflöde. I slutet av kapitlet sammanställs resultaten för flödena, vilket gör att potentialen för ökad materialåtervinning ur ett mängdperspektiv kan diskuteras. Potentialen är redovisad som den avfallsmängd som uppkommer, men som inte går till materialåtervinning utan idag behandlas på annat sätt. Mängder som idag går till materialåtervinning förutsätts alltså fortsätta göra det.

## Byggprodukter

Byggsektorn använder cirka 20 procent av all plast inom EU (PlasticsEurope, 2017). Vanliga byggprodukter av plast är rör, golv, isolering samt profiler. I projektet undersöks plaströr och plastgolv närmare. De vanligaste plasttyperna som används inom byggsektorn är PVC, HDPE, PS och PUR (PlasticsEurope, 2017). I bygg- och rivningssektorn görs det skillnad på byggavfall (vilket bland annat inkluderar installations- och monteringspill) och på rivningsavfall (som kan uppstå vid ombyggnation eller rivning). Vid nybyggnation är förutsättningarna för att få homogena och mer rena avfallsflöden större än vid rivning. Vid nybyggnation finns också större kontroll över innehållet i materialet eftersom det är produkter som nyligen tillverkats och inte produkter som varit inbyggda under en längre tid. Vid ombyggnation generas både byggavfall och rivningsavfall, varav en del troligen har känt innehåll eftersom ombyggnationer sker med kortare intervall än rivningar och därmed har materialen/produkterna som påverkas inte varit inbyggda lika länge. För de i projektet belysta flödena beskrivs framförallt installationsspillet. Mängder som uppkommer vid rivning eller ombyggnation finns



det ingen uppgift kring fördelat på produkt. Totalt uppkommer enligt den senaste statistiken drygt 60 000 ton plastavfall per år från byggsektorn 2016 (Naturvårdsverket, 2018, Statistikdatabasen). Av de mängderna går endast cirka 900 ton till materialåtervinning direkt. En del sortering kan ske på mottagande anläggningar vilket innebär att mängderna kan vara något högre. Till den här typen av avfall räknas inte inredning som slängs.

### **Plastgolv**

Enligt Golvbranschen såldes 6,4 miljoner m<sup>2</sup> plastgolv i Sverige 2017 (Golvbranschen, 2018a). Plastgolv väger i genomsnitt cirka 3 kg per m<sup>2</sup> varför den totala mängden plastgolv som används motsvarar 18 000 – 20 000 ton per år. 90-95 procent av plastgolven är tillverkade av PVC, cirka fyra procent av PE och resterande en procent av olika polymerer såsom TPU (termoplastisk polyuretan) (Duberg, 2018).

Enligt Golvbranschen kan det vid installation av plastgolv uppstå upp till 10 procent spill, vilket skulle motsvara 1800-2000 ton per år (Golvbranschen, 2018b). Vid rivning sorteras som regel inte golven ut, utan hamnar i blandade avfallsfraktioner till energiåtervinning. Golvbranschen samlar inom sitt återvinningssystem in cirka 300 ton spill per år från golv- och väggmaterial av PVC och polyolefin (Golvbranschen, 2016).

Tarkett AB driver insamlings- och återvinningssystemet på uppdrag av Golvbranschen. Golvspillet samlas i olika säckar beroende på golvleverantör och transporteras till Tarketts anläggning i Ronneby. Normalt medföljer upp till 25 procent skräp som inte kan materialåtervinnas utan istället får skickas till energiåtervinning. Varje leverantör ansvarar för sitt eget spill (Åkerblad, 2018a). Olika golvleverantörer har kommit olika långt med att återta sitt spill. Av Golvbranschens medlemmar är det endast Bolon och Tarkett som har produktion i Sverige (Åkerblad, 2018b). Den största delen av spillet som samlas in kommer från Tarkett, som materialåtervinner spillet till nya golv (Duberg, 2018).

Det kan förekomma materialåtervinning av installationsspill även utanför Golvbranschens system, men potentialen för att ytterligare öka materialåtervinningen av golvspill bedöms ändå som relativt hög.

### **Plaströr**

I Europa tillverkas det cirka tre miljoner ton plaströr varje år (TEPPFA, 2018). Plaströr tillverkas främst av PVC, PP, HDPE och PEX. Även ABS används i vissa industriella applikationer (TEPPFA, 2018b). Olika former av polymererna används beroende på var och hur röret ska användas.

I Sverige uppkommer ungefär 5000 ton rörspill vid installation per år (Liljestrand, 2018). Utöver det uppkommer en för projektgruppen okänd mängd röravfall vid rivning och ombyggnad som sannolikt främst hamnar i blandade avfallsfraktioner

till energiåtervinning. Rör i rivningsavfallet består dock uppskattningsvis till över 70 procent av PVC-rör (Boss, 2018).

Nordiska plaströrgruppen har ett system för insamling av plaströr, både spill och gamla rör. På sju platser i landet kan röravfall från PipeLife, Uponor och Wavin, tre av de största europeiska plaströrproducenterna i Europa (TEPPFA, 2018b), lämnas efter överenskommelse. Det insamlade materialet transporteras till Swerec AB i Lanna som på uppdrag av Nordiska plaströrgruppen sorterar, tvättar och försöker avsätta rörspillet till materialåtervinning. Enligt Swerec medföljer en del felsorterat material, men uppskattningsvis kan 60-80 procent av mottagna mängder avsättas till materialåtervinning. Resterande mängd behöver energiåtervinnas (Krantz, 2018). Insamlingsystemet omfattar rör och rördelar av PVC, HDPE och PP.

Det samlas in cirka 100 ton röravfall om året (Ahlm, 2018), dock kan det förekomma viss annan insamling utanför Nordiska plaströrgruppens system, men potentialen för att materialåtervinna röravfall i högre utsträckning bedöms ändå som stor ur ett mängdperspektiv (uppemot 5000 ton).

## Plastförpackningar

Plastförpackningsindustrin använder cirka 40 procent av den totala mängden plast inom EU (PlasticsEurope, 2017). Förpackningar kan delas in i konsumentförpackningar och verksamhetsförpackningar beroende på design och om den förväntas användas i hushåll eller hos verksamheter. I Sverige sattes det enligt den senaste statistiken 238 500 ton plastförpackningar (både konsument- och verksamhetsförpackningar) på marknaden (år 2016) varav 26 000 ton bestod av PET-flaskor som omfattas av pant. Materialåtervinningsgraden för plastförpackningar 2016 var 47 procent<sup>1</sup> (Naturvårdsverket, 2017), vilket innebär att drygt 126 000 ton gick till främst energiåtervinning<sup>2</sup> och att det finns stor potential att materialåtervinna fler plastförpackningar.

### Konsumentförpackningar

Inom producentansvaret för förpackningar<sup>3</sup>, följs mängden materialåtervunna plastförpackningar upp varje år. Resultaten redovisas i rapporten "Sveriges återvinning av förpackningar och tidningar – Uppföljning av det svenska producentansvaret år X". I uppföljningen görs dock ingen skillnad på om förpackningarna är avsedda för konsumenter eller för verksamheter varför fördelningen dem emellan inte är känd. PlasticsEurope, branschorganisationen för europeiska plasttillverkare, tar dock varje år fram ett statistikunderlag för hur stor mängd plast som sätts på marknaden inom EU och hur plastavfall som uppkommer tas omhand. Underlaget tas bland annat fram baserat på så kallade "country

<sup>1</sup> Materialåtervunna mängder dividerat med mängd satt på marknaden.

<sup>2</sup> Vid antagande om att mängden som sätts på marknaden blir avfall samma år.

<sup>3</sup> Förordning (2014:1073) om producentansvar för förpackningar

reports”, en för varje land. Rapporterna innehåller till exempel uppgifter om hur plastavfall behandlas och man gör en fördelning mellan konsument- och verksamhetsförpackningar. I den svenska rapporten framgår hur stor mängd uttjänta konsumentförpackningar av plast som energiåtervinns respektive materialåtervinns. I de energiåtervunna mängderna ingår mängden som inte sorteras ut utan hamnar i blandade avfallsfraktioner till energiåtervinning, och rejekt från sorteringsprocesser inför materialåtervinning. Enligt rapporten uppstod 155 000 ton uttjänta konsumentförpackningar år 2016 i Sverige varav 21 300 ton utgjorde PET-flaskor inom pantsystemet. I de materialåtervunna mängderna plastförpackningar (exkl. PET-flaskor inom pantsystemet) har det tagits hänsyn till rejekt vid sortering (Conversio Market & Strategy, 2017). Om man räknar med samma återvinningsgrad som för totalen av förpackningar skulle det ge cirka 73 000 ton som går till materialåtervinning och cirka 83 000 ton som energiåtervinns och därmed utgör en potential för ökad materialåtervinning.

Sammansättningen hos uttjänta konsumentförpackningar kan variera, vilket gör att det är svårt att säga något generellt annat än att konsumentförpackningar framförallt tillverkas av LDPE, HDPE, PP och PET. Förpacknings- och tidningsinsamlingen (FTI) har gjort enstaka plockanalyser av både utsorterade plastförpackningar från återvinningsstationer och plastförpackningar som finns i restavfallet hos hushåll. Mot bakgrund av två enstaka plockanalyser som genomfördes under våren 2017 kunde följande sammansättning konstateras:

LDPE: 36%  
HDPE: 16%  
PP: 22%  
PET: 17%  
PS: 3%  
Övriga plaster: 6%  
**Totalt: 100 %**

Sammansättningen bygger inte på tillräckligt många plockanalyser för att kunna vara statistiskt säkerställd utan ska enbart ses som en indikation på hur sammansättning hos uttjänta konsumentförpackningar i Sverige kan se ut (Löhn, 2018).

### **Verksamhetsförpackningar**

I rapporten över Sverige som PlasticsEurope har tagit fram framgår att 83 000 ton uttjänta verksamhetsförpackningar uppkom 2016 varav 50 000 ton gick till energiåtervinning och 33 000 ton till materialåtervinning. Siffrorna bygger på en marknadsundersökning eftersom det för verksamhetsförpackningar råder fri marknad och det inte sker någon statistikinsamling på uppkomna avfallsmängder. En verksamhet kan anlita en valfri avfallsentreprenör för att hämta ursorterade verksamhetsförpackningar. Siffrorna ska därför ses som grova.

70-75 procent av mängderna till materialåtervinning bedömdes bestå av LDPE eller LLDPE, det vill säga knappt 30 procent av de totalt uppkomna, uttjänta verksamhetsförpackningarna (Conversio Market & Strategy, 2017). Verksamhetsförpackningar av LDPE och LLDPE kan till exempel vara krymp- och sträckfilm som används inom industrin och i byggsektorn.

## Lantbruksplast

Lantbruksplast, till exempel ensilagesträckfilm, odlingsfolie, säckar och dunkar, ingår i ett frivilligt producentansvar vars mål är att minst 70 procent ska samlas in och att minst 30 procent av den insamlade plasten ska gå till materialåtervinning (SvepRetur, 2018a). Svensk Ensilageplast Retur, som är en ideell branschförening för tillverkare, importörer och återförsäljare av ensilagesträckfilm, plastsäckar och odlingsfolie, arbetar genom sitt materialbolag, Svensk Ensilageplast Retur AB (SvepRetur AB) operativt med att samla in och materialåtervinna lantbruksplast (SvepRetur, 2018a).

År 2017 sattes det cirka 20 000 ton lantbruksplast på marknaden av SvepReturs medlemmar. SvepRetur täcker absoluta majoriteten av marknaden, men exakt hur stor mängd som sätts på marknaden utanför SvepReturs system är svårt att uppskatta (SvepRetur, 2018b).

Lantbruksplasten samlas in i sex kategorier på ett antal platser i landet baserat på materialslag och hur avsättningen för den återvunna plasten ser ut (Pettersson, 2018):

1. Ensilagesträckfilm
2. Folie
4. Nät
5. Storsäckar
6. Hylsor
7. Dunkar

Totalt samlades det in 17 200 ton lantbruksplast inom SvepReturs system under 2017 varav majoriteten, cirka 12 000 ton, representerades av kategori 1, ensilagesträckfilm (vilket alltså dominerar både i sätt på marknaden och i det att en stor mängd samlas in), och cirka 2000 ton av kategori 2, folie. Resterande mängd bestod av övriga kategorier (SvepRetur, 2018b). På SvepReturs hemsida finns information om vad varje kategori får innehålla. Kretslopp & Recycling AB (KRS AB) har upphandlats av SvepRetur för att samla in och avsätta plasten.

Lantbruksplast består av en blandning av olika plasttyper. Dock är de dominerande plasttyperna, enligt SvepRetur, LDPE och LLDPE<sup>4</sup>. Av den insamlade plasten går

---

<sup>4</sup> Linjär lågdensitetspolyeten.

över 95 procent till materialåtervinning varför potentialen för att materialåtervinna mer främst ligger i att samla in mer material till återvinning. Det som har samlats in och som inte kan materialåtervinnas utgörs av felsorterat eller smutsigt material. Det finns också exempel på att en leverantör av en viss produkt önskar att plasten ska energiåtervinnas på grund av risk för lukt vid materialåtervinning. Den bästa avsättningen till materialåtervinning finns för ensilagesträckfilm, folie och storsäckar (SvepRetur, 2018b).

## Plast från sjukvården

I projektet har två produkttyper som används i stor utsträckning inom sjukvården undersökts närmare; blodpåsar och engångsförkläden.

Vad gäller de totala mängderna plastavfall i vården så finns det ingen uppgift kring detta. Förutom de produkter vi kartlagt i projektet förekommer ett stort antal andra engångsprodukter i olika verksamheter kopplade till vården. För flera av dessa kan man förutom att öka materialåtervinningen också se över användandet för att på sikt minska användningen av dessa produkter.

### Blodpåsar

I Sverige används cirka 500 000 blodpåsar om året, vilket motsvarar cirka 80 ton plast. Blodpåsar tillverkas av PVC och traditionellt har PVC med mjukgöraren DEHP använts, bland annat då DEHP verkar konserverande för de röda blodkropparna (Gulliksson, 2011).

Använda blodpåsar slängs i blandade avfallsfraktioner som går till energiåtervinning.

### Engångsförkläden

Inom sjukvården används stora mängder engångsförkläden som traditionellt tillverkas av LDPE. Flera landsting, bland annat Region Skåne, har dock genom innovationsupphandling introducerat engångsförkläden av annat material, i detta fall sockerrörsbaserade engångsförkläden, vilka å andra sidan inte går att materialåtervinna i dagsläget (Region Skåne, 2017).

Hur stor mängd engångsförkläden som köps in varje år av svenska landsting är svårt att få fram. Enligt Upphandlingsmyndigheten köps det in omkring 100 miljoner engångsförkläden årligen (Upphandlingsmyndigheten, 2018). Det finns olika storlekar på förklädena, men en modell som används i vården väger cirka 19 g styck (Polynovanissen, 2018), vilket om man grovt antar att vikten är representativ för alla engångsförkläden som köps in skulle motsvara cirka 1900 ton. Det är dock oklart hur stor andel som är tillverkade av LDPE även om LDPE är den vanligaste plasten att använda till denna typ av förkläden. Engångsförkläden går idag främst till energiåtervinning.

## Plast i elavfall

Under 2016 samlades det totalt in 163 000 ton elavfall inom producentansvaret för elutrustning<sup>5</sup> i Sverige varav 136 000 ton gick till materialåtervinning (Naturvårdsverket, 2018). Hur stor andel av de materialåtervunna mängderna som utgjordes av plast finns det ingen statistik över. I Baxter et al. (2014) konstateras att elavfall i genomsnitt innehåller omkring 20 viktprocent plast, vilket ska ses som en grov indikation. Med ett sådant antagande (20 viktprocentprocent) skulle det innebära att inamlat elavfall innehöll i storleksordningen 30 000 ton plast i Sverige under 2016.

I projektet har mobiltelefoner, bärbara datorer och kyl och frys undersökts närmare. Om man förändrar sorterings- och återvinningsprocesserna för att sortera ut mer plast skulle det innebära att inte bara nedanstående potentialer blir tillgängliga utan även plast från andra produkter.

### Mobiltelefoner

El-Kretsen, som tillhandahåller det mest omfattande insamlingssystemet för elektronik i Sverige och som har insamling på landets återvinningscentraler, fastighetsnära och i butik bedömer att de under 2016 samlade in omkring 900 000 mobiltelefoner med en sammanlagd vikt av 90 ton för materialåtervinning. Bedömningen av antalet mobiltelefoner som samlades in av El-Kretsen under 2016 grundas på ett projekt där antalet insamlade mobiltelefoner räknades under en viss period och skalades upp på hela året. Medianåldern för mobiltelefonerna som lämnades till El-Kretsens system var fem år och andelen smartphones 25 procent. De huvudsakliga märkena var Sony Ericsson (29%), Nokia (28%) och Samsung (16%) (El-Kretsen, 2017).

