



Nr C 694
Augusti 2022



Klimatnyttan med materialåtervinning av byggavfall

Jurate Miliute-Plepiene (IVL), Hanna Unsbo (IVL); Jan-Olov Sundqvist (IVL)



På uppdrag av: Återvinningsindustrierna

Författare: Jurate Miliute-Plepiene (IVL), Hanna Unsbo (IVL); Jan-Olov Sundqvist (IVL)

Medel från: Återvinningsindustrierna

Bild: från Shutterstock

Rapportnummer C 694

ISBN 978-91-7883-402-0

Upplaga Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© **IVL Svenska Miljöinstitutet 2022**

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm

Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	4
Summary	10
Förkortningar	15
Introduktion	16
Vilka avfallsfraktioner utvärderar vi?.....	16
Metod och genomförande.....	17
Livscykelanalys	17
Transporter	21
Avgränsningar	21
Kort om avfallsinsamling och materialåtervinning.....	23
Resultat	30
Referenser.....	37
Bilagor (antagande).....	40

Sammanfattning

Syftet med projektet har varit att ta fram klimatnyckeltal för materialåtervinning av 15 bygg- och rivningsfraktioner jämfört med jungfrulig produktion. Energiutvinning som ett alternativ till materialåtervinning har också inkluderats för enstaka avfallsfraktioner.

Slutresultaten presenteras i tabellen nedan, vilken kan användas på olika sätt:

- 1) direkt för totalt klimatpåverkan beräknat som CO₂e utsläpp per ton insamlat avfall (del T),
- 2) som underlag för att räkna ut de totala utsläppen med specifika utsläpp från transportsdelen genom att addera mellanliggande beräkning för utsläpp utan avfallstransport (del A) med schablon för ton CO₂e per ton*km (del B) multiplicerad med avfallets transportsträcka (km):

$A+B*10^{-6} * \text{transport sträckor för avfallet (i km)}$

Negativa CO₂e-utsläpp indikerar **klimatnytta** medan positiva indikerar på en **klimatpåverkan**.

Slutresultat ton CO₂e per ton producerat avfall och mellanliggande beräkningar.

Avfallsfraktion	Behandlingsmetod	Typ av avfall som resultatet gäller	TOTALT ton CO ₂ e/ ton av avfall (FE) (T) ¹ T=A+B*10 ⁻⁶ *transport sträckan (i km)	UTAN avfallstransport ton CO ₂ e/ton (A)	Schabloner för transport, gram CO ₂ e/tkm (B)	
					Lastbil 20-26 t (bruttotonnage)	Lastbil med släp 34-40 t (bruttotonnage)
Gipsavfall	Materialåtervinning	Bygg- och rivningsavfall, bara för återvinningen för produktion av nya gipsskivor	-0,05**	-0,06	84	55
Mineralull (byggspill)	Materialåtervinning	Bara installationspill (Rent installationspill) till tillverkning av ny isolering	-0,1***	-0,3***	340	236
Träavfall	Materialåtervinning (teoretisk): Spånskivan ersätter (STD - skiva)	Bygg- och rivningsavfall (icke farligt träavfall). Spånskivan	N/A	-0,11	-	-

¹ Beräkningar av resultat T baseras på de antaganden som anges i Tabell 3

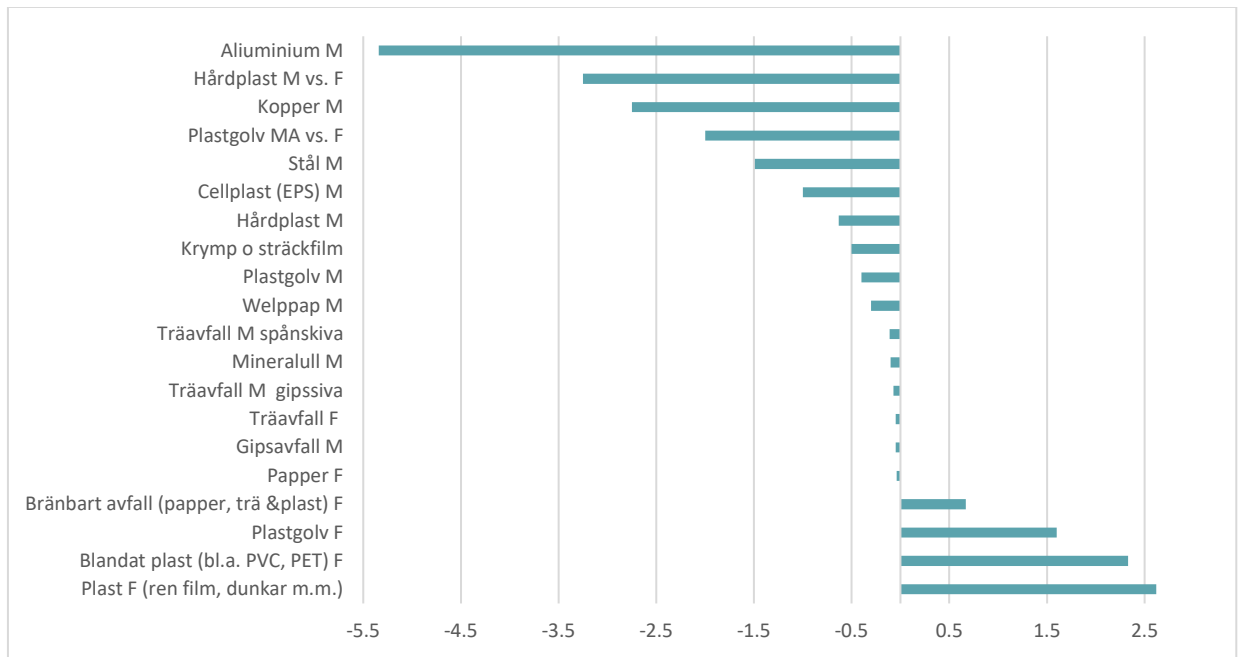
Avfallsfraktion	Behandlingsmetod	Typ av avfall som resultatet gäller	TOTALT ton CO ₂ e/ ton av avfall (FE) (T) ¹ T=A+B*10-6 *transportsträckan (i km)	UTAN avfallstransport ton CO ₂ e/ton (A)	Schabloner för transport, gram CO ₂ e/tkm (B)	
					Lastbil 20-26 t (bruttotonnage)	Lastbil med släp 34-40 t (bruttotonnage)
		ersätter (STD ² -skiva)				
	Materialåtervinning (teoretisk): Spånskivan ersätter gipsskiva	Bygg- och rivningsavfall (icke farligt träavfall). Spånskivan ersätter gipsskiva	N/A	-0,07	-	-
	Energiutvinning	Bygg- och rivningsavfall	-0,056	-0,06	84	55
Metallskrot	Stål, Materialåtervinning	Bygg- och rivningsavfall	-1,49	-1,52	84	55
	Al, Materialåtervinning	Bygg- och rivningsavfall	-5,34	-5,42	84	55
	Cu (ej kablar), Materialåtervinning	Bygg- och rivningsavfall	-2,75	-2,83	84	55
Hårdplast	Materialåtervinning	Bygg- och rivningsavfall	-0,63	-0,74	126	74
	Materialåtervinning vs. energiutvinning	Bygg- och rivningsavfall	-3,24	-	-	-
	Energiutvinning	Bygg- och rivningsavfall	2,61	2,60	126	74
Krymp- och sträckfilm (LDPE)	Materialåtervinning	Bygg- och rivningsavfall	-0,5	-0,61	158	74
Plastgolv (PVC) (installations spill)	Materialåtervinning	Rent installationsspill, ersätter nytt plastgolv	-0,4**	N/A	126	74