Mobiltelefoner samlas inte in separat utan blandas med andra elavfallskategorier. Enligt WEEE-direktivet och förordning om producentansvar för elektriska och elektroniska produkter ingår mobiltelefoner i kategori 3, *IT-, telekommunikations- och kontorsutrustning*. El-Kretsen samlar in mobiltelefoner i fraktionen ”diverse elektronik” tillsammans med annat mindre elektronikavfall. Totalt insamlad mängd diverse elektronik var 66 000 ton.

El-Kretsen har under 2018 undersökt hur stor mängd mobiltelefoner som samlas in i diverse elektronik-fraktionen. Grovt uppskattat rör det sig om 0,1 % (viktprocent) (Benson, 2018), vilket skulle motsvara 66 ton mobiltelefoner för 2017 års insamlad diverse elektronik.

Hur stor mängd plast en mobiltelefon innehåller är svårt att bedöma, det beror på modell, märke och ålder. Det är fortfarande framförallt äldre mobiltelefoner som samlas in till materialåtervinning även om antalet smartphones ökar. Enligt El-

---

<sup>5</sup> Förordning (2014:1075) om producentansvar för elutrustning.

Kretsens årsrapport för 2016 gick drygt 16 000 ton plast från diverse elektronik till materialåtervinning 2016, motsvarande 23 procent av de totalt insamlade mängderna diverse elektronik. (El-Kretsen, 2016) Dock innehåller fraktionen många olika produkter, till exempel TV och monitorer, som innehåller en relativt stor andel plast. Det går därmed inte att säga hur stor mängd plast från just mobiltelefoner som går till materialåtervinning.

Efter demontering av farliga komponenter kvarnas olika typer av elavfall tillsammans, vilket gör det ytterligare svårt att säga hur stor andel plast från just mobiltelefoner som går till materialåtervinning. Sims Recycling Solutions är en av El-Kretsens kontrakterade företag som förbehandlar och upparbetar fraktionen diverse elektronik. De menar att omkring 50 procent av plasten som kommer in till dem kan upparbetas för materialåtervinning. Drygt 20 procent av plasten som kommer in är ABS respektive PS/HIPS, cirka 15 procent är PP och cirka 5 procent PC (Lekbeck, 2018). Enligt European Electronics Recyclers Association (EERA) är drivkraften för att materialåtervinna mobiltelefoner främst för att få åtkomst till metaller och ädelmetaller (Slijkhuis, 2018).

Hur stor mängd plast som finns i insamlade mobiltelefoner samt hur plasten behandlas har alltså inte kommit fram inom ramen för studien. Dock kan det konstateras att mängden plast från mobiltelefoner, som kommer in till El-Kretsens system, är en begränsad delmängd av 66 ton och alltså inte motsvarar en speciellt stor mängd jämfört med andra produktgrupper som undersöks i studien.

### **Bärbara datorer**

EERA har genomfört en mindre studie på bärbara datorer insamlade tillsammans med platta skärmar i Österrike där materialinnehållet analyserades. Resultaten, som inte är statistiskt säkerställda, men ändå kan användas för att indikera andelen plast i bärbara datorer visar ett plastinnehåll på omkring 35 procent. Dessa 35 procent kunde vidare delas upp i följande plasttyper (Slijkhuis, 2018):

ABS: 2,5 %

PC: 32 %

PMMA (Polymetylmetakrylat): 4 %

PC + ABS (sammansvetsat): 61,5 %

Resultaten över andel plast i bärbara datorer stämmer ungefär överens med en analys av innehåll av bärbara datorer som genomfördes under 2012 av El-Kretsen. Det konstaterades att de 46 demonterade bärbara datorerna (totalt 125,7 kg) innehöll i genomsnitt 33 procent plast (El-Kretsen, 2014). El-Kretsen kategoriserar bärbara datorer som "diverse elektronik". Andelen bärbara datorer i flödet är ungefär en procent (Benson, 2018), vilket skulle motsvara cirka 660 ton årligen. Detta motsvarar ungefär 230 ton plast. Precis som mobiltelefoner kvarnas bärbara datorer efter demontering av farliga komponenter tillsammans med annat elavfall och det går därför inte att säga hur stor andel av plasten i bärbara datorer som

materialåtervinns respektive behandlas på annat sätt. Om det antas att 50 procent av plasten upparbetas för att kunna materialåtervinnas, enligt Sims Recycling Solutions statistik, skulle det innebära att cirka 115 ton plast från bärbara datorer går till materialåtervinning och cirka 115 ton behandlas genom energiåtervinning eller deponering. Upparbetningen av plasten sker till stor del utomlands och därmed också slutbehandlingen.

### **Kyl och frys**

El-Kretsen samlade under 2017 in 22 458 kylar och frysar (El-Kretsen, 2017). Köldmediet tas bort med en vakuumsug och farligt avfall såsom olja och kylrester avlägsnas. Därefter sorteras löst innehåll i skåpen i plast och glas. Resterande del krossas i ett slutet system och olika materialslag (isolering, glas och plast) separeras. Enligt Electrolux består kylar och frysar av ungefär 40 procent plast, vilket skulle motsvara cirka 9000 ton plast för kylar och frysar insamlade under 2016 inom El-Kretsens system. Den dominerande plasten i kylmöbler är polyuretan (PUR) i form av skum och därefter PS. PUR har varit svårt att återvinna men nu börjar man utveckla metoder för det, se till exempel ”REPUR”<sup>6</sup>. Det finns ofta även ABS, PP och PVC i kylmöbler (Edsjö, 2018). Enligt El-Kretsen var det nio procent plast per 1000 ton kyl och frys som gick till materialåtervinning 2016, motsvarande drygt 2000 ton plast på insamlade mängder 2016 (El-Kretsen, 2016). Majoriteten av plasten går alltså inte till materialåtervinning idag.

### **Plast i bilar**

År 2017 utfärdades 193 013 skrotintyg i Sverige (SBR, 2018). Efter att farligt avfall har avlägsnats från bilarna demonteras i varierande utsträckning komponenter för återanvändning. Bilarna går sedan till fragmentering med fokus på att kunna nyttiggöra metaller i bilarna, främst järn och stål, koppar och aluminium.

Mängden plast i bilar varierar mellan olika märken, storlek på bilen och årsmodell. Uppskattningsvis innehåller varje bil som skrotas i Sverige knappt 200 kg plast (Cullbrand, 2018). Ungefär halva mängden plast som användes inom den europeiska bilindustrin under 2012 användes i interiören, cirka 20 procent i exteriören, knappt 15 procent under motorhuven och 12 procent i ljuskällor och i elektronik (CBI, 2016). Med ett antagande att varje bil som det utfärdades skrotintyg för under 2017 bestod av 200 kg plast innebär det att den totala mängden plast var cirka 38 600 ton. Siffran kan ses som en grov uppskattning för att visa på storleksordningen. I bilar används många olika plasttyper, men enligt PlasticsEurope (2017) används främst PP och därefter PUR.

Plasten i bilarna hamnar främst i fluffen (shredder light fraction) som förutom plast bland annat består av textilier och trä. Majoriteten av fluffen från bilåtervinning går

---

<sup>6</sup> <https://www.repur.se/>



till energiåtervinning, men det förekommer även dispensdeponering av fluff på lokal nivå då avsättning till energiåtervinning inte är möjlig eller rimlig (Gyllenhammar, 2018).

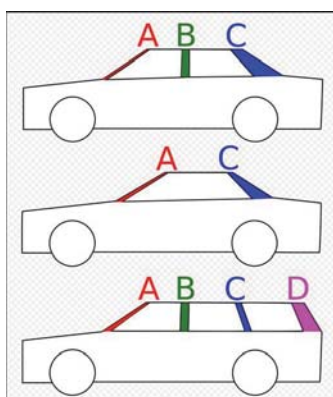
För att kunna materialåtervinna plast från bilar är ett sätt att demontera plastrika komponenter innan fragmentering. Det finns många komponenter av plast i bilar. Inom ramen för den här studien undersöks hasplåtar, stolpbeklädnader av plast och stötfångare närmare. Dessa komponenter ansågs bland annat ha potential för att demonteras för materialåtervinning i Mistra-projektet ”Realize” som pågick mellan 2012-2015<sup>7</sup>. Om man skulle införa utökad manuell demontering (eller kunna tillgodogöra sig plasten på andra sätt kanske via förändrad sortering) så skulle komponenterna vi har valt ut nedan (och annan plast) sorteras ut gemensamt.

### Hasplåt

Hasplåtar är framförallt tillverkade av polypropen. Vid demonteringsförsök som genomfördes i Realize-projektet kom man fram till att en hasplåt väger ungefär ett kg vilket skulle innebära att det totala antalet hasplåtar i skrotade bilar under 2017 motsvarade cirka 190 ton.

### Stolpbeklädnader

I en bil finns 4-8 stolpar (A-D) som är klädda med plast (se Figur 1). Stolpbeklädnader är framförallt tillverkade av ABS (Jensen, 2018). I projektet Realize kom man fram till att en stolpbeklädnad väger ungefär 0,5 kg (kan dock variera med bilmodell). Vid ett antagande om att bilar i genomsnitt har sex stolpar (för att ta hänsyn till att antalet varierar) innebär det att ungefär 580 ton plast från stolpar uppkom 2017.



Figur 1. Stolpar i bilar.

### Stötfångare

Stötfångare tillverkas främst av PP och väger cirka fem kg styck och varje bil har två stycken, vilket skulle innebära att det totala antalet stötfångare från skrotade bilar 2017 motsvarar knappt 1 930 ton. Det förekommer viss återanvändning av

<sup>7</sup> <https://www.chalmers.se/hosted/realize-sv/>

stötfångare, men den absoluta majoriteten går till energiåtervinning tillsammans med resten av fluffet.

## Leksaker

Leksaker är en heterogen grupp bestående av produkter som skiljer sig i storlek och material. Det finns ingen samlad statistik för hur stor mängd leksaker som varje år blir avfall. Det kan dock antas att mindre leksaker, som inte innehåller elektronik, går till energiåtervinning tillsammans med restavfall. Större leksaker kan till en okänd utsträckning gå till materialåtervinning tillsammans med till exempel plastavfall som samlas in på kommunala återvinningscentraler. I projektet har fakta om hur stor mängd plast i leksaker som går till materialåtervinning respektive energiåtervinning inte kommit fram, men eftersom det för majoriteten av leksaker inte finns dedikerade insamlingsystem går det att anta att den vanligaste behandlingsformen är energiåtervinning.

Det råder producentansvar för leksaker som innehåller elektronik enligt förordning (2014:1075) om producentansvar för elutrustning. Leksaker, till exempel elektriska tåg eller bilbanor och handhållna konsoler till videospel tillhör kategori 7 i WEEE-direktivet<sup>8</sup> tillsammans med fritids- och sportutrustning. El-Kretsen rapporterade till Naturvårdsverket 2016 att 626 ton från kategori 7 hade materialåtervunnits inom deras system (El-Kretsen, 2016), dock avser det den totala mängden till materialåtervinning av olika materialslag, inte bara plast.

## Sammanvägd bedömning - mängder

I Tabell 1 presenteras potentialen ur ett mängdperspektiv, som uttrycks som mängden som idag uppskattas gå till energiåtervinning (mängderna som idag går till materialåtervinning ingår alltså inte). Potentialen presenteras som olika mängdintervall. Från sammanställningen går det att konstatera att den största potentialen för ökad materialåtervinning i de produktgrupperna som studeras finns i förpackningar (inte oväntat eftersom det är störst mängd plast som används till förpackningar), byggprodukter, plast i bilar och kyl-/ frysmöbler. En relativt stor mängd plast från kyl och frys har traditionellt sett inte gått till materialåtervinning eftersom majoriteten av plasten består av polyuretan (PUR). Potentialen för leksaker och totalt sett för golv- och röravfall i rivningsavfall har inte kunnat kvantifieras, för golv och rör består potentialen i tabellen alltså i att öka återvinningen av installationsspill.

Vad gäller elektroniken, byggprodukter och bilar är det värt att påpeka att vi lyft ut endast tre produktgrupper från varje kategori. Potentialen för ökad materialåtervinning skulle öka om vi tittade på all plast i dessa kategorier.

---

<sup>8</sup> Direktiv 2012/1EU om avfall som utgörs av eller innehåller elektrisk och elektronisk utrustning (WEEE).

**Tabell 1. Potential för ökad materialåtervinning av de studerade produktgrupperna från ett mängdperspektiv. Potentialen är uttryckt som mängdintervall (ton); < 100 ton 100-250, 250-500, 500-1500, 1500-3000, 3000-5000, 5000-10000, 10000-50000 och 50000-100000.**

<b>Potential för ökad materialåtervinning (ton)</b>	
<b>Plastgolv</b> - främst PVC	1500-3000 (exkl. okänd mängd golvavfall från rivning)
<b>Plaströr</b> - främst HDPE, PP och PVC	3000-5000 (exkl. okänd mängd röravfall från rivning)
<b>Konsumentförpackningar</b> - främst LDPE, HDPE, PP och PET	50 000 – 100 000
<b>Verksamhetsförpackningar</b> - främst LDPE, HDPE, PP och PET	50 000-100 000
<b>Lantbruksplast</b> - främst LDPE och LLDPE	1500-3000
<b>Blodpåsar</b> - PVC	< 100 ton
<b>Engångsförkläden</b> -främst LDPE	500-1500
<b>Elektronik totalt</b>	10 000- 50000
<b>Mobiltelefoner</b>	< 100
<b>Bärbara datorer</b> - främst PC, PC+ABS	100-250
<b>Kyl och frys</b> - främst PUR, PS, PP, ABS, PVC	5000-10000
<b>Bilar totalt</b>	10000 – 50000
<b>Hasplåt</b> - främst PP	100-250
<b>Stolpbeklädnader</b> - främst ABS	500-1500
<b>Stötfångare</b> - främst PP	1500-3000
<b>Leksaker</b>	Okänd mängd

Det är endast för plastförpackningar och för lantbruksplast som det finns dedikerade insamlingssystem som ska gynna materialåtervinningen av just plast. För vissa byggprodukter finns förvisso branschinitiativ som samlar in plastavfall

(främst installationsspill), men dessa insamlingssystem samlar endast in en mindre andel av det totala plastavfallet som uppkommer i form av plaströr och plastgolv. För uttjänta bilar och elektronikavfall finns nationellt täckande insamlingssystem, men i systemens huvudfokus är för närvarande inte att materialåtervinna plast. Dock materialåtervinns plast inom ramen för producentansvaret för elektronik, men materialåtervinningen från plast i uttjänta bilar får anses vara mycket begränsad. För lantbruksplast ligger potentialen främst i att samla in mer till materialåtervinning eftersom det som samlas in har en hög materialåtervinningsgrad. För leksaker och plastavfall i hälso- och sjukvård är potentialen för ökad materialåtervinning svårbedömd.

## Klimat effekt

En beräkning av klimatpåverkan har genomförts för de inom projektet valda plasttyperna. Beräkning av miljökostnader redovisas med hjälp av EPS-systemet. En sammanvägd bedömning av båda resultaten presenteras i sista avsnittet av detta kapitel.

Tabell 2 är en sammanställning och rangordning av klimatpåverkan av de olika materialen uppdelade i nyråvara och återvunnet material. Materialet med lägst klimatpåverkan i varje kategori har rang 1 och materialet med högst klimatpåverkan rang 7. Den genomsnittliga klimatpåverkan i kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per kg material för nyråvara är 2,29 kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter och 0,66 kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter för återvunnet material. Skillnaden mellan materialen med störst och minst klimatpåverkan är 1,43 kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter för nyråvara och 0,26 kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter för återvunnet material. Material med rang 1-4 har lägre klimatpåverkan än genomsnittet. Resterande material med rang 5-7 har högre klimatpåverkan än genomsnittet.

Tabell 2: Rangordning av klimatpåverkan per material

	LDPE	HDPE	PP	PET	PVC	PS	ABS
Nyråvara	3	2	1	6 <sup>1</sup>	4 <sup>2,3</sup>	5	7
Återvunnen	3	2	1	6	4	5	7

<sup>1</sup> Bottlegrade

<sup>2</sup> Suspension, S-PVC

<sup>3</sup> PVC utan additiv

Skillnader i resultat för klimatpåverkan i varje kategori beror främst på skillnader i resurs- och vattenanvändning samt energianvändning vid tillverkning av de olika plastgrupperna. Vid produktion av ABS används till exempel mer vatten- och energi än för produktion av samma mängd LDPE.

Klimatvärdena för de återvunna materialen är beräknade i en modell som baseras på en generell återvinningsprocess och bygger på antagande att det återvunna materialet består av 80 procent använd plast och 20 procent nyråvara för uppgradering av materialegenskaper. Det återvunna materialet bär inte miljöbelastning av första användningen och tillverkningen av plasten och har därför en betydligt lägre miljöpåverkan. Bearbetning av det återvunna materialet medför en miljöbelastning. Men den belastningen är lägre än nytillverkning av plast och förklarar att man får en minskad miljöbelastning ju högre andel återvunnet material granulatet innehåller. Det innebär också att man alltid kommer att få en miljövinna med återvinning.

Mängden inblandning av nyråvara varierar egentligen mellan olika applikationer och är beroende av kravspecifikation på materialegenskaper hos den produkt där

det återvunna materialet ska ingå. Men eftersom denna studie inte kan förutsätta vilken användning som är aktuell har ett generellt antagande gjorts. Med ökad mängd inblandad nyråvara minskar vinsten i klimatpåverkan. I modellen ingår flera processer såsom tvättning, malning och återsmältning av materialen samt transport till återvinningsföretaget. Återvinningsprocesserna är beräknade utifrån svenska metoder, vilket betyder att resultaten baseras på svenska förhållanden och på den mix av använd elektricitet som gäller i Sverige.

Vid jämförelse av klimatpåverkan mellan återvunnet material och nytillverkning visar det sig att minskningen av klimatpåverkan är störst för de material som har störst klimatpåverkan vid nytillverkning. I tabell 3 och figur 2 presenteras skillnaden för de studerade materialen. Minskning av klimatpåverkan för ABS (som har störst miljöpåverkan vid nytillverkning) är 74 procent. PP som har lägst miljöpåverkan vid nytillverkning kommer upp till nästan 68 procent mindre klimatpåverkan vid återvinning av materialet.

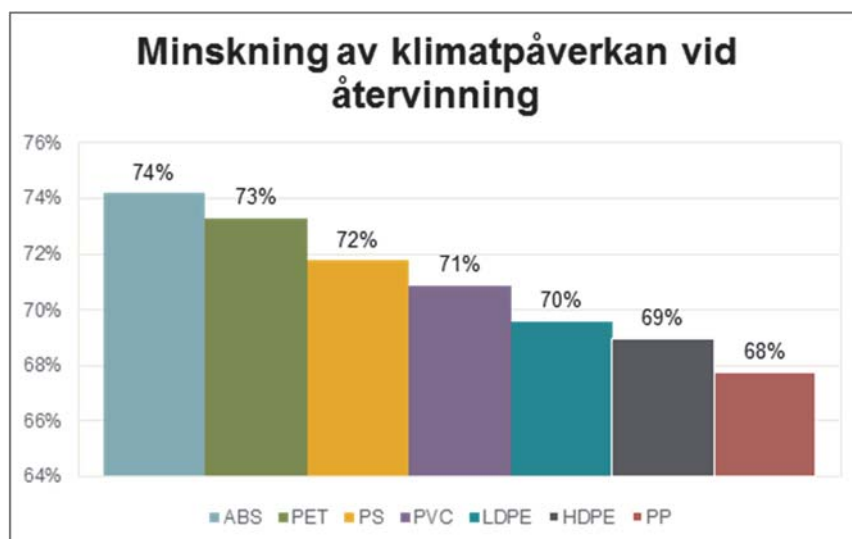
**Tabell 3: Minskning av klimatpåverkan per material vid återvinning**

	LDPE	HDPE	PP	PET	PVC	PS	ABS
Absolut (kg CO2-ekv.)	1,4	1,3	1,1	2 <sup>1</sup>	1,5 <sup>2,3</sup>	1,8	2,3
Relativ (i %)	70	69	68	73	71	72	74

<sup>1</sup> Bottlegrade

<sup>2</sup> Suspension, S-PVC

<sup>3</sup> PVC utan additiv



**Figur 2. Minskning av klimatpåverkan vid återvinning**

## Miljökostnader

För att även kunna inkludera miljökostnaden för de olika plastsorterna användes EPS-systemet som är en metod för viktning i monetära termer. EPS står för Environmental Priority Strategies och är en metod för miljöpåverkansbedömning som kan kopplas ihop med användandet av LCA (beräkning av klimateffekt så som beskrivet ovan). Utvecklingen av EPS-systemet startade redan 1989 och har sedan dess används främst inom produktionsdesign för att utvärdera olika alternativ. Metoden inkluderar både karaktärisering och viktning för utsläpp och råvaror. Viktningen baseras på människors vilja att betala för att undvika de negativa miljökonsekvenserna som olika utsläpp ger upphov till. Resultaten från EPS-metoden anges i enheten ELU (Environmental Load Unit) och en ELU motsvarar 1 EUR i miljökostnad. Resultaten presenteras i svenska kronor (SEK) där 1 EUR motsvarar 9 SEK. I tabell 4 presenteras rangordningen av resultaten från EPS metoden för de olika plasttyperna. Den genomsnittliga miljökostnaden är 9,5 SEK för nyråvara och 2,4 SEK för återvunnet material. Skillnaden mellan materialen med störst och lägst miljökostnad är 4 SEK för nyråvara och 0,8 SEK. Material med rang 1-3 har lägre miljökostnad än genomsnittet. Resterande material med rang 4-7 har högre miljökostnad än genomsnittet.

**Tabell 4: Rangordning av resultat för EPS-metoden per material**

	<b>LDPE</b>	<b>HDPE</b>	<b>PP</b>	<b>PET</b>	<b>PVC</b>	<b>PS</b>	<b>ABS</b>
Nyråvara	4	3	2	5	1	6	7
Återvunnen	4	3	2	5	1	7	6

Resultatet för miljökostnaden varierar jämfört med resultatet för klimatpåverkan. Detta beror på att EPS-metoden inte bara tar hänsyn till klimatpåverkan, utan också andra miljökostnader, som till exempel övergödning och försurning, som inte syns i resultaten för klimatpåverkan. Presentation av ett gemensamt resultat för olika miljöpåverkanskategorier möjliggörs på grund av den viktning som görs inom EPS-metoden. Detta beror delvis på att EPS-metoden inte bara tar hänsyn till klimatpåverkan, utan också andra miljökostnader, som till exempel övergödning och försurning, som inte syns i resultaten för klimatpåverkan. Presentation av ett gemensamt resultat för olika miljöpåverkanskategorier möjliggörs på grund av den viktning som görs inom EPS-metoden.

PVC har exempelvis lägst miljökostnad men inte lägst klimatpåverkan vilket främst beror på att PVC kräver mindre mängd råolja för produktionen. I tabell 5 presenteras en rangordning för de olika plasterna utifrån mängd råolja som krävs för produktionen och i tabell 6 presenteras en rangordning baserad på mängd primärenergi. Vi har också räknat på ”ny” PVC vilket innebär att de farliga ämnen som man förut tillsatte PVC då inte finns med. Potentialen för PVC antas ju ligga i just spill och då är det PVC utan farliga ämnen som är aktuellt. Om gammal PVC vägs in så skulle miljöfarligheten öka.

Tabell 5: Rangordning av mängd råolja per material

	LDPE	HDPE	PP	PET	PVC	PS	ABS
Nyråvara	6	7	3	2	1	5	4

Tabell 6: Rangordning av primärenergi per material

	LDPE	HDPE	PP	PET	PVC	PS	ABS
Nyråvara	3	2	4	5	1	7	6

Figur 3 illustrerar minskningspotentialen av miljökostnad om man använder återvunna material istället för nyråvara. ABS visar upp störst potential för minskad miljökostnad vid återvinning (76 procent). Den lägsta potentialen för att minska miljökostnad vid återvinning av material har PVC som har lägst miljökostnad vid nyttillverkning (73 procent).



Figur 3. Minskning av miljökostnad vid återvinning

Fördelen med att använda en viktningss metod som EPS-metoden är att den ger en mer holistisk bild eftersom den tar hänsyn till flera miljöpåverkanskategorier. Viktning gör det även möjligt att jämföra olika alternativ baserat på ett värde som har inkluderat flera miljöpåverkanskategorier vilket gör en slutlig bedömning lättare. Viktning inkluderar även ekonomiska och sociala aspekter som inte inkluderas i ett LCA-resultat. Det är dock viktigt att påpeka att viktningssmetoder inte bygger på en naturvetenskaplig basis utan bygger på värderingar.

## Byta plast mot plast

Som synes ovan är det skillnad i CO<sub>2</sub>-belastning beroende på vilken typ av plast man tillverkar. ABS har högst påverkan och PP lägst. Det gör att man potentiellt sett kan göra klimatvinster genom att byta plasttyp. Dock har de olika plasttyperna olika egenskaper vilka så klart spelar roll. De mekaniska, fysikaliska och kemiska



egenskaperna av en plast är framförallt temperaturberoende. Egenskaperna för en plast kan även modifieras med hjälp av olika additiv. Möjligheten att byta plast mot en annan plast beror därför mycket på användningsområdet för plasten och vilka egenskaper man vill ha. I tabell 7 presenteras en kort generell sammanställning av egenskaperna för de olika plasttyperna.

**Tabell 7: Egenskaper för de olika plasttyperna.**

	<b>Egenskaper</b>	<b>Användningsområde</b>	<b>Referens</b>
LDPE	Flexibel, låg sprödhet God resistens mot vattenhaltiga lösningar men mindre god resistans mot oxidationsmedel samt alifatiska och aromatiska lösningsmedel	Påsar Plastfolie Plastfilm	[1] [2]
HDPE	Mindre flexibel och högre styvhet än LDPE	Flaskor Burkar Lådor	[1]
PP	God kemisk och termisk resistens Låg densitet och hög smältpunkt	Förpackningar Behållare Bildelar Rör och rördelar	[1]
PET	Goda mekaniska och termiska egenskaper God resistens mot kemikalier	Textilfibrer Flaskor Plastfilmer	[1]
PVC	God kemikalieresistens, hög styvhet och hållfasthet Flexibel vid tillsatts av mjukgörare	Kablar Rör Golv Bildelar	[1] [4] [3]
PS	God resistens mot syror och baser Bra elektrisk isolator Hög styvhet och viss sprödhet	Förpackningar Isoleringsmaterial Engångsartiklar	[1] [5]
ABS	Mer flexibel och inte lika spröd som PS God termisk- och kemikalieresistens God hållfasthet	Sportutrustning Leksaker Bildelar	[1]

[1] Subramanian (2017)

[2] Prasad (2009)

[3] Carrol et al. (2017)

[4] Andrady et al. (2009)

[5] Zhencai (2009)

Det är svårt att peka på vilka applikationer som skulle kunna byta materialtyp eftersom de material som ingår i de flesta produkterna är specialanpassade för att motsvara den specifika applikationens materialkrav. Men vissa byten är ändå möjliga att peka mot. Ett exempel där det är möjligt att byta plasttyp är förpackningar där man skulle kunna harmonisera användningen och gå ifrån

användningen av PS till PP (för vissa typer av förpackningar, till exempel schampoflaskor eller tvättmedelsförpackningar). Det finns även potential för minskning av klimatpåverkan i de produkter där PS kan ersätta ABS oavsett om materialet är nyråvara eller återvunnet.

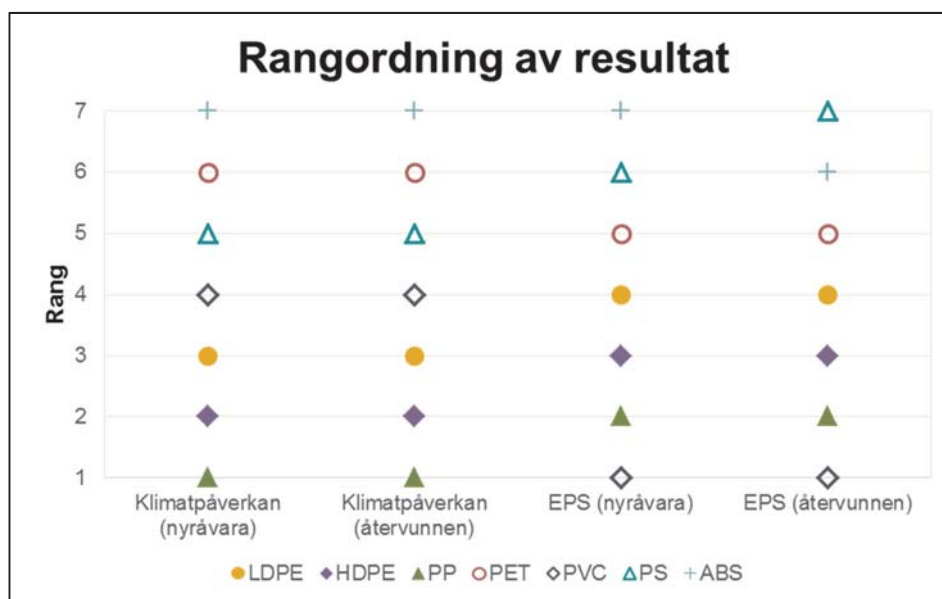
I detta sammanhang kan man också väga in ett byte mot material som är mer materialåtervinningsbara. På totalen skulle det då kunna löna sig att välja material med en högre CO<sub>2</sub>-belastning vid den första tillverkningen men med en lägre påverkan vid fortsatt materialåtervinning, eller att byta ut flerskiktmaterial till andra alternativ. Flera av de vanligaste plastsorterna, särskilt polyolefinerna (PE, PP), är mycket lämpliga för återvinning i flera cykler. De material som samlas in efter användning har olika ursprung och användning och innehåller stora variationer i additiv, möjliga föroreningar och nedbrytningsgrad. Det innebär att plastens kvalitet efter en återvinningscykel kan vara något lägre, något som kan avhjälpas med en inblandning av nyråvara. Även om materialegenskaperna påverkas vid varje återvinningscykel, är det viktigt att ta vara på råvaran och hitta lämpliga produkter som motsvarar återvunna plasternas kvalitet. Produkternas klimatpåverkan minskar genom användning av återvunnen råvara vilket då kan uppväga en användning av mer material i ett första skede.

## Sammanvägd bedömning klimateffekt

Sammanställningen påvisar att det finns en potentiell klimatnytta vid byte av en plastsort mot en annan eller genom användning av återvunnen råvara i olika produkter (störst för PET, PS och ABS). Det finns en stor klimatnytta med återvinning av alla listade material. Mer än 67 procent minskning av klimatpåverkan möjliggörs genom återvinning. Detta väger upp emissioner och klimatpåverkan av återvinningsprocesserna, som är låga för det studerade scenariot med återvinning i Sverige. Utsläpp från energianvändningen vid mekanisk återvinning varierar beroende på hur elen produceras. Störst påverkan jämfört med genomsnitt sker vid återvinning av ABS (därefter PET och PS). Den största möjliga minskningen av klimatpåverkan sker vid kombination av båda alternativen, det vill säga byta ut mot plasttyper som har lägre miljöpåverkan vid nytillverkning och användning av största möjliga andel återvunnen material.

För miljökostnaderna har ABS, PS, PET och LDPE en högre miljökostnad än genomsnittet medan HDPE, PP och PVC har en lägre. Det är alltså mer miljöbelastande att tillverka de fyra första. Detta gäller även vid återvinning.

Resultatet skiljer sig för beräkningen av klimatpåverkan, där ABS, PS, PET har en högre klimatpåverkan än genomsnittet. LDPE, HDPE, PVC och PP ligger under genomsnittet. Figur 4 visualiserar skillnader i resultatet från analysen av klimatpåverkan och miljökostnader.



Figur 4. Rangordning av resultat för klimatpåverkan och EPS

Sammantaget kan man konstatera att vad gäller avfallshantering av plast så har hanteringen av plasten stor betydelse för hela miljöpåverkan och är en viktig faktor för att minska miljöpåverkan från användning av plast – mer återvinning är alltså bra!

I plaståtervinning blandar man alltid in lite nyråvara för att kunna få rätt materialbetingelser, ju mer återvunnen råvara man kan blanda in desto bättre.

Det är också värt att nämna att studien fokuserar på CO<sub>2</sub>-utsläpp (klimatbelastning) och miljökostnader och även om EPS-metoden är en metod som tar hänsyn till andra miljöpåverkanskategorier, kan det vara relevant att inkludera fler miljöpåverkanskategorier för att kunna göra en bättre sammanvägd bedömning

Vad gäller byte av plasttyp så konstaterar vi att det är svårt att styra eftersom det till stor del beror på vilka egenskaper som man förväntar sig av produkten i fråga. I sammanhanget bör man också fundera över möjligheter att även byta mot mer återvinningsbar plast.