² standardspånskiva

Avfallsfraktion	Behandlingsmetod	Typ av avfall som resultatet gäller	TOTALT ton CO ₂ e/ ton avfall (FE) (T) ¹ T=A+B*10-6 *transportsträckan (i km)	UTAN avfallstransport ton CO ₂ e/ton (A)	Schabloner för transport, gram CO ₂ e/tkm (B)	
					Lastbil 20-26 t (bruttotonnage)	Lastbil med släp 34-40 t (bruttotonnage)
	Energiutvinning	Bygg- och rivningsavfall	1,6**	-	126	74
	Materialåtervinning mot energiutvinning	Rent installationsspill	-2	-	-	-
Cellplast	Materialåtervinning	Rent installationsspill	-1,0	N/A	1189	825
Plast (ren film, dunkar m.m.)	Energiutvinning	Bygg- och rivningsavfall	2,61	2,6	126	74
Blandad plast blandat (bl.a. ingår PVC, PET)	Energiutvinning	Bygg- och rivningsavfall	2,32	2,31	126	74
Brännbart avfall (papper, trä och plast)	Energiutvinning	Bygg- och rivningsavfall	0,661	0,66	84	55
Glas (fokus på icke förpackningar, planglas)	Materialåtervinning	Bygg- och rivningsavfall	-0,44	-0,55	84	74
Wellpapp	Materialåtervinning	Bygg- och rivningsavfall	-0,3	-0,33	84	55
Papper	Energiåtervinning	Bygg- och rivningsavfall	-0,04	-0,05	84	55

**Insamlingen finns med i det totala värdet

*** mycket osäkert värde



Avfallsfraktionernas klimatnytta eller klimatnyttan i ton CO₂e per ett ton av avfall. F = fraktioner till energiutvinning, M = fraktioner till materialåtervinning.

Avgränsningar och användning av resultat

- Studien är en generisk utvärdering av materialåtervinning med antagande att avfallshanteringen sker i Sverige. Ersatta jungfruliga material antas i de flesta fall vara producerade i Sverige eller i Europa, i enstaka fall används globala data beroende på datatillgänglighet och hur värdekedjor ser ut. Resultatet är inte fallspecifikt (beroende på avfallsåtervinnare, specifika transporteringssträckor) utan beräkningarna är generella och den faktiska klimatpåverkan kan skilja mellan olika återvinnare och kunder.
- Studien ska inte ses som en fullskalig LCA-analys, utan snarare som en mallbaserad utvärdering som illustrerar storleken och omfattningen av klimatnyttan som materialåtervinning av olika material medför.
- Förutom fraktionerna "plastgolv" och "gipsavfall" är det inga andra fraktioner som inkluderar transporter vid insamling eftersom det kan bli betydande skillnader mellan olika aktörer. Dessa bör adderas separat vilket kan göras genom de schabloner som tagits fram för transporter per 1 ton avfall eller egna beräkningar anpassande till ett specifikt fall. I allmänhet rekommenderas användning av reella och fallspecifika data om sådana finns tillgängliga. Data som denna studie utgår ifrån bedöms vara konservativa.
- Transportsträckor (som används i beräkningen av de totala utsläppen) är i de flesta fall konservativt antagna och icke viktade enligt andel avfall som skickas till olika återvinnare. Därför rekommenderas användning av mer specifika data angående transporter när det är möjligt.
- Våra beräkningar ger ibland mer konservativa resultat i jämförelse med andra studier (till exempel konsekvens-LCA). Detta eftersom vi i studien använder genomsnittlig

energiutvinning från avfall och ersätter biobränsle samt svensk elmix (medel). Om studien i stället skulle ersätta fossila bränslen (naturgas, olja eller kol) skulle resultatet bli annorlunda, och ge större klimatnytta vid energiutvinning då avfallsenergi ersätter fossil energi.

- Ofta består de insamlade fraktionerna som går till materialåtervinning (isolering, plastgolv, EPS) av mycket rent installationsspill. För motsvarande fraktioner från rivning av byggnader finns inte ett sådant alternativ och vårt resultat bör därför inte användas för rivningsavfall. Materialåtervinning av träavfall är en helt teoretisk uppskattning eftersom det inte finns någon materialåtervinningsanläggning i drift i dagsläget.
- Resultaten är överslagsmässiga och baserade på resultat från flera olika källor – ibland med mycket skilda resultat. I vissa fall har schabloner eller grova uppskattningar använts. Det blir därför en variation i datakvalitet mellan de olika fraktionerna:
 - Resultaten för gipsavfall, plastgolv (installationsspill) samt alla fraktioner till energiutvinning är baserad på relativt bra underlag (t ex direkt återkoppling från svensk återvinnare eller tillgång till rätt säkra tidigare fullständiga LCA-studier eller vetenskapliga artiklar). Dessa fraktioners resultat anses relativt säkra i jämförelse med andra fraktioner.
 - Resultatet av materialåtervinning av isolering, cellplast och wellpapp anses mest osäkra. Detta då dessa exempelvis baseras på flera antaganden utifrån expertbedömningar då återkoppling från återvinnare inte har erhållits. Dessutom kan det finnas skillnader i processer eller mängder rejekt mellan olika aktörer.
 - För wellpapp antas materialet ersätta produktion av wellpapp som i mycket hög grad produceras av återvunnen wellpapp, dvs. icke helt jungfrulig produktion, och därför anses underskattad.

Huvudresultat

- Materialåtervinning medför klimatnytta vilket presenteras som negativa utsläpp av CO₂e i jämförelse med energiutvinningen med positiva resultat (för plast eller blandat avfall) vilket betyder klimatpåverkan. Energiutvinningen av trä och papper medför klimatnytta för trä och papper men i mindre utsträckning än återvinning.
- Generellt har avfallstransporter en relativt liten påverkan på de totala utsläppen per ton insamlat avfall. Även för gipsavfall som i jämförelse med andra fraktioner har lägst klimatnytta per ton insamlat avfall, kan man transportera avfallet genom nästan hela Sverige innan det övergår till en klimatpåverkan. För aluminium skulle man kunna köra materialet mer än två gånger runt jorden innan utsläppen blir positiva, vilket betyder att materialåtervinningen övergår till att ha en klimatpåverkan i stället för klimatnytta (se tabellen nedan).