Man kan alltså konstatera att det finns stor klimatvinst i att använda återvunnen råvara och det skulle kunna göras i större utsträckning i förpackningsmaterial som inte kommer i direktkontakt med livsmedel eller medicin. Likaså om återvunnen råvara kan användas i större utsträckning inom till exempel bilindustrin utan att kompromissa med säkerhetsaspekter. Det innebär att kravspecifikationer på materialet måste anpassas till den återvunna råvarans kapacitet istället för att baseras på nyråvarans materialegenskaper.

## Ekonomisk potential

För att skatta värdeförlusten av plast appliceras den metod som är utarbetad av Material Economics (2018). I deras beräkning visar Material Economics att bara 13 procent av plastens värde bevaras efter användning. Plastens ursprungsvärde, baserat på nyråvara-priset, har ett värde av cirka 10,3 miljarder kronor vilket faller till ett bevarat material- och energivärde på cirka 1,3 miljarder kronor. Nästan hela värdeförlusten beror på att cirka 8,2 miljarder kronor hamnar i energiåtervinning, deponi och förbränning utan återvinning, m.m.

I projektet har vi upprepat beräkningarna, dock i mer detalj: vi har räknat på värdeförlusten per plasttyp och på de i projektet valda produktgrupperna. Plastpriser per plasttyp är baserat på EU:s marknadspriser rapporterat av Deloitte & Plastics Recyclers Europe (2015), presenterat i tabell 8 och är de samma som Material Economics använde i sin beräkning. Vid beräkningarna har ett medelvärde använts.

**Tabell 8. Plastpriser EU plastmarknad (EUR/ ton) källa: Deloitte & Plastics Recyclers Europe (2015) och PIEs plast index**

	Nyråvara	Återvunnen plast	Prisskillnad nyråvara/ återvunnen råvara
PET	1300 -1400	650 - 1000	400 - 650
HDPE	1350 - 1450	800 - 960	490 - 550
LDPE	1420 - 1490	700 - 950	540 - 720
PP	1430 - 1500	900 - 950	530 - 550
PVC	950 - 1300	750 - 850	200 - 450
PS	1650 - 1950	900 - 1000	750 - 950
ABS <sup>9</sup>	2860	2030	830
Annan plast	1400 - 1600	800 - 1000	600

Som en kommentar till priserna är det värt att påpeka att priset varierar starkt beroende på kvalitet, om det är flakes eller granulat som säljs och var varan säljs. Ingen hänsyn tas i denna prisbild till de miljökostnader som redovisas under ”klimat effekt”. Dagens priser ligger också något under dessa från 2015 både för nyråvara och för återvunnen råvara.

Övriga antaganden som gjorts är:

- Analysen baseras på de plasttyper som ingår i uppdraget, för alla produktgrupper var det inte möjligt att hitta uppdelning i plasttyper,

<sup>9</sup> Uppgiften om ABS saknades i ursprungskällan och är tagen från index satt av PIE - Plastics Information Europe, därför finns det inget intervall.

antaganden har då gjorts om fördelning enligt uppgifter redovisade under kapitlet ”Plastflöden”;

- Vi har också antagit att samma fördelning för plasttyperna gäller för energiåtervinning och materialåtervinning.
- Fördelningarna är indikativa, och är baserade på de data kring indelning i plasttyper som vi hittat i genomgången av mängderna.
- Vi har räknat med en Eurokurs på 9 EUR

Beräkningen är genomförd med följande nyckeltal:

*Ursprungsvärdet* = nyråvara pris EUR/t \* (Uppkommen avfallsmängd (utsorterat och i blandade fraktioner) per år (ton))

*Värdet till materialåtervinning (MÅ)* = pris återvunnet EUR/t \* (Mängd till MÅ per år (ton))

*Värdet till energiåtervinning (EÅ)* = pris återvunnet EUR/t \* (Mängd till EÅ per år (ton))

*Energivärde* = Värdet till EÅ \* 0.1 kr/ton (samma faktor som Material Economics använder)

*Värdeförlust* = Ursprungsvärdet – värdet till MÅ – värdet till EÅ – energivärde

Tabell 9 sammanfattar värde och värdeförlust jämfört med ursprungsvärde av plast som faller ur användning. I tabellen redovisas medelvärden.

**Tabell 9. Värdeberäkning per produkttyp och plasttyp [MSEK]**

Produktgrupp	Plast- typ	Ursprungs- värdet	Värdet till EÅ	Energi- värde	Värde till MÅ	Värde- förlust
Golv	PP	1.3	0.7	0.1	0.1	<b>0.4</b>
	PVC	18.3	10.9	1.1	2.1	<b>4.2</b>
Rör-bygg	PP	33.0	20.4	2.0	0.4	<b>10.1</b>
	PVC	25.3	17.6	1.8	0.4	<b>5.5</b>
Konsumentförpackning	LDPE	811.9	264.3	26.4	196.0	<b>325.1</b>
	HDPE	390.6	141.0	14.1	104.5	<b>131.0</b>
	PP	408.7	148.2	14.8	109.9	<b>135.8</b>
	PET	376.7	132.2	13.2	98.0	<b>133.3</b>
Verksamhetsförpackning	LDPE	543.4	122.5	12.3	185.6	<b>223.1</b>
	HDPE	261.5	65.3	6.5	99.0	<b>90.6</b>
	PP	273.6	68.7	6.9	104.1	<b>94.0</b>
Lantbruksplast	LDPE	180.2	5.1	0.5	97.1	<b>77.5</b>
	PP	45.4	1.4	0.1	27.2	<b>16.6</b>
Blodpåsar	PVC	0.8	0.6	0.1	0.0	<b>0.2</b>
Förkläden	LDPE	24.9	14.1	1.4	0.0	<b>9.4</b>
Mobiltelefon	PP	0.1	NA	NA	NA	<b>0.1</b>

	PS	0.2	NA	NA	NA	<b>0.2</b>
	ABS	0.3	NA	NA	NA	<b>0.3</b>
Laptop	ABS	3.0	NA	NA	NA	<b>3.0</b>
	PC	1.6	NA	NA	NA	<b>1.6</b>
Kyl och frys	PP	11.8	5.8	0.6	1.7	<b>3.8</b>
	PVC	9.1	5.0	0.5	1.4	<b>2.1</b>
	PS	101.9	41.9	4.2	12.0	<b>43.8</b>
	ABS	23.1	12.8	1.3	3.7	<b>5.4</b>
Leksaker	NA	NA	NA	NA	NA	<b>NA</b>
Hasplåt-bil	PP	2.5	1.6	0.2	0.0	<b>0.8</b>
Stötfångare-bil	PP	25.4	16.1	1.6	0.0	<b>7.8</b>
Stolpbeklädnader-bil	ABS	14.9	10.6	1.1	0.0	<b>3.3</b>

NA står där det saknas uppgifter för den plasten, 0 betyder att behandlingen inte sker

## Sammanvägd bedömning pris

Priset på återvunnen råvara varierar kraftigt (tabell 8), det kan vara så högt som 80 procent av nyråvaran till att ha ett negativt värde om plasten är kontaminerad eller icke-återvinningsbar. Även efterfrågan varierar stort och är bland annat beroende av priset på råolja. Tittar man på plasttyp så är det baserat på tabell 8 störst förluster för LDPE, PET och PS. Det är alltså dessa plasttyper som vi kan spara mest värde på att återvinna.

Men värdeförlusterna är starkt knutna till mängderna plast som används i olika applikationer. Störst värdeförlust ser vi därför just kopplat till förpackningar. Ur ett prisperspektiv så ligger potentialen nära kopplat till att öka efterfrågan på den återvunna råvaran för att på så sätt öka priset på den. Det kan göras på olika sätt men det ingår inte i den här rapporten att beskriva detta.

Om man tittar på kombinationen potential i monetära termer och vikt för att utröna om samordning på nordisk eller EU-nivå skulle ge någon skillnad i bedömning så skulle troligen bedömningen kring de flöden som har störst respektive minst potential ligga fast. Däremot finns det andra fördelar med att samordna insamling och återvinning och det är ofta nämnt att en ökad samordning bland aktörer i värdekedjan, ökad storskalighet och förbättrad kvalitet är en faktor för mer värdebevarande av plast. En del av plastens problem är ju att det är svårt att hitta tillräckligt stora flöden för att återvinningen ska bli lönsam, detta skulle alltså kunna avhjälpas genom samordning på olika nivåer av flöden för att på så sätt öka mängderna som samlas in. För de stora flödena av plasttyper (LDPE, HDPE, PP och PVC) torde volymerna från den svenska marknaden vara tillräckliga och ge underlag för ytterligare industriella återvinningsetableringar. För bildelar av plast pekar volymerna och värdet mot att det kan behövas större återvinningsvolym än vad enbart den svenska marknaden av skrotade bilar kan ge.

Det är dock viktigt att komma ihåg att efterfrågan styr till stor del och måste gå hand i hand med de insamlade mängderna. Industrins efterfrågan på ny och

återvunnen plast beror delvis på företagets förmåga att justera processer/produkter/teknologi, vilket i sin tur påverkar priselasticiteten i efterfrågan av plast.

### **Vilka faktorer har inverkan på marknadspriset**

Nedan beskrivs några olika faktorer som har inverkan på priset. Dessa faktorer är inget vi tagit hänsyn till i beräkningarna, men däremot är de av betydelse när man diskuterar potentialen i att använda återvunnen råvara. För att öka den användningen så är prisbilden en oerhört viktig faktor.

#### **Kvalitetsfaktorn:**

När man tittar på råvarupris så är det viktigt att komma ihåg att kvalitén är en avgörande faktor för slutpriset på råvaran. Detta gäller både plast tillverkad på nyråvara och återvunnen råvara. Priset på återvunnen råvara följer också priset på råolja. Kvalitén har stor inverkan både på utbud och på efterfrågan.

En god kvalitet innefattar aspekter så som till exempel homogenitet, känt innehåll, färg och lukt. Som exempel genererar ett rent flöde typ dryckesförpackningar i PET ett högt pris medan ett mer varierat flöde av PET-förpackningar där vissa är PET av sämre kvalitet kommer att ha ett avsevärt lägre pris. Förpacknings- och tidningsinsamlingen (FTI) rekommenderar till exempel förpackningstillverkare att inte tillverka plastförpackningar i PET på grund av att marknaden för återvunnen PET från förpackningar är sämre jämfört med för PP eller LD-/HD-PE.

#### **Utbuds faktorn:**

Priset för den återvunna råvaran bestäms till en stor del av kostnader för hela återvinningsprocessen inklusive insamling, transport, lagring, sortering, rengöring, etc. Renare flöden med enklare logistik blir billigare. Om kostnaderna är för höga för att sortera blir det inte lönsamt att återvinna. För att man ska ha en ekonomiskt hållbar återvinning behöver alltså kostnaderna för återvinningen vara lägre än priset på den återvunna råvaran. Eftersom marknadspriset på återvunnen plast följer rå-olja priset så är det inte alltid möjligt att sälja plasten till det pris som man skulle behöva för att återvinningen ska löna sig. Det minskar incitamenten att sortera ut vissa typer av plast.

En annan faktor som kan påverka priset på ny och återvunnen råvara är vilken konkurrens som finns i branschen. Om det finns mycket återvunnen råvara av vissa kvaliteter sänks priset vilket medför att man kanske inte får kostnadstäckning för sorteringsprocessen. Det medför ju problem om man vill cirkulera plast i ökad utsträckning. En större efterfrågan på återvunnen råvara är nödvändig för att förhindra en sådan situation.

#### **Efterfrågans faktorn:**

Priset påverkas också av efterfrågan av återvunnen plast. Efterfrågan i sin tur beror på följande aspekter:

- köparens (tillverkningsföretagets) produktportfölj. I vissa produktgrupper kan det möjligtvis vara lättare att använda återvunnen plast i tillverkningen, eftersom produkterna är mindre känsliga för kvalitén på råvaran
- köparens tillverkningsprocess: hur lätt företaget kan substituera mellan återvunnen råvara och nyråvara, om blandningar kan tillåtas
- priset på råvaran
- tillgången till rätt kvalitet och kvantitet av råvara
- huruvida slutkunderna särskilt efterfrågar/värderar produkter med återvunnen plast.
- köparens förståelse och vilja kring att använda återvunnen råvara.

Som en del i efterfrågan ligger förstås också efterfrågan av själva slutprodukten.



# Säker kontroll av farliga ämnen

## Metod, avgränsningar och antaganden

Vi har valt att använda rapporter/undersökningar där kemikalier har påvisats i produkter med hjälp av kemisk analys av något slag. Information som beskriver vilka kemikalier som *skulle kunna* finnas i produkter (det vill säga kemikalier som används vid produktion) har inte inkluderats eftersom informationen anses bli för bred och ospecifik. Potentiellt innehåll av kemikalier i produkter har i projektet använts som en sista ”koll”, då plasten redan bedömts ha potential för materialåtervinning av andra orsaker (till exempel stora flöden, stor klimatnytta eller stor ekonomisk potential). Därför har kemikalieinnehåll inte kartlagts för alla produktgrupper och plasttyper.

Vi har fokuserat på de kemikalier som tas upp i regeringsuppdraget om giftfria och resurseffektiva kretslopp (GRK). I detta projekt benämns de som särskilt farliga ämnen (SFÄ) och farliga ämnen (FÄ), eller gemensamt SFÄ/FÄ. De kemikalier som har påvisats i produkter och återvunnen plast kan vid användande eller vid en återvinningsprocess komma att förändras, till exempel brytas ner till andra kemikalier, men i detta projekt har vi gjort antagandet att de kemikalier som påvisats i analyser finns kvar i produkten/plasten. Plaster har också olika kemikalieinnehåll beroende på vilken funktion plasten ska ha. I vissa plaster kan det finnas många olika SFÄ/FÄ, och i andra inga alls. Halten av kemikalier i plast kan också variera. Till exempel PFAS-ämnen används i mycket låga halter i plaster (men har mycket hög potens), medan till exempel mjukgörare kan utgöra upp till 50 % av en plastprodukt.

De referenser som vi har använt oss av är i första hand undersökningar som är gjorda i Sverige, och i andra hand Europa och övriga världen. Vi har i första hand valt nyare referenser framför äldre referenser.

Förmodade livslängder på produkterna som ingår i projektet har uppskattats utifrån tillgängliga referenser och ska ses som en grov uppskattning.

## Resultat

### SFÄ/FÄ

Nedan anges de ämnen och typer av ämnen som i projektet benämns SFÄ och FÄ.

#### FARLIGA ÄMNEN

Med farliga ämnen avses de ämnen som är klassificerade som farliga (för hälsa eller miljö) enligt CLP-förordningen och sådana som uppfyller regelverkets kriterier för farliga ämnen, men som ännu inte har klassificerats (Naturvårdsverket, 2017).

## SÄRSKILT FARLIGA ÄMNEN

Med särskilt farliga ämnen avses de ämnen vars egenskaper är så farliga att användningen bör fasas ut. Det är ämnen som är cancerframkallande, reproduktionsstörande eller mutagena (CMR 1A/ 1B) samt ämnen som är persistenta, bioackumulerande och toxiska eller mycket persistenta och mycket bioackumulerande (PBT eller vPvB). Enligt miljö kvalitetsmålet Giffri miljö ska även ämnen som är hormonstörande eller kraftigt allergiframkallande betraktas som särskilt farliga. Kvicksilver, kadmium och bly räknas också som särskilt farliga ämnen (Naturvårdsverket, 2017).

## FÖRMODADE LIVSLÄNGDER

Kunskapen om materialets innehåll är beroende av livslängden på produkten. Därför har vi i vår bedömning vägt in följande livslängder:

- < 1 år (1)
- 1-5 år (2)
- 5-20 år (3)
- > 20 år (4)

### Exempel:

- (1) Engångsförpackningar: någon vecka från tillverkning till materialåtervinning eller energiåtervinning (Belleza och Youhanan, 2017).
- (2) Laptop: 4 år (Hemström m.fl., 2012).
- (2) Mobiltelefon: 3 år (Hemström m.fl., 2012).
- (2-3) Leksak: Leksaker behålls vanligtvis i hemmet under lång tid innan de lämnas in till återanvändning. Vanligtvis sparas leksaker mellan 6 och 12 år. Den genomsnittliga tiden är 10 år. Efter det ser många leksaker ett nytt liv genom återanvändning, via släktingar, vänner, eller genom välgörenhet eller säljs begagnat. 55 procent av leksakerna används vidare på detta sätt. Många leksaker kommer att ligga mellan 15 och 20 år innan de går in i avfallsströmmen (Rydén Englund, 2018). Enligt preliminära resultat från plockanalyser i ett just nu pågående projekt där plockanalyser gjorts på den brännbara fraktionen på ÅVC så såg vi att vissa typer av leksaker kan hamna i avfallsled mycket tidigare-vilket kan bero på att dessa leksaker inte är sådana som säljs i butik, utan kan vara sådana som följer med en barnmåltid på en snabbmatsrestaurang till exempel.
- (3) Kylskåp: 15 år (Hemström m.fl., 2012).
- (3) Bil: 12 år (Cullbrand m.fl., 2015).
- (3-4) Golv: Ålder på PVC-golv som hamnar i avfallsled beror mycket på var golvet ligger. I t.ex. sjukhus och skolor ligger golven uppskattningsvis i 20-30 år. Konsumentgolv (hemmiljö och lägenheter) ligger uppskattningsvis i 15 - 20 år (Duberg, 2018).
- (4) Rör: 50 > 100 år (Lennartsson, 2018; Westerdahl och Andersson, 2011; Malm, m.fl., 2011).

## Bedömning av förlorad potential på grund av innehåll av SFÄ/FÄ

Projektet har hittills bedömt potentialen för ökad materialåtervinning för olika avfallsströmmar ur mängd- ekonomiskt- och klimatperspektiv. De kategorier av produkter och plasttyper som befunnits ha störst potential diskuteras nedan ur ett SFÄ/FÄ-perspektiv. I teorin så borde det inte finnas några problem att ur SFÄ/FÄ-perspektiv återvinna produktions- eller installationsspill eller produkter med kort livlängd, eftersom det kemiska innehållet i dessa fall bör vara välkänd och följa dagens kemikalielagstiftning. Detta skriver också Naturvårdsverket i sin vägledning för ökad och säker materialåtervinning. Ska det återvunna materialet användas i någon annan applikation än det gjorde från början är det naturligtvis viktigt att som producent vara medveten om de produktspecifika lagstiftningar som finns liksom att värdera de nya exponeringsscenarier som uppstår. Som exempel finns leksaksdirektivet (2009/48/EG), där kemikaliekraven är mer omfattande än vad som gäller generellt för varor enligt REACH. Ska en producent tillverka leksaker av återvunnen plast ska man alltså hålla sig till de kemikaliekrav som direktivet anger.

Det är värt att poängtera att om hittills tillåtna gränsvärden skulle sänkas skulle det få stor effekt på möjligheten att återvinna bland annat elektronikavfall och bilar och även andra mer långlivade produkter.

### GOLV AV PVC

Den mängd som tas upp som potential i matrisen är installationsspill. Fördelen med det här flödet är att det är ett rent flöde med känt innehåll, nästan att jämföra med produktionsspill. Det är också en sluten återvinning där installationsspillet går tillbaka till nya golv.

Som det står i ”Vägledning för ökad och säker materialåtervinning” (Naturvårdsverket, 2017) så bör det finnas god kännedom om vad produktions- och installationsspill av PVC-golv innehåller i form av SFÄ/FÄ. Som exempel så har Kemikalieinspektionen i sin rapport om farliga ämnen i byggprodukter (Kemikalieinspektionen, 2016a) angett att ca 20 % av golv och mattor (av alla material, inte bara PVC) i Byggvarubedömningen och Sundahus innehåller farliga ämnen. De har också angett medelhalt av olika ämnen som kan finnas i golv och mattor (av alla material, inte bara PVC), till exempel 8 % bisfenol A, 2 % klorparaffiner, 14 % DINP, 0,05 % formaldehyd, 0,8 % n-metyl-2-pyrrolidon, 34 % styren, 4 % vinylacetat och 1 % akrylonitril. Vi har i detta projekt verifierat att potentialen för materialåtervinning av tillverknings- och installationsspill av PVC-golv är stor, både mängdmässigt, ekonomiskt och ur klimatperspektiv.

Ämnen som används som stabilisatorer och mjukgörare i PVC har fått stor uppmärksamhet ur hälso- och miljösynpunkt. Idag används främst stabilisatorer som baseras på kalcium-zink eller barium-zink, men även tennorganiska stabilisatorer förekommer, medan man tidigare använde tungmetaller som bly och kadmium (IKEM, 2018). Det finns en rad olika mjukgörare som används i PVC,

och de har olika miljö- och hälsoeffekter. Man kan skilja på ftalater med hög molekylvikt (exempelvis DINP DIDP och DPHP) och ftalater med låg molekylvikt (exempelvis DEHP, DBP och BBP). De vanligaste mjukgörarna är ftalaterna (olika ftalatestrar), men det finns också tereftalater och cyklohexanoater. Många ftalater är klassificerade som fortplantningsstörande och tretton ftalater finns idag upptagna på den så kallade kandidatförteckningen över särskilt farliga ämnen i EU:s kemikalielagstiftning (Reach). Fyra (DEHP, BBP, DBP och DIBP) finns dessutom på tillståndsbilagan, vilket innebär att användningsområdena ytterligare begränsas (Kemikalieinspektionen, 2018). Ytterligare andra sorters mjukgörare är adipater och azelater, fosforsyraestrar och polymera mjukgörare.

Post-consumer golv av PVC är rivningsavfall som varierar i ålder någonstans emellan 15 -30 år (Duberg, 2018), och innehållet av SFÄ/FÄ varierar därför också. Golv som såldes innan år 2002 kan innehålla bly och DEHP, eftersom branschen i Sverige fasade ut dessa ämnen till år 2002 (IKEM, 2018). DEHP finns på tillståndslistan i Reach. Mellan cirka år 2000 och 2011 användes DINP och DIDP i stor utsträckning. DINP och DIDP klarar inte egenskapskraven i bedömningssystem som exempelvis BASTA och Byggvarubedömningen till följd av sina misstänkt hormonstörande egenskaper (Cousins och Loh Lindholm, 2016).

Sammanställningar av vilka SFÄ/FÄ som hittats i post-consumer PVC har gjorts av bland andra Sternbeck m.fl., 2016 samt Stenmarck m.fl., 2017. Det finns också andra typer av undersökningar där post-consumer PVC har analyserats, till exempel så har Stockholms stad undersökt halterna av mjukgörare i PVC-golv på förskolor där också golvens ålder har noterats (Miljöförvaltningen, Stockholms stad, 2016). De typer av ämnen som hittas är till exempel antimikrobiella ämnen såsom organiska tennföreningar (tributyltenn, trifenylytten, dibutyltenn, dioctyltenn); monomerer, tvärbindare, härdare, kedjemodifierare och katalysatorer såsom Bisfenol A; mjukgörare såsom olika ftalater (DEHP, DINP o.s.v.) och kortkedjiga klorparaffiner (SCCP); nonylfenol och perfluorerade alkylerade substanser (till exempel PFOS och PFOA); kadmium och dess föreningar, bly och dess föreningar.

#### RÖR AV PP OCH PVC

Rör av PP består till 99 % av raffinaderiprodukter och resterande är pigment. Det finns alltså inga SFÄ/FÄ som kan minska potentialen av återvinning av PP, även av äldre rör (rivningsavfall) av PP (Lennartsson, 2018). För rör av PVC ser vi potential för ökad materialåtervinning främst av installationsspill, och enligt samma resonemang som för PVC-golv så ser vi inte SFÄ/FÄ som något hinder för återvinning av denna fraktion.

Enligt Kemikalieinspektionens rapport om farliga ämnen i byggprodukter (Kemikalieinspektionen, 2016a) så är medelhalt av olika ämnen som kan finnas i rör och slangar (av alla material, inte bara PVC och PP) till exempel 20 % DINP, 3

% tetrabromobisfenol A, 1 % hexabromcyklododekan, 50 % n-metyl-2-pyrrolidon, 1 % toluen och 0,01 % fenol.

År 2001 slutade branschen att använda bly som stabilisator i PVC-rör, men importerade rör kan innehålla bly även efter 2001. Idag används organiska och kalcium/zinkbaserade stabilisatorer (Lennartsson, 2018). När det gäller post-consumer PVC-rör så finns det uppgifter på att ungefär 70 % av rör i rivningsavfallet är PVC-rör (Boss, 2018), vilket gör detta till en intressant fraktion. Varuguiden bekräftar siffran på 70 %, då det står att mellan 57 och 82 % av alla rör består av PVC (Varuguiden, 2018). Det är dock på samma sätt här som med post-consumer PVC-golv, att mängderna som uppstår i avfallsled är okända, men det skulle kunna handla om relativt stora mängder.

#### KONSUMENTFÖRPACKNINGAR AV LDPE, HDPE, PP OCH PET

I matrisen ser vi en totalmängd konsumentförpackningar med potential till återvinning, eftersom det inte har varit möjligt att få fram mängder per plasttyp. Vi vet dock att mängden är stor, och att det finns stor ekonomisk och klimatmässig potential i att öka materialåtervinningen. Konsumentförpackningar har generellt sett kort livslängd, och vi ser därför ingen minskad potential på grund av innehåll av SFÄ/FÄ. Dessutom är förpackningar särskilt reglerade i Europa.

Förpackningsdirektivet (94/62/EG) innehåller regler om begränsningar av tungmetaller i förpackningar och förpackningsavfall. Reglerna innebär att summan av bly, kadmium, kvicksilver och sexvärt krom inte får överstiga vissa haltgränser. Många konsumentförpackningar är också livsmedelsförpackningar där ”Förordningen om material och produkter avsedda att komma i kontakt med livsmedel (EG) nr 1935/2004” har en godkännandeprocess som krävs för att ett nytt ämne ska godkännas för användning vid tillverkning av material och produkter som kan komma i kontakt med livsmedel. Sammanställningarna som gjorts av Sternbeck m.fl. (2016) och Stenmarck m.fl. (2017) visar att förpackningar i LDPE, HDPE, PP och PET innehåller få SFÄ/FÄ.

Det kan finnas en risk i att förpackningar som importeras från länder utanför EU inte är lika kontrollerade som förpackningar inom EU, det vill säga att SFÄ/FÄ kan förekomma i dessa förpackningar.

#### INDUSTRIFÖRPACKNINGAR AV HDPE OCH LDPE

Den största potentialen mängdmässigt för industriförpackningar ligger troligtvis i HDPE och LDPE, vilket också är varför det är ekonomiskt fördelaktigt att materialåtervinna dessa fraktioner. Samma resonemang gäller för industriförpackningar som för konsumentförpackningar; livslängden är kort, regleringen stark, och evidensen för SFÄ/FÄ i dessa material liten, så vi ser ingen minskad potential på grund av innehåll av SFÄ/FÄ.

Potentialen ligger inte inom lantbruksförpackningar, som redan har ett välfungerande retur- och återvinningssystem, utan inom andra verksamhetsförpackningar.

Det finns specialfall av kemikalieinnehåll i plast som faller utanför projektets avgränsningar, varav kemikalier i mjuka PVC-förpackningar är ett. Förpackningar av PVC är idag inget stort avfallsflöde, och när dessa förpackningar kommer till materialåtervinningsled sorteras de som rejekt i återvinningsprocesserna, vilket betyder att de går till förbränning. Om hanteringen av PVC-förpackningar skulle förändras så att de i framtiden går till materialåtervinning, bör innehållet av kemikalier i denna fraktion undersökas mer noggrant. Det finns också förpackningstyper för vilka en striktare kemikalielagstiftning gäller, så som livsmedelsförpackningar, även om vi i detta projekt inte delar upp förpackningar i förpackningstyper, utan istället på plasttyper.

#### ELEKTRONIK - KYL OCH FRYS

I matrisen ser vi att elektronik totalt sett har stor mängdmässig potential för ökad återvinning. Det är i första hand flamskyddsmedel som kan minska potentialen för återvinning av elektronikplast (Sternbeck m.fl., 2016 och Stenmarck m.fl., 2017).

RoHS-direktivet trädde i kraft 2006 och reglerar vissa ämnen i elektronik så som en del tungmetaller, bromerade ämnen och ftalater (Stenmarck m.fl., 2017). Allt större andel av elektroniken som blir avfall är alltså tillverkad efter RoHS-direktivet och bör därför innehålla färre SFÄ. Vid reglering av ämnena så har maximala tillåtna koncentrationer av ämnena angivits. Om dessa gränser sänks så kan det påverka möjligheterna för återvinning under ett långt tag framöver, eftersom då endast nytillverkad elektronik kan återvinnas (till elektronik). Även billig importerad elektronik kan innehålla SFÄ/FÄ (Kemikalieinspektionen, 2016b).

Kyl och frys är den av produktgrupperna inom elektronik som har störst potential. Plasten inuti kyl-och frys är livsmedelsklassad, och även i övrigt så saknas indikationer på att plasten i kyl-och frysskåp innehåller SFÄ/FÄ (Carlbom, 2018; Stenmarck m.fl., 2017).

#### BILAR

Information om bilar innehåll av reglerade farliga ämnen ska finnas tillgängligt för återvinnare, så även om bilplast innehåller SFÄ/FÄ så bör det i sig (teoretsikt sett) inte vara ett hinder för återvinning eftersom delarna bör gå att sortera ut. Enligt ELV-direktivet bör användningen av bly, kvicksilver, kadmium och hexavalent krom vara förbjudet och användas endast i vissa tillämpningar i bilar. Bromerade flamskyddsmedel regleras inte i ELV och har påvisats i fåtalet fall (Naturvårdsverket, 2016). Vissa delar i bilar, så som flamskyddad textil och elektronik samt tungmetaller och mjukgörare i kablar och ledningar av PVC, samt

äldre bilar, kan dock innehålla SFÄ/FÄ (Sternbeck m.fl., 2016; Stenmarck m.fl., 2017; Belleza och Youhanan, 2017).

De bildelar som vi tittat på i denna utredning bör inte innehålla bromerade flamskyddsmedel (Olsson, 2018), och det finns troligen inga SFÄ/FÄ som minskar potentialen för återvinning.

## Diskussion farliga ämnen

Ett materials potential för materialåtervinning bestäms av många olika faktorer, varav kemikalieinnehåll är en faktor. Mycket viktigt att tänka på är vad plasten ska återvinnas till, då hänsyn alltid ska tas till gällande kemikalielagstiftning. En erfarenhet från våra undersökningar av kemikalieinnehåll i produkter är att kategorierna som har undersökts ofta är vidare än de produktgrupper som detta projekt valt ut. Som exempel så har kemikalier i Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE) analyserats, men det framgår inte vilken typ av WEEE det gällde. Vi har i detta projekt bland annat använt Kemikalieinspektionens tillsyn av plast för att undersöka innehållet av SFÄ/FÄ. De analyser som KEMI gjort inom ramen av sin tillsyn fokuserar på typ av produkt, och typ av plast anges sällan. Urvalet är dessutom gjort ur ett tillsynsperspektiv, vilket betyder att kontroller har gjorts för att se om tillverkare/importörer följer kemikalielagstiftningen. Tillsynen är ofta riktad mot misstänkt kemikalieinnehållande produkter och är därför inte baserad på ett representativt eller ett slumpmässigt urval.

I detta projekt fokuserar vi på kemikalier som kan vara skadliga för människa och miljö, men det kan även finnas andra kemikalier som till exempel stör återvinningsprocesser, eller som gör att ett materials återanvändningsområde begränsas. För att kunna uttala sig om sådana kemikalier krävs ett nära samarbete med producenter och återvinnare. Ytterligare en faktor av betydelse är hur exponeringen för kemikalierna ser ut. Om kemikalier finns i produkter, men antingen inte emitteras från materialet, eller befinner sig i varor som människa och miljö inte exponeras för, är problemet troligen mindre. Innehåll av SFÄ/FÄ i ett material som i övrigt har stor potential för materialåtervinning, och är värdefullt på andra sätt, kan motivera teknikutveckling för att kunna återvinna materialet trots råvarans kemikalieinnehåll. I andra änden av skalan, i fall där återvinningspotentialen är låg, och där det dessutom finns innehåll av SFÄ/FÄ, kan den återvinning som är bästa lämpad vara energiåtervinning.

Produkter/varor saknar idag ofta innehållsförteckning, och spårbarheten av kemikalier är dålig för de flesta produkttyper. Ur resurseffektivitets – och kemikalierisksynpunkt skulle det underlätta om alla företag var skyldiga att tillhandahålla materialdeklarationer. Många branscher, särskilt teknikföretag, tillhandahåller detta redan idag. Informationen används dels för att uppfylla lagstiftning, men även för kunders räkning, eller egen design och utveckling. En materialdeklaration kan vara ett dokument som listar material- och

kemikalieinnehåll ner till CAS-nivå. Varje leverantör behöver fylla i sina egna data, som sedan samlas hos slutproducenten. Komplexa produkter kan innehålla tusentals komponenter, och info om kemikalier i alla dessa komponenter blir totalt sett väldigt mycket information. I de ofta frivilliga materialdeklarationssystem som finns hittills får leverantören ofta hålla en viss %-halt hemlig. Detta villkor är ofta formulerat så att sådana kemikalier som finns på särskilda listor inte får hållas hemliga (till exempel SVHC-kemikalier enligt Reach). Att inte begränsa materialdeklarationerna endast till SFÄ/FÄ (eller liknande) fyller flera funktioner, men ur risksynpunkt är det fördelaktigt eftersom kemikalier hela tiden läggs till på listor över kemikalier som är oönskade/förbjudna/begränsade på något sätt och därför skulle materialdeklarationerna snabbt kunna bli inaktuella och inte användbara i framtiden. Både företagets interna arbete och kemikalielagstiftning påverkar kemikalieinnehåll i produkter. Nyare bilar och elektronik är till exempel tillverkade enligt lagstiftning som inte har gällt äldre produkter, vilket gör att vi ser färre av de kemikalier som regleras, även i avfallsled. Ytterligare en fråga är vad ”fullständigt innehåll” i en materialdeklaration betyder. Är det meningsfullt att ha ppm-nivåer på kemikalieinnehåll, eller räcker det med %-halter?