Vikt av transporter: så långt avfallet kan transporteras innan materialåtervinningen övergår från en klimatnytta till en klimatpåverkan. F = fraktioner till energiutvinning, M = fraktioner till materialåtervinning.

Fraktioner	km
Papper F	800
Träavfall F	1 100
Gipsavfall M	1 200
Träavfall M gipsskiva	1 300
Mineralull M	1 300
Träavfall M spånskiva	2 000
Wellpapp M	6 400
Glas M	10 000
Krymp och sträckfilm M	8 200
Hårdplast M	10 000
Stål M	27 500
Kopper M	51 500
Aluminium M	98 500

- Transporter blir mer viktiga när skillnaderna mellan jungfruligt och återvunnet material inte är så stora (till exempel för gipsavfall). För lätta fraktioner spelar avfallstransporter större roll (till exempel för isolering, cellplast och plast) i synnerhet om de inte komprimeras och maximalt möjlig last kan inte uppnås. I schabloner antar vi att de lätta fraktionerna är icke komprimerade. För tyngre fraktioner spelar transporterna mindre roll per ton.
- Rejektandelen i återvinningsprocesser påverkar resultatet i större utsträckning (mindre klimatnytta) om rejekt består av fossilbaserade material. Ett exempel är rejekt från plaståtervinning som går till energiutvinning.
- Denna studie speglar bara klimatnyttan eller klimatpåverkan vid avfallshanteringen. Man får inte glömma att materialåtervinningen även ger andra miljönyttor, dvs förutom att minska den globala uppvärmningen kan också andra positiva, till exempel lokala effekter, uppnås. Exempel på sådana effekter är minskade luft-, land- och vattenföroreningar (i jämförelse med deponering och energiutvinning). Detta har inte studerats i projektet. Ett exempel är gipsåtervinning som inte medför stor klimatnytta i jämförelse med andra fraktioner men som utifrån ett resursbesparings- och andra miljöaspekters perspektiv kan anses vara betydligt mer fördelaktigt. Ett alternativ i stället för materialåtervinning av gips är i dag deponering av gips (det vill säga en förlust av resurser) eller energiutvinning (vilket medför förlust av resurser och försurande utsläpp).

Summary

The purpose of the study was to find carbon footprints for material recycling of 15 construction and demolition waste fractions in comparison to virgin production. Incineration as an alternative to recycling was also included for some waste fractions.

The final results are presented in the table below. The result can be used

- 1) directly as an indicator of the total climate impact in CO₂e per tonne of waste collected (part T).
- 2) by using intermediate calculations (the emissions without waste transport (part A)) by adding case-specific distances and standard emission intensities per tonne-km (part B) multiplied by distances (km):

$A+B*10^{-6}$ *transport distances for the waste (in km).

Negative CO₂e emissions indicate climate benefits, while positive – climate impacts.

Final result: ton CO₂e per ton of produced waste and intermediary calculations.

Waste fraction	Main treatment method	Results applies to	TOTAL ton CO ₂ e/ ton of waste (FE)	WITHOUT waste transports (A), ton CO ₂ e/ton (without waste transport)	Carbon intensities of transport, (gram CO ₂ e/tkm) (B)	
					Truck 20-26 t (brutto)	Truck with trailer 34-40 t (brutto)
Plaster board waste	recycling	C&DW**, but only for material recycling for production of new plasterboard	-0.05**	-0.06	84	55
Mineral wool waste	recycling	Only for clean installation waste (IW)	-0.1***	-0.3***	340	236
Wood waste	material recycling (theoretical)	C&DW (non-hazardous wood waste). Recycled particleboard replaces (1) standard chipboard (STD board)	N/A	-0.11	-	-
	recycling (theoretical)	C&DW (non-hazardous wood waste). Recycled particleboard replaces 2) the plasterboard	N/A	-0.07	-	-
	incineration	C&DW	-0.06	-0.06	84	55

Waste fraction	Main treatment method	Results applies to	TOTAL ton CO ₂ e/ ton of waste (FE)	WITHOUT waste transports (A), ton CO ₂ e/ton (without waste transport)	Carbon intensities of transport, (gram CO ₂ e/tkm) (B)	
					Truck 20-26 t (brutto)	Truck with trailer 34-40 t (brutto)
Metal waste	Steel: recycling	C&DW	-1.49	-1.52	84	55
	Al: recycling	C&DW	-5.34	-5.42	84	55
	Cu (non-cables): recycling	C&DW	-2.75	-2.83	84	55
Hard plastic waste	Recycling	C&DW	-0.63	-0.74	126	74
	Incineration	C&DW	2.61	2.6	126	74
	<i>Diff. recycling vs incineration</i>	<i>C&DW</i>	-3.2	-	-	-
Shrink and stretch film (LDPE)	recycling (mechanical)	C&DW	-0.5	-0.61	158	74
PVC floor waste (installation waste)	recycling (mechanical)	Only clean installation waste (IW), replacement of new PVC floor	-0.4**	N/A	126	74
	incineration	C&DW	1.6**	-	126	74
	<i>recycling vs incineration</i>	<i>IW</i>	-2	-	-	-
Cellular plastic	material recycling (mechanical)	IW	-1.0	N/A	1189	825
Plastic (clean film, cans, etc.)	Incineration with energy recovery	C&DW	2.61	2.6	126	74
Blandad plast blandat (bl.a. ingår PVC, PET)	Incineration with energy recovery	C&DW	2.32	2.31	126	74
Brännbart avfall (papper, trä och plast)	Incineration with energy recovery	C&DW	0.66	0.66	84	55

Waste fraction	Main treatment method	Results applies to	TOTAL ton CO ₂ e/ ton of waste (FE)	WITHOUT waste transports (A), ton CO ₂ e/ton (without waste transport)	Carbon intensities of transport, (gram CO ₂ e/tkm) (B)	
					Truck 20-26 t (brutto)	Truck with trailer 34-40 t (brutto)
Glas (fokus på icke förpackningar, planglas)	Recycling	C&DW	-0.44	-0.55	84	74
Corrugated cardboard waste	Recycling	C&DW	-0.3	-0.33	84	55
Paper	Incineration with energy recovery	C&DW	-0.04	-0.05	84	55

*C&DW - construction and demolition waste, IW – clean installation (construction) waste

Waste collection included in the total value, * very uncertain value

Limitations and uncertainties

- The study presents the benefits of waste recycling in the Swedish context. Virgin resources replaced by recycling are in most cases assumed to be produced in Sweden or in Europe. In marginal cases global data are used depending on data availability and specific market. The results regarding climate impacts or benefits are generic and might not be representative for specific characteristics of a particular recycler or customers. **The study should not be treated as a full-scale LCA analysis, but rather as a template-based evaluation illustrating the size and range of climate implications of recycling different materials.**
- Apart from the "Plastic floor" and "Plaster board" fractions, no other fractions consider emissions from the waste collection stage, as there can be significant differences between different actors. These emissions should be added separately using templates developed for transport per 1 ton-km of waste transportation or based on own calculations adapted for a specific case. Preferably, case-specific data should be used.
- Transport distances in most cases were based on conservative assumptions and not weighted according to the proportion of waste sent to different recyclers. Therefore, the use of more specific data regarding transport is recommended whenever possible.
- The results from this study only show fractions that are sent to treatment, which has been specified for each fraction. Neither the average national handling nor incorrect sorting are included in the calculations. For example, if incorrectly sorted or source-sorted insulation waste is sent to landfills (sometimes called "landfill coverage"), our calculations linked to material recycling of insulation cannot be used. Another example is that material recycling of gypsum waste reflects the recycling for the purpose of manufacturing gypsum boards and does not apply to material recycling for soil improvement.

- Our calculations sometimes give more conservative results in comparison with other studies (for example, consequential LCAs). This is because the study uses average energy recovery from waste and replaces biofuel and the Swedish electricity mix. If the study would have assumed the replacement of fossil fuels instead (natural gas, oil or coal), the results would be different, and indicate greater climate benefits from incineration as waste energy replaces fossil energy.
- Often the collected fractions that go to material recycling (insulation, plastic floor, EPS) contain very clean installation waste. For corresponding fractions from demolition of buildings, there is no such alternative. Material recycling of wood waste is a completely theoretical estimate since at present there is no material recycling plant in operation.
- The results are approximate and based on results from several sources - sometimes with very different results. In some cases, templates or rough estimates were used. There will therefore be a variation in data quality between different fractions:
 - The results for gypsum waste, plastic floors (installation spills) and all fractions for incineration are based on relatively good estimates (e.g., direct feedback from Swedish recyclers or had access to fairly solid previous complete LCA studies or scientific articles). The results of these fractions are considered relatively certain in comparison with other fractions.
 - The result for material recycling of mineral wool, cellular plastic and corrugated cardboard is considered the most uncertain. These were due to many assumptions based on expert assessments due to absent feedback from contacted recyclers. In addition, there may be differences in processes or amounts of rejects between different actors.
 - For corrugated board, the material is assumed to replace the production of corrugated board which to a very large degree is produced from recycled corrugated board, i.e., not entirely virgin production, and therefore considered underestimated.

Main findings

- Material recycling usually brings about climate benefits, which is presented as negative CO₂e emissions in comparison with the incineration with positive emissions, in particular, for plastic or mixed burnable. The incineration of wood and paper has a climate benefit, but to a lesser extent than their recycling.
- In general, waste transports have a relatively small impact on the total emissions per tonne of waste collected. Transport becomes more important when climate impact differences between virgin production and waste processes are not large (e.g., gypsum waste). For light fractions, waste transports play a greater role per ton of waste (e.g., mineral wool, cellular plastic), especially if they are not compressed and the maximum possible payload cannot be achieved. In templates we assumed that the light fractions are not compressed. For heavier fractions, transport plays less of a role per tonne.
- The share of reject in recycling processes affects the result to a greater extent (reducing climate benefit) if reject consists of fossil-based materials. For example, rejects from plastic recycling that go to incineration.



- This study only reflects climate effects or impact on waste management. We must not forget that besides climate effects recycling also provides other environmental benefits including local effects. For instance, air, land and water pollution (compared to landfill and incineration) were not studied. For example, plasterboard (gypsum) recycling does not lead to significant climate benefits in comparison with other fractions, but from a resource saving perspective it can be advantageous. Alternatives to material recycling of gypsum is landfilling (thus, loss of resources) or incineration (thus, acidifying emissions).



Förkortningar

CO ₂ e	Koldioxidekvivalenter
EPD	Environmental Product Declaration – Miljövarudeklaration
HDPE	Polyeten med hög densitet
LDPE	Polyeten med låg densitet
LCA	Livscykelanalys
PP	Polypropen
PS	Polystyren
PVC	Polyvinylklorid
PET	Polyetylentereftalat

Introduktion

Byggsektorn genererar cirka 14 miljoner ton avfall årligen i Sverige. Detta motsvarar runt en tredjedel av allt avfall (gruvavfall exkluderat) som uppstår i samhället och gör byggbranschen till ett av de verksamhetsområden som skapar mest avfall³. Sedan 2021⁴ ska bygg- och rivningsavfall sorteras i minst sex fraktioner: trä, mineraler (till exempel betong, tegel, klinker, keramik eller sten), metall, glas, plast och gips. Det innebär att möjligheten att samla renare fraktioner ökar samtidigt som materialåtervinningen kan underlättas. Materialåtervinning är inte bara ett effektivt sätt för oss att nyttja viktiga naturresurser bättre utan också ett sätt att minska klimateffekterna kopplat till jungfrulig produktion av råmaterial.

Syftet med projektet har varit att ta fram nyckeltal för klimatpåverkan kopplat till materialåtervinning jämfört med jungfrulig produktion. En del av annan behandling och dess klimatpåverkan har också inkluderats i studien.

Vilka avfallsfraktioner utvärderar vi?

Denna studie omfattar sammanlagt 19 fraktioner. Fraktionerna anges i Tabell 1 med motsvarande Beast artikelnummer.

Tabell 1. Byggavfallsfraktioner i fokus i denna studie och dess motsvarande Beast artikelnummer⁵

Avfallsfraktioner	Beast artikelnummer som data ska gälla för
Gips till materialåtervinning	0901010 (ren gips)
Isolering av stenull	1500030 (stenull)
Trä till materialåtervinning (teoretisk)	0301010 obehandlat trä
Trä till energiutvinning	0301010 obehandlat trä
Metallskrot (stål) till materialåtervinning	0501010 armering 0501020 rivarmering 0501030 balk 0503040 rostfritt
Metallskrot (Al) till materialåtervinning	0503030 aluminium
Metallskrot (koppar) till materialåtervinning	0503010 koppar
Hårdplast till materialåtervinning	0401010 plaströr 0402030 hårdplast monofraktion
Mjukplast: Krymp och sträckfilm (LDPE) till materialåtervinning	0402010 mjukplast LDPE - transparent 0402020 mjukplast LDPE - färgad
Mjukplast: plastgolv (PVC) (installationspill till materialåtervinning)	0401020 plastgolv
Cellplast/EPS till materialåtervinning	0401040 cellplast/EPS

³ Naturvårdsverket, Avfall i Sverige 2018. Uppkomst och behandling. 2020

⁴ Enligt 3 kap 10 § avfallsförordningen (2020:614)

⁵ Baseras på BEAST listan reviderad 2022/05/27, hämtad från <https://www.recycling.se/beast>

Avfallsfraktioner	Beast artikelnummer som data ska gälla för
Plast (ren film t ex dunkar m.m) till energiutvinning	
Blandad plast blandat till energiutvinning (bl.a. ingår PVC, PET)	
Brännbart avfall (blandning av papper, trä och plast) till energiutvinning	
Glas (fokus på icke förpackningar, planglas) till materialåtervinning	0701010 glas, obehandlat
Wellpapp till materialåtervinning	0602020 wellpapp
Papper till energiåtervinning	0602020 wellpapp, 0601010 kontorspapper, 0602030 Tidningar/reklam/kataloger

En del av resultatet kan användas för andra verksamhetsavfall än bygg- och rivningsavfall så länge materialsammansättning, andel och sammansättning av rejekt samt andra parametrar stämmer med de antaganden som applicerades i denna studie. Sådana exempel kan vara wellpapp till återvinning (ej bygg- eller rivningsavfall), papper till energiutvinning, metallskrot samt blandad plast till energiutvinning.