I det av EU nyligen beslutade ”Avfallspaketet” ingår en rad nya krav vilka syftar till att stimulera utvecklingen emot en ”cirkulär ekonomi”. Ett nytt krav innebär just att den Europeiska kemikaliemyndigheten ECHA ska upprätta en databas till vilken det ska bli obligatoriskt för tillverkare och importörer att rapportera in förekomst av SFÄ i varor som sätts på EU:s inre marknad, en sorts obligatorisk materialdeklaration. Det återstår ännu en hel del arbete på europeisk nivå för att klargöra mer i detalj hur detta nya krav ska genomföras.

Denna rapport utgår från dagens gällande lagstiftning och tillåtna nivåer för SFÄ/FÄ, om dessa skulle ändras så ändras också förutsättningarna för återvinning speciellt för produkter med lång livslängd. Dessa produkter kan i viss utsträckning förväntas innehålla ämnen som idag regleras eller är förbjudna. För att möjliggöra återvinning är det viktigt att ha förståelse för att en total utfasning av SFÄ/FÄ med väldigt låga nivåer tillåtna försvårar eller till och med omöjliggör återvinning. Ett räkneexempel får belysa frågan: bromerade flamskyddsmedel som ofta tillsätts i halten 10-20 % i plasten i elektronik för att nå flamskyddande effekt. Ett krav på innehåll på 0,1 % kan garanteras även om 1 på 100 av insamlade enheter för återvinning skulle ha aktiv tillsats av det förbjudna flamskyddsmedlet. Skärps kravet till 0,001 % skulle två insamlade enheter med förbjudet flamskyddsmedel för varje 10 000 enheter göra att kravet inte kan uppnås. En så noggrann och felfri sorteringsprocess är mycket svår att nå industriellt och till rimliga kostnader. Marknaden för den återvunna råvaran kommer då att vara obefintlig eftersom återvinnaren inte kan garantera att innehållet håller sig under de tillåtna nivåerna.

Plaster har olika livslängd beroende av i vilken typ av produkt de används. De livslängder som använts i detta projekt skall ses som en fingervisning om hur snabbt produkter omsätts. Livslängderna kan bland annat användas som en



indikation på kemikalieinnehåll, i de fall då till exempel kemikalier fasats ut eller förbjudits i olika produkter. För till exempel förpackningar så syns en sådan förändring genast i återvinningsled, medan det för byggprodukter kan ta många decennier innan plasten kommer till återvinning. Livslängden spelar också roll för om plasten åldras vid användningen (vilket medför förändrade egenskaper vid återvinningen).

## Analys och diskussion

I Bilaga 1 redovisas samtliga produkttyper inklusive plastsorter. I bilagan har vi använt färgkodningen grönt, gult, rött för att markera var det finns stor potential för respektive kategori. Resultaten är en sammanvägning av de fyra olika parametrar som belysts inom projektet och pekar mot att potentialen för ökad materialåtervinning av plast i Sverige är relativt stor, samtidigt som en god kontroll över förekomsten av farliga ämnen finns.

Enligt Bilaga 1 och Tabell 1 har förpackningar (både från hushåll och från verksamheter) störst mängdmässig potential att materialåtervinnas i större omfattning, liksom de utvalda byggprodukterna (rör och golv), kyl och frys samt bilkomponenterna som undersökts. Det är också i förpackningsindustrin, i byggsektorn och i bilindustrin som det används mest plast, så kanske inte så förvånande finns den mängdmässiga potentialen hos de största användningsområdena av plast. Skulle man inkludera allt plastavfall som finns i bygg- och rivningsavfall och uttjänta bilar hade potentialen för ökad materialåtervinning blivit markant högre. Det är också värt att notera att det finns vinster med att sammanföra plastflöden (antingen från liknande produkter eller genom att utöka det geografiska scoopet) detta eftersom man med ökade flöden får en förbättrad ekonomi vilket i sin tur medför att satsningar på förbättrad utsortering etc. kan göras.

Vi konstaterar också att det för samtliga plaster innebär en besparing med runt 70% att övergå till återvunnen råvara jämfört med nyråvara. Störst besparing fås för återvunnen PET, PS och ABS. Tabell 2 visar en skillnad i klimatpåverkan beroende på vilken plast som används. För att minska klimatpåverkan skulle man därför kunna fundera över att byta ut plast mot annan plast - det är dock svårt att säga vilken plast som går att byta ut mot vilken i olika applikationer. Men att sprida den här typen av kunskap till designers skulle kunna vara värdefullt.

För flera av dessa plastavfallsströmmar, särskilt plast från förpackningar, är det möjliga marknadsvärdet av den totalt upparbetade och återvunna plastråvaran stort eller mycket stort (upp till miljardbelopp per år räknat på tillgängliga volymer och priser i Sverige), vilket gör att utrymmet för nödvändiga investeringar för att utveckla återvinningsprocessen är betydande. Kopplat till pris så blir de totala förlusterna (av att inte materialåtervinna) störst där det finns stora flöden; alltså förpackningar. Tittar man på priset så finns det produktgrupper (rör och bildelar till exempel) där allt idag går till förbränning och det totala värdet helt förloras. Vid en jämförelse av olika plasttyper är förlusten störst för PET, LDPE och PS. Vid analys av priser är det viktigt att tänka på att priset är helt beroende av kvalitén och vilken marknad man säljer råvaran på (detta gäller både nyråvara och återvunnen råvara). Kvalitén är bland annat avhängig kunskapen om innehåll, färg, lukt etc. För att

kunna tillgodogöra sig den största potentialen i pris så är det nödvändigt med en mycket god och jämn kvalitet.

För de plastavfall där volymerna och det presumtiva marknadsvärdet är störst synes förekomsten av farliga ämnen, vilka skulle kunna försvåra, fördyra eller omöjliggöra en säker materialåtervinning, inte utgöra något större hinder eftersom det handlar om förpackningar som har en snabb rotation och därmed kända tillsatser men även bygg-avfall i dedikerade flöden där kontrollen över ingående ämnen är mycket god liksom var den återvunna råvaran hamnar.

Rapporten visar på potentialen för materialåtervinning i dagens system där fokus ligger på att hitta rena flöden med relativt stora mängder för att få upp en volym och därmed få en ekonomi i återvinningen. Det är värt att minnas att det finns stora flöden som idag inte är lätta att materialåtervinna, till exempel är den plast som används mest i kyl/frys i dagsläget polyuretan (PUR) som inte kan materialåtervinnas mekaniskt. Även expanderad polystyren (EPS, i dagligt tal frigolit) har i dagsläget låg materialåtervinningsgrad. Ska man komma åt även flöden som dessa behövs antingen en ändring i design (att använda en annan plast eller att göra produkten demonterbar) eller en teknikutveckling i återvinningsled (nya metoder för att sortera och materialåtervinna eller så kallad feedstock-återvinning av något slag).

Nedan diskuterar vi lite mer fördjupat först kring de kategorier där vi anser att potentialen är störst och sedan även kring de andra kategorierna:

## Här finns potentialen idag

### **Plastförpackningar – här finns potentialen**

Förpackningar är den applikation där vi använder störst mängd av den tillverkade plasten. Idag hamnar plastförpackningar i stor utsträckning i restavfall till energiåtervinning istället för att sorteras ut till materialåtervinning (gäller både konsument och verksamhetsförpackningar). Allt som samlas in till materialåtervinning går av olika anledningar inte heller till materialåtervinna, till exempel på grund av att plastförpackningar innehåller flera plasttyper eller andra material än plast, eller på grund av att de har etiketter som stör sorteringen. Sammantaget leder det till att en del av plastförpackningarna blir ett rejekt till energiåtervinning vid sorteringen eller att kvalitén på den återvunna plasten har svårt att konkurrera med ny plast och att marknaden är bristfällig.

Enligt producentansvaret för förpackningar ska till år 2020 50 procent av plastförpackningarna som sätts på den svenska marknaden materialåtervinnas. I de nya mål som EU nyligen antagit höjs detta till 55 procent år 2030. Det innebär i praktiken att även om målen uppfylls i framtiden kommer det vara en betydande del av plastförpackningarna som istället går till energiåtervinning. Svensk dagligvaruhandel har satt egna mål om att till 2030 ska plastförpackningar vara

producerade i förnybar eller återvunnen råvara och redan 2022 ska de vara materialåtervinningsbara. Det målet kan nu anses vara mer drivande till att skapa mer lättåtervinningsbara förpackningar än det lagstiftade målet om 50 procent återvinning. FTI inför samtidigt en differentierad taxa inom producentansvars systemet så att plastförpackningar som är svåra att återvinna blir belagda med en högre avgift. Den högre avgiften kan då bekosta till exempel en utvecklad sortering.

Plastförpackningar har några fördelar som gör att potentialen till ökad materialåtervinning är stor:

- För plastförpackningar finns det dedikerade insamlingssystem, vilket underlättar för materialåtervinning. Det innebär att det finns en finansiering av insamlingssystemet, det finns ansvariga organisationer och det finns en infrastruktur för insamling.
- Plastförpackningar innehåller också lite SFÄ/FÄ, vilket ökar potentialen för ökad materialåtervinning jämfört med andra produkter.
- Plastförpackningar har kort livslängd, det gör det möjligt att känna till innehållet samtidigt som inte plasten åldrats vid användningen.

Förpackningar från verksamheter är oftast en renare ström än den från hushåll (mer enhetliga förpackningar och större mängder från varje insamlingspunkt). Det gör det också lättare att hitta avsättning för materialet och potentialen kan därmed anses vara större.

### **Byggprodukter – här finns potentialen**

Byggsektorn är den näst största användaren av plast inom EU efter förpackningsindustrin, men ett stort problem är osäkerheterna om hur mycket plastavfall som faktiskt uppstår. Enligt senaste statistiken från Naturvårdsverket uppkom drygt 60 000 ton plastavfall per år från byggsektorn 2016 (Naturvårdsverket, 2018, Statistikdatabasen), men det avser utsorterade mängder (inklusive förpackningar) och inte plastavfall som finns i blandade avfallsfraktioner. Dock kan sannolikt en viss del förpackningsplast förekomma i fraktionen. Det finns överlag få plockanalyser på blandade bygg- och rivningsavfall som kan fungera som underlag till den här typen av potentialbedömningar. Eftersom byggprodukter har lång livslängd blir det missvisande att anta att samma mängd plast som används inom byggsektorn varje år också faller som avfall. Med samma fördelning av plastanvändningen som i EU generellt skulle cirka 180 000 ton plast användas i den svenska byggsektorn varje år (PlasticsEurope, 2017).

Det finns inget nationellt insamlingssystem för plastavfall från byggsektorn. Plastavfallet hanteras på olika sätt beroende på byggarbetsplats. Separata initiativ för olika produkttyper finns (varav vi har behandlat plastgolv och plaströr i denna rapport). Gemensamt för dessa system är att avfall från de största tillverkarna av respektive produktgrupp i Norden tas emot. Insamlingssystemet för plastgolv

accepterar golvspill medan insamlingssystemet för plaströr accepterar både rörspill och äldre röravfall. Trots branschinitiativen kvarstår en stor potential att materialåtervinna en större mängd plaströr och plastgolv. Av den uppskattade, genererade mängden golvspill är det under 20 procent som samlas in i Golvbranschens insamlingssystem och av rörspillet en ännu lägre andel. Även utan statistik över uppkomna plastavfall i rivningsavfall bedöms potentialen för ökad materialåtervinning ur ett mängdperspektiv vara större än för installationspill. En fördel är att genom att bara ta in ett speciellt flöde (till exempel PVC-golv) så har man god kontroll över det flödet och kan därmed också ha bättre kontroll över innehållet i den återvunna råvaran. Det är rimligt att anta att även andra plastproduktflöden skulle kunna betraktas som liknande, det vill säga gynnas av separata insamlingssystem. Nackdelen är dock att flödena ibland kan vara lite väl små för att det ska bli ekonomi i processen.

Ett problem gällande plastavfall som uppkommer vid rivning, främst PVC, är innehållet av SFÄ/FÄ. Nyare PVC-golv och PVC-rör innehåller färre SFÄ/FÄ än äldre golv. Exempel på det är att bly och DEHP kan finnas i golv som är äldre än 2002. I den europeiska PVC-branschens frivilliga åtagande VinylPlus ingår en utfasning av blystabilisatorer till slutet av 2015, samt de fyra ftalater som finns i tillståndsbilagan i Reach. Enligt Reach bilaga XVII får kadmium inte användas i högre halter än 0,01 viktprocent i nya PVC-produkter. Dock tillåts en halt på 0,1 viktprocent kadmium i ett antal hårda PVC-produkter (till exempel i fönster- och dörrprofiler, i rör för annat än dricksvatten om PVC:n används som ett mellanlager i röret och i kabeltrummar) om PVC:n är återvunnen.

Då PVC ur klimatsynpunkt är värdefullt att materialåtervinna så vill vi poängtera att plastgolv (och särskilt då nyare golv efter 2002 och ännu hellre efter 2011) kan ha potential för materialåtervinning, men att det måste ske på ett säkert sätt. Möjligen kan materialåtervinning ske i applikationer med liten exponering, och alltid med spårbarhet så att man vid nästa återvinningstillfälle är medveten om vad materialet innehåller i form av SFÄ/FÄ.

Då rör har längre livslängd än golv (bl.a. Lennartsson, 2018) så gör det att vi under en ännu längre tid kommer att ha oönskade ämnen (till exempel bly) i PVC-röravfall än i PVC-golvavfall. Rör i PP bör dock inte innehålla SFÄ/FÄ, även om de är av äldre modell.

Sammantaget ser vi stor potential i att samla in mer plast från installationer och byggnation. För plast som uppstår vid rivning finns vissa begränsningar.

### **Plast i bilar – här finns potentialen**

För bilar finns insamlingssystem som, likt dem för elektronik ännu inte är inriktade på att maximera utbytet av plast utan mer för metall. De återvinningsmål som finns

är viktrelaterade och så formulerade att de eventuellt kan uppnås utan att materialåtervinna plast.

Bilar genomgår dock en manuell demontering som ett första steg där det finns möjlighet att öka fokus på plast om de ekonomiska förutsättningarna finns (Cullbrand, 2015). Ett antal småskaliga initiativ finns och återanvändning av vissa plastkomponenter förekommer även om majoriteten hamnar i fluffen, den lätta fraktionen som avskiljs i en fragmenteringsanläggning. De delar av en bil där SFÄ/FÄ troligen främst finns är textil och elektronik som kan innehålla bromerade flamskyddsmedel samt tungmetaller och mjukgörare i kablar och ledningar av PVC (bl.a. Sternbeck m.fl., 2016). Vid demontering skulle det vara möjligt att avlägsna bildelar som innehåller reglerade ämnen eftersom den informationen enligt lag ska finnas tillgänglig för återvinnaren. En utökad manuell demontering är en viktig pusselbit för att kunna öka andelen plast som kan materialåtervinnas på mekanisk väg. De komponenter som vi belyser i projektet är sådana som skulle kunna demonteras relativt enkelt. Mer sammansatta fraktioner kan istället återvinnas med så kallad kemisk återvinning vilket ännu inte finns i större skala (gäller inte bara plast från bilar utan också andra mer ”komplicerade”<sup>10</sup> plaster). De komponenter som vi har valt ut är de som i tidigare studier fallit ut som möjliga att demontera manuellt innan fragmenteringen. Dessa är ju endast en delmängd av det totala plastinnehållet i en bil. Dessa bildelar bör heller inte innehålla några större mängder SFÄ/FÄ.