Metod och genomförande

För de valda fraktionerna gjordes en sammanställning baserad på data från litteratur, egna data samt expertbedömningar. I vissa fall valdes en eller flera modellprodukter eller modellsubstanter som fick representera avfallsfraktioner som annars är svåra att beskriva. För varje fraktion undersöktes klimatnyttan eller klimatbelastningen från materialåtervinning eller energiutvinning.

Livscykelanalys

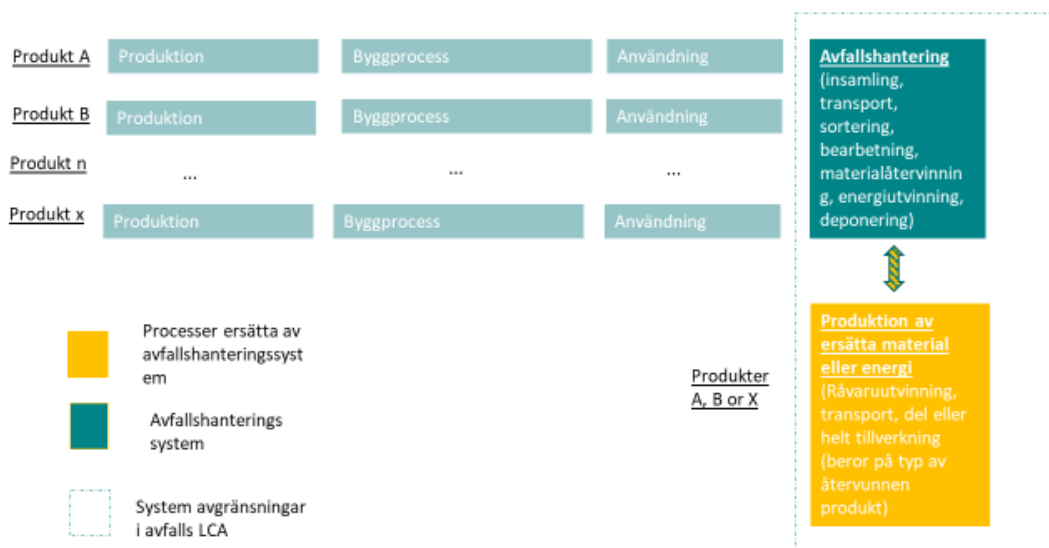
Livscykelanalys eller Life Cycle Assessment (LCA) är en metod för att åstadkomma en helhetsbild av miljöpåverkan av en produkt under hela dess livscykel. Det vill säga från råvaruutvinning, tillverkningsprocesser, användning samt avfallshantering, inklusive alla transporter och all energiförbrukning i alla led. Miljöbelastningen uppskattas genom att beräkna alla inputs (exempelvis material och energi) och outputs (utsläpp, avfall) från det studerade systemet. Inventerade inputs och outputs kan sedan kännetecknas i olika typer av miljöpåverkan som till exempel global uppvärmning, toxicitet kopplat till mänsklig hälsa eller ekosystem samt övergödning.

Det finns olika typer av LCA beroende på syftet med studien. För utvärdering av produkters- eller tjänsters miljöpåverkan används ofta ett "cradle-to-grave" perspektiv. Ett sådant perspektiv tar hänsyn till produktens hela livscykel, från utvinning av råvaror till och med sluthantering av avfallet. Detta används ofta för LCA:er av produkter, exempelvis används det för Miljövarudeklarationer (EPD:er). Ett annat vanligt förekommande perspektiv är "cradle-to gate" som inkluderar en partiell livscykel, från utvinning av råvaror tills färdiga produkter är klara för leverans vid anläggningens port. Ett exempel av alla LCA steg enligt EN 15804 standard presenteras i Figur 1.

PRODUCT STAGE			CONSTRUCTION PROCESS STAGE		USE STAGE							END OF LIFE STAGE				BENEFITS AND LOADS BEYOND THE SYSTEM BOUNDARIES
Raw material supply	Transport	Manufacturing	Transport from the gate to the site	Assembly	Use	Maintenance	Repair	Replacement	Refurbishment	Operational energy use	Operational water use	De-construction demolition	Transport	Waste processing	Disposal	Reuse-Recovery-Recycling-potential
A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	C1	C2	C3	C4	D

Figur 1. Alla LCA steg för byggprodukter enligt EN 15804 standard (One Click LCA, 2022).

Utvärdering av klimat- och miljönytta från avfallshantering har ett annat syfte än utvärdering av en produkt. Den funktionella enheten brukar vara hantering av en viss mängd (till exempel 1 ton eller x ton producerat avfall per år) avfall. Avfallet är ofta en blandning av olika produkter med olika miljöpåverkan innan det blir till avfall men systemet startar vid avfallsproduktion. Även om avfallet är källsorterat för materialåtervinning kommer det alltid innehålla en del föroreningar som inte kan materialåtervinnas. Detta material kallas rejekt och går till materialåtervinning, energiutvinning, deponering eller en blandning av dessa metoder. I avfallshanteringssystem ingår även transporter kopplat till insamling från avfallsproduktionsplats tills omlastning och/eller sorteringsanläggning samt vidare transport till den slutgiltiga anläggning (materialåtervinning, energiutvinning eller deponering). Vid avfallshantering produceras ofta sekundärt material eller energi som kan påverka utsläpp från ett annat system (så kallat bakgrundssystem). Till exempel, återvunna sekundära material kan ersätta jungfrulig produktion och på så sätt "minska" de totala utsläppen av exempelvis koldioxid. För att räkna miljönyttan från materialåtervinning används en metod som kallas "systemexpansion". I denna metod jämförs påverkan för de material som erhålls från materialåtervinningen med påverkan från motsvarande påverkan från jungfrulig produktion i bakgrundssystemet. Ett förenklat schema över systemavgränsningar i en avfallsrelaterad LCA presenteras i Figur 2.



Figur 2. System avgränsningar i "avfalls" LCA (egen bild)

I denna studie är den funktionella enheten (FE) avfallsbehandlingen av ett ton avfall (materialåtervinning och energiutvinning). Startpunkten för detta system, och därmed inom systemgränsen, är vid det tillfälle då ett avfall produceras. Fokus ligger främst på byggavfall men även annat verksamhetsavfall.

Box 1. Beräkningar av klimatnyttan från avfallsbehandling.

Klimatnyttan eller påverkan vid avfallsbehandling beräknas som CO₂e:

ton CO₂e = CO₂e avfallshantering – CO₂e ersatta produkter.

Det vill säga utsläpp av klimatgaser från avfallsbehandlingen eller materialåtervinningen minus klimatpåverkan från jungfrulig framställning av de produkter som ersätts.

Ett negativt resultat betyder att materialåtervinningen medför klimatnytta medan ett positivt resultat innebär en klimatbelastning för den återvunna/behandlade fraktionen.

För plasten jämförs även materialåtervinning med energiutvinning genom att räkna skillnaden i klimatpåverkan utifrån följande:

CO₂e = CO₂e materialåtervinning – CO₂e energiutvinning

Det är inte alltid "produktion av att ersätta material" motsvarar produktionen som ingår i den enskilda produktens LCA (se Figur 1 och Figur 2). Detta beror på att avfallsfraktioner ofta är en blandning av olika produkter (vissa tillverkade i Sverige och vissa tillverkade utomlands). Dessutom är det inte alltid samma produkter som man får ut från materialåtervinningen jämfört med den jungfruliga produktionen. Ett exempel på detta är materialåtervinning av gipsskivor vilket antingen kan användas för att tillverka nya gipsskivor eller för att framställa jordförbättringsmaterial. Om återvunnet gips används till nya gipsskivor kommer dessa ersätta konventionell produktion av jungfruligt gips, inklusive transporter till tillverkningsanläggning och energiförbrukning. Om återvunnet gips används som jordförbättringsmaterial kommer detta ersätta användningen av fosfor och kalk och motsvarande utvinning och transport av dessa (fosfor, kalk) material och medföljande utsläpp.

Vilka steg som ingår i "produktionen" i en avfallsrelaterad LCA-studie skiljer sig mellan olika avfallsfraktioner. Till exempel, vid träåtervinning är spånskivor slutprodukt, vilket kan ersätta såväl gipsskivor som spånskivor. Ifall antagandet görs att det är gipsskivor som ersätts kommer erhållna återvunna material jämföras med tillverkningsprocess av gipsskivor (Figur 1). För många fraktioner räcker det dock att inkludera alla delprocesserna i den jungfruliga tillverkningen, inklusive transporter och energiförbrukning, tills man "uppnår" samma slutprodukt. Med andra ord när processer och motsvarande utsläpp inte längre skiljer sig mellan det jungfruliga materialet och det återvunna materialet. De processer och antagande som ingår i denna studie för respektive avfallsfraktion anges i bilagor.

LCA studier delas generellt upp i "bokförings-LCA" och "konsekvens-LCA" beroende på syftet med studien. Vi har valt "bokförings-LCA" som är den vanligaste metoden i många liknande avfallstudier, till exempel (Miliute-Plepiene, Sundqvist, Stenmarck, & Zhang, 2019; Sundqvist & Palm, 2010b). Bokförings-LCA använder genomsnittsdatabaser för produktion, material och energi på en global, regional eller nationell nivå. Det innebär att vi får ett mer konservativt resultat jämfört med en "konsekvens-LCA". I en sådan studie används ett antal allokeringmetoder och "marginaldata". Marginaldata representerar den produktion som kan antas påverkas av en ändring i den studerade livscykeln.

Datakällor

Insamlade data kommer från litteraturundersökning samt IVL:s verktyg WAMPS för beräkningar av klimatpåverkan. En översiktlig beskrivning av WAMPS finns presenterad i flera tidigare studier, exempelvis (Miliute-Plepiene et al., 2019; Sundqvist & Palm, 2010a) och metodiken finns även granskad i vetenskapliga artiklar som är peer-reviewed (Miliute & Staniškis, 2010; Moora, Stenmarck, & Sundqvist, 2006). En kort beskrivning om WAMPS går att läsa i Box 2. Från början var WAMPS utvecklad för utvärdering av kommunalt avfall. Därför har det i många fall genomförts anpassningar av verktyget för att bättre återspegla bygg- och verksamhetsavfall. Exempel på sådana anpassningar är andelen rejekt och "substitueringsfaktor"⁶. Eftersom denna studie omfattar bokförings-LCA valdes svensk genomsnittlig elproduktion och biobränsle för fjärrvärme som ersätta energikällor. Detaljerade antagande och datakällor beskrivs i Bilagor. Dessutom har en del av återvinnare (ÅI medlemmar) intervjuats för att få en uppfattning och information om förutsättningar på den svenska marknaden.

⁶ Mängden återvunnet material som kan ersätta jungfruligt material presenteras ofta som en substitutionsfaktor. Med andra ord, en substitueringsfaktor på 1:1 avser att 1 kg återvunnet material kan ersätta 1 kg jungfruligt material. Denna faktor avser att ta i hänsyn att det återvunna materialet kan vara av lägre kvalitet än det jungfruliga materialet vilket gör att mer material krävs för att kunna få samma funktion.

Box 2. WAMPS avfallssystemmodellerings verktyg (Sundqvist & Palm, 2010a)

WAMPS är utvecklat av IVL och är ett Excel-baserat verktyg för beräkning av miljöeffekter utifrån ett livscykelperspektiv från avfallshandling. I WAMPS ingår insamling, transport, kompostering, rötning, materialåtervinning, energiutvinning och deponering. De miljöeffekter som beräknas är klimatpåverkan, försurning, övergödning och fotooxidantbildning. Det finns möjlighet att följa emissioner av bly, kvicksilver och kadmium. Dessutom görs en viktning av samtliga emissioner, inkl. tungmetaller som baseras på en miljöekonomisk värdering. Emissioner och materialflöden beräknas ur elementär sammansättning eller i vissa fall från materialsammansättning. WAMPS använder ett utvidgat system, vilket bland annat innebär att vid materialåtervinning och energiutvinning frånräknas så kallade sparade emissioner eller slupna emissioner från motsvarande produktion av material eller energi från jungfruliga källor. Exempelvis om man förbränner avfall och utvinnet 1 MJ fjärrvärme och 0,1 MJ elektricitet, kommer först emissionerna från energiutvinningen att beräknas, sedan subtraheras de sparade emissionerna från att framställa 1 MJ fjärrvärme och 0,1 MJ el med hjälp av andra energikällor.

Transporter

I studien ges möjligheten att beräkna specifika transporter baserade på schablonvärden. Schablonmässiga CO_{2e} från transporterna baseras på genomsnittligt svensk godstransport med lastbil enligt de riktlinjer som tagits fram av (Network for Transport Measures, u.å.). Rekommendationen är att använda specifika data för transporter om de finns tillgängliga och så länge de är av hög kvalitet. De standarddata som studien utgår från är konservativa bedömningar. Avfallsfraktioner med lätta material som stennull, EPS och plast har högre utsläpp i CO_{2e} per ton avfall då de inte kan uppnå maximal last vid transporterna som tyngre fraktioner gör, såsom exempelvis metaller och glas. I dessa fall behövs anpassning baserad på lastens utnyttjandegrad, vilket beräknas enligt hänvisningar från (GaBi, 2017).