## Även här finns potential på längre sikt

### Elektronik

För elektronikavfall har vi valt ut ett antal produktgrupper. Den totala mängden plast från insamlad elektronik inom producentansvaret uppskattas vara i storleksordningen 30 000 ton. I och med producentansvaret finns det dedikerade insamlingssystem för elektronikavfallet, men insamlingen sker i några olika flöden och inte efter produktnivå. El-Kretsen samlar till exempel in elektronik på återvinningscentraler uppdelat på diverse elektronik, vitvaror, kyl och frys, batterier, lysrör och lågenergilampor och övriga ljuskällor (El-Kretsen, 2017). Att flera olika produkttyper samlas in i samma ström betyder att materialåtervinningspotentialen är svår att identifiera för samtliga produkttyper inom en insamlingsfraktion. Potentialen i flödet ligger i att kunna nyttja den totala insamlade mängden i de strömmar som idag samlas in. Dagens efterföljande behandling är främst inriktad på att ta hand om metallerna och plasten kommer i andra hand. För att detta ska kunna åtgärdas krävs åtgärder både vid design av produkterna och förbättrade återvinningsprocesser. Elektronikplast (särskilt äldre elektronik och importerad lågprisel elektronik) kan innehålla SFÄ/FÄ, och särskilt bromerade flamskyddsmedel lyfts fram. Kyl- och frysskåp verkar dock vara en

---

<sup>10</sup> Med komplicerade plaster menar vi plaster som inte idag går att materialåtervinna. Det handlar om kompositmaterial, hårdplaster och plaster med andra tillsatser som inte är önskvärda.

produktgrupp där plasten inte innehåller mycket SFÄ/FÄ, vilket till stor del beror på att plasten inuti skåpen är livsmedelsklassad.

I äldre elektronik kan det förekomma SFÄ/FÄ i olika stor utsträckning men en rapport av Swerea (Strååt, 2018) visar att det är fullt möjligt att med befintlig sorteringsteknik avskilja plast som innehåller dessa ämnen. En förutsättning för detta är att gränsvärden sätts med rimliga nivåer, till exempel 0,1 % som ofta gäller som begränsningsvärde i dagens kemikalielagstiftning.

I elektronik är ABS en vanlig plast och ur klimatsynpunkt finns det därför stora vinster att göra med att öka materialåtervinningen.

### **Lantbruksplast**

För lantbruksplast finns ett frivilligt producentansvar och därmed dedikerade insamlingssystem. Lantbruksplasten som samlas in materialåtervinns i hög utsträckning varför den främsta potentialen ligger i att samla in en ännu större andel av lantbruksplasten som uppkommer i avfallsled.

### **Plast från sjukvården**

Det finns i dagsläget ingen tillförlitlig statistik över hur stor mängd plastavfall som uppkommer inom hälso- och sjukvård. Det finns nationell statistik över hur stor mängd utsorterat plastavfall till materialåtervinning som uppkommer, vilket främst rör sig om förpackningsavfall. Majoriteten av plastavfallet hamnar i blandade avfallsfraktioner till energiåtervinning och hur stor andel som är plast är inte känd på nationell basis även om det kan finnas enskilda plockanalyser som projektet inte har tagit del av. Plasten som används inom hälso- och sjukvård är i stor utsträckning av engångskaraktär och har därför en relativt kort livslängd och lämpar sig av den anledningen väl för materialåtervinning ur ett SFÄ/FÄ-perspektiv. Plast används i många olika aktiviteter inom sjukvården, både i klinisk verksamhet, men också vid kringliggande verksamhet, till exempel i engångsartiklar vid matservering till patienter etc.

En del av plastavfallet är problematisk att materialåtervinna på grund av att plastprodukterna har använts patientnära och kan vara kontaminerade med smittoämnen. Olika typer av förbehandling, till exempel hydrotermisk behandling eller ozonering, hade kunnat möjliggöra materialåtervinning av blodpåsar och andra sjukvårdsprodukter där det inte anses säkert att sortera ut till materialåtervinning. För tillfället pågår ett RE:Source-projekt om hur materialåtervinning av plastavfall från sjukvården kan öka genom olika typer av förbehandling<sup>11</sup>.

Vad gäller plastanvändningen i hälso- och sjukvård anser vi att det finns stor potential att se över användandet av engångsprodukter rent generellt för att minska

<sup>11</sup> <http://resource-sip.se/projects/hallbar-hantering-av-plastavfall-fran-sjukhus/>

plastanvändningen i stort, men även att på olika sätt öka möjligheterna till materialåtervinning av den plast som används.

### **Övriga strömmar**

I projektet använde vi leksaker som en markör för konsumentprodukter och lyckades inte få fram mängder för leksaker separat. Med det sagt lyfter vi risken i ett projekt som detta att man förbiser den stora mängden ”övrigt” – den mängd plastprodukter som inte riktigt går att hänföra till en specifik kategori. Vi kan se att dedikerade insamlingssystem är en nyckelfaktor för att få till en fungerande materialåtervinning.



# Källförteckning

- Ahlm, P. 2018. Personlig kommunikation med Pontus Ahlm, NPG Sverige.
- Andrady, L., Sen, Z., Ahunbay M. (2009). Poly(vinyl Chloride). I Mark, J. (Red) *Polymer Data Handbook*. Oxford University Press. kap 199.
- Baxter m.fl. (2014). Plastic value chains, Case: WEEE (Waste Electric and electronic equipment) in the Nordic region. TemaNord 2014:542.
- Belleza, E., Youhanan, L. 2017. *Rätt sak till rätt behandling - materialåtervinning, avfallsförbränning och detoxifiering av samhället*. IVL rapport B 2278.
- Benson, F. 2018, Personlig kommunikation med Fredrik Benson, El-kretsen
- Boss, A. 2018. Personlig kommunikation med Annika Boss, Swerea IVF.
- Carlobom, E. 2018. Personlig kommunikation med Eva Carlobom, Swerea IVF.
- Carrol, F., Johnson, W., Moore, S., Paradis, A. (2017). Poly(Vinyl Chloride). I Kutz M. (Red) *Applied plastics engineering handbook: processing, materials and applications*. Elsevier. kap 4.
- CBI (Centre for the Promotion of Imports from developing countries), 2016. CBI Product Factsheet: Plastics for vehicles in the European Union.
- Conversio Market Strategy. 2017. *Post-consumer plastic waste management in Sweden 2016*.
- Cousins, A., Loh Lindholm C. 2016. *Produktval av golv- och väggbeklädnader av PVC som innehåller DINP/DIDP. Vägledning för avvikelsehantering. B-rapport nr 2260, IVL Svenska Miljöinstitutet*.
- Cullbrand, K (2018). Personlig kommunikation med Klas Cullbrand, Chalmers Industriteknik.
- Cullbrand, K., Fråne, A., Jensen, C. 2015. *Utökad demontering av personbilar. Utvärdering av demontering- och fragmenteringsförsök av 220 personbilar*. IVL Rapport C 142.
- Davidsson, M. 2018. Personlig kommunikation med Mi Davidsson, Polynovanissen AB.
- Duberg, D. 2018. Via mail 7 maj 2018. Tarkett AB.

- Duberg, D. 2018. Personlig kommunikation med Dag Duberg, Tarkett AB.
- El-Kretsen (2014). Sammanfattning av projekt bärbar dator.
- El-Kretsen (2017). Sammanfattning av projekt mobiltelefoner.
- El-Kretsen. 2016. *Our operations 2016*.
- El-Kretsen. 2018. *Insamlingsstatistik 2017*.
- Golvbranschen. 2016. *Sanningen om PVC-plast*.
- Golvbranschen. 2018. *Golvbranschens verksamhetsberättelse 2017*.  
<https://www.golvbranschen.se/media/3755662/golvbranschens-verksamhetsberattelse-2017-endast-statistik.pdf>
- Gulliksson, H. 2011. *The situation in Transfusion Medicine*. PPT. Karolinska Universitetslaboratoriet.
- Gyllenhammar, M. 2018. Personlig kommunikation med Marianne Gyllenhammar, Stena Metall AB.
- Hemström, K., Stenmarck, Å., Sörme, L. & Carlsson, A. 2012. *Kartläggning av flöden och upplagrade mängder av elektriska och elektroniska produkter i Sverige 2010*. SMED Rapport Nr 105 2012.
- IKEM. 2018. [http://www.ikem.se/vi-arbetar-med\\_1/plastfragor/pvc/om-pvc/tillsatser](http://www.ikem.se/vi-arbetar-med_1/plastfragor/pvc/om-pvc/tillsatser), 2018-05-30.
- Jensen, C. 2018. Personlig kommunikation med Carl Jensen, IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Jennifer Rydén Englund; VD Lek & Babybranschen/The Swedish Toy and Baby Association. Via mail 7 maj 2018.
- Kemikalieinspektionen. 2016a. *Hazardous chemicals in construction products – proposal for a Swedish regulation*. Rapport 4/16.
- Kemikalieinspektionen. 2016b. *Tillsyn av elektriska lågprisprodukter*. Tillsyn 11/16.
- Kemikalieinspektionen. 2018. <https://www.kemi.se/nyheter-fran-kemikalieinspektionen/2014/begransa-farliga-mjukgorare-i-vardagsvaror/>, 2018-05-30.

- Krantz, A. 2018. Personlig kommunikation med Anders Krantz, Swerec AB.
- Lennartsson, Y. 2018. Personlig kommunikation med Yvette Lennartsson, Pipelife.
- Liljestrand, K. 2018. Presentation ”Repipe” vid RE:Source resultatdag, 2018-04-17. Kristina Liljestrand, Chalmers Industriteknik.
- Löhhn, A. 2018. Personlig kommunikation med Anette Löhhn, Förpacknings- och tidningsinsamlingen.
- Malm, A., Horstmark, A., Larsson, G., Uusijärvi, J., Meyer, A., Jansson, E. 2011. Rörmaterial i svenska VA-ledningar – egenskaper och livslängd. Svenskt vatten, rapport 2011-14.
- Miljöförvaltningen, Stockholms stad. 2016. *Fralater i damm och i PVC-golv på förskolor.*
- Naturvårdsverket (2018). Avfall i Sverige 2016.
- Naturvårdsverket. 2016. Avfall och särskilt farliga ämnen. Kartläggning och analys av avfallsströmmar som bör hanteras på särskilt sätt. NV-00433-15.
- Naturvårdsverket. 2017. *Vägledning för ökad och säker materialåtervinning.*
- NPG. 2018. *Röråtervinning.* <http://npgnordic.com/sverige/roeratervinning/>
- Olsson, E. 2018. Personlig kommunikation med Elisabeth Olsson, Swerea IVF.
- Petterson, H. 2018. Personlig kommunikation med SvegRetur AB.
- PlasticsEurope. 2017. *Plastics the facts 2017.*
- Prasad, A. (2009). Polyethylene, Low-density. I Mark, J. (Red) *Polymer Data Handbook*. Oxford University Press. kap 112.
- Region Skåne. 2017. *Nu blir förklädena klimatsmarta.*  
<https://vardgivare.skane.se/kompetens-utveckling/nyheter/nyheter/nu-blir-engangsforkladena-klimatsmarta/>
- Slijkhuis, C. 2018. Personlig kommunikation med Chris Slijkhuis, European Electronics Recyclers Association (EERA).
- [http://www.statistikdatabasen.scb.se/pxweb/sv/ssd/START\\_\\_MI\\_\\_MI0305/MI0305T01/table/tableViewLayout1/?rxid=0eb7a714-dbbe-4c3d-b255-14f120ba62fa](http://www.statistikdatabasen.scb.se/pxweb/sv/ssd/START__MI__MI0305/MI0305T01/table/tableViewLayout1/?rxid=0eb7a714-dbbe-4c3d-b255-14f120ba62fa)

- Stenmarck, Å., Belleza, E., Fråne, A., Busch, N., Larsen, Å. & Wahlström, M. 2017. Hazardous substances in plastics - ways to increase recycling. Copenhagen: Nordiska Ministerrådet. TemaNord 2017:505.
- Sternbeck, J., Eriksson, A-M., Ekberg Österdahl, Å., Österås, A-H. 2016. *Särskilt farliga ämnen, avfall och materialåtervinning*.
- Strååt M., Nilsson C., (2018) Decabromodiphenyl ether and other flame retardants in plastic waste destined for recycling, Projektrapport M-973
- SvepRetur. 2018a. *Om SvepRetur*. <http://svepretur.se/om-svepretur/>
- SvepRetur. 2018b. Personlig kommunikation med SvepRetur.
- Subramanian, M.N. (2017). *Polymer Blends and Composite – Chemistry and Technology*. John Wiley & Sons.
- TEPPFA. 2018a. *About the European plastic pipe industry*. <http://www.teppfa.eu/about-the-eu-industry>
- TEPPFA. 2018b. *Fast guide to materials*. <https://www.teppfa.eu/fast-guide-to-materials/>
- Upphandlingsmyndigheten. 2018. *Region Skåne, Engångsförkläden till sjukvården*. <https://www.upphandlingsmyndigheten.se/omraden/dialog-och-innovation/innovation-i-upphandling/exempel-innovation/region-skane-engangsforkladen-till-sjukvarden/>
- Varuguiden. 2018. <https://webapps.kemi.se/varuguiden/MaterialVarugrupp.aspx>, 2018-06-04. Data för 2007.
- Westerdahl, J. & Andersson, H. 2011. *Emissioner och kvarvarande mängder CFC i Sverige*. Göteborg: IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Zhencai, P. (2009). Polystyrene. I Mark, J. (Red) *Polymer Data Handbook*. Oxford University Press. kap 118.
- Åkerblad, T (2018a). GBR Golvåtervinning fyller 20 år. *Golv till tak*, nr 3, 2018.
- Åkerblad, T (2018b). Hur satsar leverantörerna på återvinning? *Golv till tak*, nr 3, 2018.

## Bilaga 1 – Sammanvägd bedömning potentialer

I tabellen har vi färgmarkerat efter potential, grön betyder stor potential, gul betyder medelstor potential och röd betyder liten potential. Resultaten diskuteras i kapitlet ”Analys och diskussion”

Produkt-grupp	Produkttyp	Gradering livs-längd (år)	Mängder (ton/år)	Besparing kg CO2/kg nyråvara - återvunnen råvara	Värdeförlust (MSEK/år)	Särskilt farliga ämnen/Farliga ämnen (SFÄ/FÄ)
Bygg	Golv Framförallt PVC men även lite PP	3-4	1500-3000	1,5	0,4 - 4,2	I gammal PVC, särskilt PVC äldre än 2002, kan det finnas ämnen som idag är förbjudna (t.ex. bly och DEHP). Spill från produktion och installation går utan problem att användas till nya golv eller mattor. Ska PVC:n användas i andra applikationer så måste man ta hänsyn till produktspecifika regler.
	Rör	4	3000 - 5000	1,1	5,5 - 10,1	

Framförellt PP, PVC och ABS				Rör av PP har troligen mycket litet innehåll av farliga ämnen, även gamla rör av PP. Eftersom rör ligger länge så finns det troligen många gamla rör kvar i samhället, som innehåller SFÄ/FÄ, främst bly, som branschen i Sverige slutade använda år 2001. Dock kan importerade rör av nyare datum fortfarande innehålla bly. Spill från produktion och installation går att använda i nya rör. Ska PVC:n användas i andra applikationer så måste man ta hänsyn till produktspecifika regler.
Konsumentförpackning – hårda och mjuka	1	50000-100000	1,1-2	131 - 325
Förpackning HDPE, LDPE, PP och PET Verksamhetsförpackningar – hårda och mjuka HDPE, LDPE, PP och PET	1	20000-50000	1,1-2	90 - 223

							så bör SFÅ/FÅ inte utgöra något problem vid återvinning. SFÅ/FÅ hittas mest i PVC-förpackningar.
Lantbruksplast							Lantbruksplastens relativt korta livslängd och troligen låga innehåll av farliga ämnen gör att SFÅ/FÅ inte bör vara något problem vid återvinning.
Lantbruksplast	1	1500 -3000	1,4	17 - 77,5			
Framförallt LDPE och LLDPE							
Sjukvård							Då blodpåsar kan innehålla DEHP så bör ett closed-loopsystem för blodpåsar fungera bra. Däremot bör blodpåsar inte återvinnas till något annat.
Blodpåsar-sjukvård (PVC)	1	<100	1,5	0,2			
Förkläden-sjukvård (LDPE)	1	500-1500	1,4	9,4			På grund av väldigt kort livslängd och då innehåll av SFÅ/FÅ saknas bör inga hinder för återvinning finnas
Elektronik totalt		10 000 - 50 000	1,1-2,3				Plasten i kyl-och frysskåp innehåller troligen inte SFÅ/FÅ. Lagstiftningen för kemikalier i elektronik reglerar flertalet ämnen, och uppdateras även, vilket gör att nyare elektronik bör kunna återvinnas till elektronik. Dock måste man se upp med
Mobiltelefon	1-5	<100		0,1 - 0,3			
Generell data utan specifik plasttyp finns	1-5	100-250		1,6 - 3			
Laptop							
Generell data utan specifik plasttyp finns (men det är ofta PC)							
Kyl och frys	5-20	5000-10000		2- 43,8			

Innehåller oftast PUR, PS, PP, ABS, PVC					gammal elektronik och billig importerad elektronik.
Konsumentprodukter	1-20	Okänd mängd	Okänt	Okänt	Leksaker äldre än 10 år bör inte materialåtervinnas på grund av att kemikalielagstiftningen har utvecklats sedan dess. Leksaker som tillverkats inom EU och är 10 år gamla eller yngre bör gå att återvinna, men med försiktighet eftersom SFÄ/FÄ trots förbud ofta hittas i leksaker då de analyseras.
Leksaker		10 000 - 50 000			PP innehåller troligen lite SFÄ/FÄ. Information om bilars innehåll av reglerade farliga ämnen ska finnas tillgängligt för återvinnare, så även om bilplast innehåller SFÄ/FÄ så bör det i sig (teoretiskt sett) inte vara ett hinder för återvinning eftersom delarna bör gå att sortera ut. En mindre varning för att olika delar i bilar kan innehålla SFÄ/FÄ, eftersom bilar också har lång livslängd..
Bilar	Bil totalt				
	Hasplåt-bil (PP)	5-20	100-150	1,1	0,8
	Stötfångare-bil (PP)	5-20	1500-3000	1,1	7,8
Stöpbeklädnader-bil (ABS)	5-20	500-1500		2,3	3,3



## Bilaga 2 – Modeller för att kvantifiera risker med FÄ

### Modeller för kvantifiering av risker

GreenScreen® for Safer Chemicals<sup>12</sup> är en metod utvecklad i USA för jämförande farobedömning av kemikalier. The GreenScreen har alltså en liknande funktion som BASTA, och kan användas för att ranka faror med olika produkter baserade på deras kemiska innehåll, det vill säga systemet kan hjälpa kunderna att välja det mest hållbara byggproduktalternativet ur ett kemiskt perspektiv. Det innehåller dock inte en riskbedömningsmodul som tar hänsyn till användning och potentiell exponering. Metoden är uppbyggd enligt följande:

Steg 1) Utvärdera och klassificera faror:

18 endpoints på miljö- och human hälsa klassificeras på en skala från ”väldigt hög” till ”väldigt låg”.