Avgränsningar

Resultatet är en generisk utvärdering av materialåtervinning med antagandet att avfallshandlingen sker i Sverige. Ersatta jungfruliga material antas i de flesta fall vara producerade i Sverige eller i Europa, i enstaka fall används globala data beroende på datatillgänglighet (se antaganden för varje fraktion i Bilagor). Resultatet är inte fallspecifikt (beroende på avfallsåtervinnare, specifika transporteringssträckor) utan beräkningarna är generella och den faktiska klimatpåverkan kan skilja sig mellan olika återvinnare och kunder. Förutom fraktion "Plastgolv" och "gipsavfall" är insamling exkluderat i de totala beräkningarna eftersom det kan bli betydande skillnader mellan olika aktörer. Dessa bör adderas separat vilket kan göras genom de schabloner som tagits fram för transporter per 1 ton av avfall eller egna beräkningar anpassade för ett specifikt fall. I allmänhet rekommenderas användning av reella och fallspecifika data om sådana finns tillgängliga. Data som denna studie utgår ifrån bedöms vara konservativa.

Resultatet speglar bara de fraktioner som skickats till den behandling som anges vid respektive fraktion. Genomsnittligt nationell hantering är inte med i studiens beräkningar. Till exempel, om felsorterad eller källsorterad isolering skickas till deponitäckning kan inte våra beräkningar



kopplade till materialåtervinning av isolering användas. Materialåtervinning av gipsavfall avspeglar återvinning med syftet att tillverka gipsskivor och gäller inte materialåtervinning till jordförbättring. Materialåtervinning av träavfall är en teoretisk uppskattning eftersom det inte finns fungerade återvinningslösningar i dagsläget. Framtagna resultat bör ses som överslagsmässiga men inte som resultat av fullskaliga LCA-studier.

Kort om avfallsinsamling och materialåtervinning

Gips

Gips används ofta som gipsskivor för att beklä väggar och innertak, men gips används även under golv i moderna byggnader. Det är ett mycket vanligt avfall som genereras på byggarbetsplatser eller vid rivning (A. M. Almasi, Miliute-Plepiene, & Fråne, 2018). När gipsskivor källsorteras korrekt, kan de enkelt materialåtervinnas. Förutom besparingen av resurser vid materialåtervinning är källsorteringen av gips viktigt eftersom felsorteringen kan ha en negativ inverkan på materialåtervinningen av andra byggavfall, exempelvis betong. Ett möjligt alternativ till materialåtervinning är önskad deponering. Gips bör aldrig slängas i fraktioner av brännbart avfall eftersom det bidrar till försurande utsläpp vid energiutvinning.

Det finns två materialåtervinningsmöjligheter för gips: 1) tillverkning av nya gipsskivor eller 2) användning för jordförbättring. För att återvunnen gips ska kunna användas för tillverkning av nya gipsskivor krävs sortering och bearbetning av produkten innan materialåtervinning. Gipsskivorna slipas, kartongskivorna avlägsnas, och pulver av returkips tillverkas. Detta pulver blandas sedan vanligen samman med jungfruligt gipspulver (A. M. Almasi et al., 2018).

Det finns tre olika material som återvunnet gipspulver kan ersätta: 1) ett naturligt mineral (kalciumsulfathydrat), 2) biprodukt till flera industriella processer, till exempel rökgasrening samt 3) återvunnet gips. I denna studie ersätts naturliga gipsmaterial. Det huvudsakliga råmaterialet kommer vanligtvis från Spanien. Bearbetat gipsavfall kan också användas som jordbruksförbättringsmaterial vilket dock inte har inkluderats i dessa beräkningar. Därmed kan resultatet av denna studie enbart användas för materialåtervinning till gipsskivor.

Stenull

Stenull används för värme- och ljudisolering i byggnader och är tillverkad av vulkanisk sten. Stenull är ett mycket vanligt avfallslag från byggindustrin och deponeras vanligen i Sverige. Det finns dock två alternativa materialåtervinningslösningar idag för rent bygg- och verksamhetsspill som vissa producenter erbjuder.

Materialåtervinningsmöjligheter som finns tillgängliga för stenullsspill är:

- 1) produktion av lösull;
- 2) materialåtervinning av byggspill till ny isolering.

Båda alternativen kräver rena och torra material, huvudsakligen från byggarbetsplatser eller produktionsanläggningar. Det finns ett insamlingssystem för stenullsspill i Sverige vilket kallas REWOOL som erbjuds av tillverkaren PAROC i samarbete med en rad avfallsföretag. I PAROCs fabriker i Hällekis och Hässleholm tas byggspillet emot och återvinnas till nya stenullsisoleringskivor. Spillet rivs upp mekaniskt och tillsätts tillbaka in i tillverkningsprocessen (Paroc, u.å.). Materialet kan antingen användas på samma byggplats eller i ett annat byggprojekt (ibid). Stenullsspill kan även användas för att tillverka lösull. Till exempel, Mälardalenföretaget SPRUTAB hämtar och tar emot stenullsspill för att riva till lösull. Materialet kan antingen användas på samma byggplats eller i ett annat byggprojekt (ibid).

Enligt vår kännedom finns inga lättillgängliga studier kring utsläppet från materialåtervinningsprocessen för spillrester av stenull. I denna studie har antagande gjorts utan återkoppling från tillverkare kring spillrets bearbetning. Detta har medfört att beräkningar på materialåtervinningsprocesserna baseras på grova antaganden med konservativa värden som anses osäkra. Utvärderingen är begränsad till enbart materialåtervinning av stenullspill. Vårt resultat kan inte användas för rivningsavfall eller isoleringsavfall som används för deponitäckning.

Trä

Det träavfall som samlas in idag går i praktiken till energiutvinning. I Sverige finns inte, och inte heller i något annat nordiskt land, någon regelrätt materialåtervinning av träavfall, även om diskussioner och tester har gjorts. Exempelvis gjorde NSR i samarbete med Lunds universitet och MTA Bygg och Anläggning ett projekt mellan juni 2017 – juni 2019 (NSR, u.å.). Det träavfall vi tittar på här är icke-farligt träavfall. Skrotat impregnerat virke är i allmänhet farligt avfall och hanteras för sig.

Det är främst två typer av träavfall som inkluderas i denna studie.

- 1) Träavfall från bygg och rivning: formvirke, tillfälliga konstruktioner (exempelvis trappor, stöd och stag, plank) och rivningsvirke.
- 2) Träförpackningar, främst lastpallar som inte ingår i retursystem.