Steg 2) Tillämpa the GreenScreen Benchmarks

Varje benchmark bestäms genom att analysera specifika kombinationer av faroklassificeringar.

Steg 3) Fatta välgrundade beslut

Benchmarkingen fungerar som en övergripande indikator på faroinnehåll, och faroklassificeringarna ger specifik information om relevanta faror. Metoden kan utifrån faroklassificeringarna användas för att ta välgrundade beslut gällande användning av kemikalier i produkter och processer.

ProScale<sup>13</sup> är en modell för att beskriva den relativa potentiella toxikologiska prestandan (risken) hos (bygg)produkter, och möjliggöra för jämförelse mellan andra produkter med identisk funktion. ProScale har utvecklats inom Europa och syftet är att vara ett komplement till livscykelanalys (LCA), Environmental Product Declarations (EPD) och PEF. Metoden är uppbyggd enligt följande:

Steg 1) Farobedömning

Där man utgår från H-fraser för de ingående ämnena som arrangerats i en bandingmodell. Dessa modifieras sedan med Occupational Exposure Limits (OEL).

Steg 2) Exponeringsbedömning

Baserad på en modell som kallas ECETOC TRA, där processkategorier (PROCs) och ämnets fysikalisk-kemiska egenskaper ger en exponering. Dessa värden modifieras med exponeringsfaktorer som baseras på typen av industri och antalet människor som arbetar inom sektorn.

Steg 3) Massflöde

Massflödet av alla ingående substanser per funktionell enhet beräknas.

Steg 4) Aggregering till produktnivå

Farobedömningen, exponeringsbedömningen och massflödet multipliceras med

---

<sup>12</sup> <http://greenscreenchemicals.org/>

<sup>13</sup> <https://www.proscale-conference.info/>

varandra, och värdet som resulterar aggregeras sedan för alla ingående kemikalier till produktnivå.

UseTox-modellen<sup>14</sup> är en internationell konsensusmodell som tagits fram med syfte att bedöma toxisk påverkan av kemikalier ur ett livscykelperspektiv. Därför är det viktigt att betona att UseTox-modellen inte bedömer faktisk risk, utan relativ risk. Vid användande av UseTox-modellen förutsätts att man vet vilka kemikalier som riskerar att spridas.

PEF och OEF: Ett företag som vill marknadsföra sina produkter som miljövänliga i flera medlemsstater inom EU möter många olika system som de måste registrera sina produkter i. Europeiska kommissionen föreslår användning av Product Environmental Footprint<sup>15</sup> (PEF) och Organisation Environmental Footprint<sup>16</sup> (OEF) som ett gemensamt system för att mäta en varus-, tjänst- eller organisations miljöprestanda under hela dess livscykel. Tanken är att det också, genom märkning, ska bli tydligare för konsumenterna vad som är miljövänliga val. PEF och OEF-information produceras med det övergripande syftet att försöka minska miljöpåverkan av varor och tjänster över kedjans alla aktiviteter (från utvinning av råvaror, genom produktion och användning, till slutlig avfallshantering). Man har testat PEF på bland annat kemikalier, mat och tillverkning av produkter (bl.a. skor). OEF har testats på bl.a. kemikalie- och papperstillverkning och energiproduktion.

I ”the chemical footprint project<sup>17</sup>” har man utvecklat ett enkätverktyg för att bedöma hur avancerat ett företags arbete med säker kemikaliehantering är. Systemet kan sägas likna ett ”ledningssystem” för kemikaliehantering så som det finns miljöledningssystem och specifika energiledningssystem. Inom projektet har det också tagits fram olika indikatorer för att mäta ett företags kemikalieavtryck. I fyra olika processteg uppmanas företagen att strukturera sitt kemikaliearbete:

- 1) Företagsnivå, policies och affärstrategier, incitament, ansvar
- 2) Kemiskt fotavtryck, mål, baseline, process
- 3) Kemikalieinventering, förbudslistor, informationskrav mot leverantörer, hantering av data, implementering av företagets vision, inventering av kemikalier och produkter med farliga ämnen
- 4) Offentlighet och verifiering, lagkrav, 3-partsgranskning, öppenhet om processer.

---

<sup>14</sup> <http://www.usetox.org/>

<sup>15</sup> <http://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/index.htm>

<sup>16</sup>

[http://ec.europa.eu/environment/eussd/pdf/footprint/OEF%20Guide\\_final\\_July%202012\\_clean%20version.pdf](http://ec.europa.eu/environment/eussd/pdf/footprint/OEF%20Guide_final_July%202012_clean%20version.pdf)

<sup>17</sup> <http://www.chemicalfootprint.org/>

## **Deklarationer och klassning för val av produkter**

Det finns många olika metoder/system/certifieringar för att klassa slutliga produkter ur ett miljömässigt perspektiv. Basta, Sunda hus och byggvarubedömningen är tre olika system för miljöbedömning av byggvaror. Även om de har lite olika infallsvinklar så är de alla farobaserade och tar ingen hänsyn till risker. Inom andra områden än byggvaror finns system som också inkluderar aspekter såsom faktorer inom tillverkningsprocessen och den sociala hållbarheten.

BASTA<sup>18</sup> är ett egendeklarationssystem där leverantörer och tillverkare av bygg- och anläggningsprodukter själva registrerar produkter som är godkända enligt BASTAs egenskapskriterier. Kriterierna ställer krav på produktens innehåll av ämnen med farliga egenskaper och leder till utfasning av ämnen med farliga egenskaper. Informationen för produkter som är godkända enligt BASTA är egentligen frånvaro av specifika ämnen som är begränsade inom BASTA. Väljer man en vara som är godkänd av BASTA intygas det att den inte innehåller ämnen som är reglerade enligt kriterierna. De krav som ställs på produkterna är i enlighet med Sveriges nationella miljömål, kemikalieinspektionens (KEMI) regler och den europeiska kemikalielagstiftningen REACH.

SundaHus<sup>19</sup> är ett system för bedömning av hälso- och miljöaspekter i bygg- och fastighetsbranschen. Produkten bedöms utifrån dokumentation från leverantören och regler satta i Kemikalieinspektionens författningssamling, KIFS, och prioriteringsguide PRIO.

Byggvarubedömningen<sup>20</sup> (BVB) bildades gemensamt av Sveriges största fastighetsägare och byggherrar för att få en enhetlig standard för miljöbedömning av varor och för att ha ett verktyg för att ställa krav och ta ansvar för ett hållbart och miljövänligt byggande. BVB bedömer varor och tillhandahåller information om varor.

eBVD<sup>21</sup> (elektronisk byggvarudeklaration) är en elektronisk byggvarudeklaration med utförlig information om en byggvara. Den ger anvisning om hur varan ska hanteras i byggskedet, bruksskedet och då den slutligen blir avfall. I byggvarudeklarationen får du också information om varans miljöpåverkan i olika stadier av dess livscykel.

EPD<sup>22</sup> (Environmental Product Declaration) är ett oberoende verifierat och registrerat dokument som ger transparent och jämförbar information om produkters

---

<sup>18</sup> <https://www.bastaonline.se/?lang=en>

<sup>19</sup> <https://www.sundahus.se/>

<sup>20</sup> <https://www.byggvarubedomningen.se/>

<sup>21</sup> <https://byggmaterialindustrierna.se/byggvarudeklaration-ebvd1-0/>

<sup>22</sup> <https://www.environdec.com/>

miljöpåverkan i ett livscykelperspektiv. Att det finns en EPD för en produkt betyder inte att den deklarerade produkten är miljömässigt fördelaktigt jämfört med alternativen - det är bara en transparent deklaration av produktens miljöprestanda.

SustainHub<sup>23</sup> är ett forsknings- och utvecklingsprojekt finansierat av EU. Målet är att skapa ett systematiskt och effektivt tillvägagångssätt för att samla efterlevnads- och hållbarhetsdata för produkter och tillverkningsprocesser genomleverantörskedjan och integrera dessa i företagens interna system och processer.

---

### **Miljökostnad**

ExternE<sup>24</sup> är ett projekt finansierat av EU med syftet att beräkna sociala- och miljömässiga vinster och kostnader från emissioner uttryckt i ekonomiska värden. Tillvägagångssättet är att föredra när man ska beräkna kostnader för luft- och ljudföroreningar. Inom ExternE används willingness to pay (WTP)-principen (betalningsviljan) för att beräkna värdet. NewExt och NEEDS är liknande värderingsmetoder och utvecklade för att förbättra ExternE. I NewExt ingår också kostnadsberäkningar för human exponering för tungmetaller och vissa viktigare organiska föreningar.

EPS<sup>25</sup> (Environmental Priority Strategies in product design) är ett system som initialt utvecklades för att användas inom produktutveckling som ett verktyg för att bedöma produkters miljöpåverkan. Systemet baseras på LCA-metoder och ett påverkansindex (kostnad/kg av substans X) beräknas, vilket beskriver kostnader relaterade till utsläpp eller användning av ett kg av en specifik substans X. I EPS-systemet uttrycks påverkansfaktorerna i form av socio-ekonomiska kostnader (eller värden) med skadeeffekter på fem särskilda objekt: mänsklig hälsa, biologisk mångfald, ekosystem produktion, naturresurser och estetiska värden.

Projektet “The Life-cycle Impact assessment Method based on Endpoint modelling (LIME)<sup>26</sup>” är ett japanskt projekt med syfte att utveckla en databas för att låta industrier utföra tillförlitliga livscykelanalyser (Itsubo et al., 2004). Inom projektet utvecklades karaktäriseringsfaktorer, skadebedömningar och viktningfaktorer. Liksom EPS-systemet är LIME baserat på livscykelmetodik. Den monetära värderingen i LIME baseras på kombinerade analyser där ungefär 500 respondenter har tillfrågats vad de är villiga att betala (WTP, willingness to pay) för att undvika försämring för fyra olika skyddsvärden; mänsklig hälsa, sociala tillgångar, råvaruproduktion och mångfald.

---

<sup>23</sup> <http://www.sustainhub-research.eu/>

<sup>24</sup> [http://www.externe.info/externe\\_d7/](http://www.externe.info/externe_d7/)

<sup>25</sup> <http://www.gabi-software.com/international/support/gabi/gabi-lcia-documentation/environmental-priority-strategies-eps/>

Et<sup>26</sup> [https://www.researchgate.net/publication/309563014\\_LIME2\\_Life-cycle\\_impact\\_assessment\\_method\\_based\\_on\\_endpoint\\_modeling](https://www.researchgate.net/publication/309563014_LIME2_Life-cycle_impact_assessment_method_based_on_endpoint_modeling)

Jämförelser mellan ExternE, LIME, EPS: modellerna ger ganska lika resultat. Biodiversitet inkluderas endast i två av metoderna: EPS och LIME.

### **Kemikalier i den cirkulära ekonomin-IVLs val av modeller**

Ett IVL-internt arbete med att ta fram en metod för att visa på kemikalierisk och resurseffektivitetsnytta (nyttan av återvinning) har nyligen gjorts. I arbetet har olika modeller utvärderats med avseende på bland annat användbarhet och internationella acceptans. Modellen kan användas som ett beslutsunderlag för att fatta beslut kring om ett material bör återvinnas, och kanske i vilken typ av applikation.

IVL använder sig av livscykelanalys (LCA) i mjukvaran GaBi<sup>27</sup> för att beräkna produkters miljöpåverkan i olika miljöpåverkanskategorier. En relativ risk för kemikaliepåverkan över produktens hela livscykel beräknas med UseTox (som finns kopplat till GaBi). För att få ut meningsfulla resultat krävs att den som använder modellen vet vilka kemikalier som är relevanta att ta med, och att dessa kemikalier finns i UseTox databas. Eftersom detta sällan är fallet, särskilt för återvunna material, så krävs expertis och kemanalys ofta för att ta reda på vilka kemikalier som är relevanta att leta efter och sedan analysera för. Bättre spårbarhet av kemikalier i material skulle underlätta detta arbete mycket. Miljöpåverkan av de olika miljöpåverkanskategorierna värderas monetärt ur ett samhällsekonomiskt perspektiv där miljö och humantoxikologiska effekter prissätts med hjälp av EPS (som finns kopplat till GaBi). För att ett återvinningsförfarande ska vara hållbart ur ekonomisk synpunkt ingår även företagsekonomiska aspekter i analysen. Här inkluderas det som företaget, myndigheten eller upphandlaren är intresserad av. Det kan vara produktens hållbarhet, inköpspris på råvaran eller produktionskostnader.

---

<sup>27</sup> <http://www.gabi-software.com/sweden/index/>

## Baksidetext

Syftet med rapporten är att ge viss vägledning för myndigheter och projektfinansiärer i prioriteringsarbete, liksom att ge en överskådlig och lättförståelig analys och bedömning av ”här finns potentialen” för en ökad och säker materialåtervinning av plast i Sverige.

Resultaten pekar mot att potentialen för ökad materialåtervinning av plast i Sverige är relativt stor, samtidigt som en god kontroll över förekomsten av farliga ämnen finns. Baserat på analyserna har vi funnit att potentialen är störst för förpackningar (både från hushåll och från verksamheter), plast som uppkommer vid byggnation (inklusive installationspill) och plast från fordon. För flera av dessa plastavfallsströmmar, särskilt plast från förpackningar, uppgår det presumtiva marknadsvärdet av den totalt upparbetade och återvunna plastråvaran till miljardbelopp per år.

# Ökad plaståtervinning – potential för utvalda produktgrupper

Baserat på ekonomi, tillgång, klimateffekt  
och förekomst av farliga ämnen

RAPPORT 6844

NATURVÅRDSVERKET  
ISBN 978-91-620-6844-8  
ISSN 0282-7298

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

Syftet med rapporten är att ge viss vägledning för myndigheter och projektfinansiärer i prioriteringsarbete, liksom att ge en överskådlig och lättförståelig analys och bedömning av ”här finns potentialen” för en ökad och säker materialåtervinning av plast i Sverige.

Resultaten pekar mot att potentialen för ökad materialåtervinning av plast i Sverige är relativt stor, samtidigt som en god kontroll över förekomsten av farliga ämnen finns. Baserat på analyserna har vi funnit att potentialen är störst för förpackningar (både från hushåll och från verksamheter), plast som uppkommer vid byggnation (inklusive installationspill) och plast från fordon. För flera av dessa plastavfallsströmmar, särskilt plast från förpackningar, uppgår det presumtiva marknadsvärdet av den totalt upparbetade och återvunna plastråvaran till miljardbelopp per år.