Träavfall kan i princip användas som:

- Isoleringmaterial. Kutterspån och sågspån är gamla välkända isoleringsmaterial i hus. Även porösa fiberskivor ("Tretex") har använts sedan i mitten av 1900-talet. Idag finns också tjockare fiberskivor (Pavatex, Feelingwood) som kan ersätta glasull och mineralull.
- Skivmaterial. Det är främst spånskivor och OSB som är tänkbara för träavfall. Spånskiva kallas skivor som skapas genom att kutterspån blandas med lim och pressas till skivor. Spånskivan är tätare, billigare och mer likformig än vanligt trä eller plywood. OSB (oriented strand board) är en typ av träfiberskiva som tillverkas genom limpressning. Både spånskivor och OSB är tillverkade av spill från sågverk och snickerier (biprodukter).

Vi har här gjort en hypotetisk studie över ett tänkt fall där man sönderdelar träavfallet till spån och tillverkar en typ av spånskivor. Dessa återvunna spånskivor kan i vissa fall tänkas ersätta såväl gipsskivor som spånskivor gjorda av biprodukter från sågverk och snickerier (standardspånskiva eller STD-skiva). (Arm et al., 2015a; Erlandsson & Sundqvist, 2014)

Metallskrot

Metallskrot är bland en av de bäst sorterade fraktionerna från bygg- och rivningsavfall. Det beror exempelvis på att metaller är relativt lätt att urskilja från avfallet och på att en väl sorterad metallfraktion kan säljas vidare och generera intäkter. Ett exempel på en värdefull fraktion som kan generera betydande intäkter vid sortering är koppar.

Avfallsinsamlare kan samla in järn- och metallskrot i containrar eller andra typer av kärl beroende på mängden. Avfallsproducenter kan även leverera metallskrot direkt till sorterings- eller bearbetningsanläggning. Vid större volymer kan metallskrot levereras till sorteringsanläggningar i försorterade fraktioner för att få bättre ersättning för materialet (PreZero, 2019). Större metalldelar eller sammansatta material behöver bearbetas till mindre delar genom fragmentering. Det fragmenterade materialet sorteras sedan med hjälp av magneter, virvelströmsseparatorer (Eddy-Current separatorer) och ibland även manuell hantering. En del icke-magnetiska metaller, som aluminium och koppar, kan även separeras med hjälp av vattenbäddar.

Metaller lämpar sig mycket bra för nedsmältning och materialåtervinning. Denna process kräver mindre energi än när metaller utvinns från jungfruliga råvaror. Genom att materialåtervinna metall sparas därmed stora mängder energi vilket reducerar det totala utsläppen i vikt. Dock kan ytbehandlingsmetoder på metall ställa till problem vid nedsmältning då de kan innehålla farliga ämnen (Sylwan, 2002). Metaller kan materialåtervinnas oändligt många gånger utan att kvaliteten försämras. I denna studie antas en rejektmängd på 5% för alla metaller och längre transporter görs med lastbil med släp och en last på 27 ton.

Stål

Stål produceras från järn där kol är ett av de viktigaste legeringsämnen. Järn förädlas i stål- och smältverk och används som till exempelvis tunnplåt i bilar, pelare, balkar och rör. Stål omnämns ofta som konstruktionsstål inom byggindustrin och många förädlade stål finns idag tillgängliga på den svenska marknaden. Rostfritt stål är ett exempel på ett förädlat stål. Det innehåller krom vilket ökar materialets motståndskraft mot korrosion (BE Group Sverige AB, 2016). Malmbaserad produktion av stål sker främst i masugnar. Under 2020 fanns tre masugnar i Sverige, vilka ägs av SSAB. En finns på deras anläggning i Luleå och två vid deras anläggning i Oxelösund (Jernkontoret, u.å.). Några av dessa masugnar har dock avvecklats sedan 2020.

Stål- och smältverket är den slutliga mottagaren av sorterat stål från bygg- och rivningsindustrin och de smälter ned skrotet och tillverkar nya produkter av det återvunna stålet. Produkter som tillverkas av återvunnen metall är exempelvis armeringsjärn och motordelar (PreZero, 2019). Den skrotbaserade produktionen sker främst i elektrostålsugnar och under 2020 fanns tio ståltillverkare som helt baserar sin produktion på sorterat stålskrot (Jernkontoret, u.å.).

I denna studie antas sammansättningen av låglegerat stål och rostfritt stål motsvara 90% respektive 10% av det stål som samlas in från bygg- och rivningsindustrin. Utsläppen från materialåtervinningen av stål beräknades i WAMPS och uppskattades till -1,49 ton CO₂e per ton insamlat material. För materialåtervinningsprocessen presenteras transporter separat vilket inte har gått att göra för den jungfruliga produktionen. En transport på 500 km och en last på 27 ton antogs mellan sorteringsanläggningen till stål- och smältverket. Den jungfruliga processen och materialåtervinningsprocessen är i denna studie baserad på svensk energimix.

Aluminium

Aluminium produceras från bauxit vilket förädlas till aluminiumoxid och sedan oxideras till aluminium. Metallen är ofta fri från legeringar och används i exempelvis elledningar, byggnadsställningar och plåt. Jungfruligt aluminium benämns ofta som primäraluminium medan återvunnen metall benämns sekundäraluminium. Under 2020 fanns en tillverkare av primär- respektive sekundäraluminium i Sverige. Jungfrulig produktion av aluminium sker hos Kubal i Sundsvall medan materialåtervinning genomförs av Stena Aluminium i Älmhult (Jernkontoret, u.å.).

I denna studie beräknades klimatutsläppet av materialåtervinning av aluminium i LCA-verktyget WAMPS och uppskattades till -5,34 ton CO₂e per ton insamlat material. För materialåtervinningsprocessen presenteras transporter separat vilket inte har gått att göra för den jungfruliga produktionen. Då enbart en producent och en återvinnare av aluminium finns i Sverige antas materialåtervinningen ske inom Europa dock baserad på svensk energimix. En transport på 1500 km och en last på 27 ton antogs mellan sorteringsanläggningen och smältverket. Den jungfruliga processen och materialåtervinningsprocessen är i denna studie baserad på svensk energimix.

Koppar

Koppar i byggindustrin återfinns i produkter så som kablar, rör och rördelar, mässing från dörrhandtag och karmar. Genom att materialåtervinna koppar minskar energiförbrukningen markant – enligt vissa källor minskar den med cirka 80% i jämförelse med jungfrulig produktion. Koppar i kablar inkluderas inte i denna studie.

I denna studie används för jungfrulig produktion svenska data och för avfallsprocesser används värden från Boverkets klimatdatabas för 100% återvunna kopparrör. Både jungfrulig produktion och avfallsprocesser är mycket känsliga och påverkas av andelen koppar i malmen eller skrotet. Utsläpp från återvinningsprocesser kan variera mellan 0,2 och 1,9 ton CO₂e per ton av material och detta beror mycket på kvalitet av material och processen som används. Processerna blir ”dyrare” i CO₂e för ”low grade scrap” än för ”high grade scrap”. För återvinningsprocessen användes medelvärdet mellan de olika produkterna.

En del av återvinnarna finns i norra Sverige och det antogs att maximal transportstreck är 1500 km mellan sorteringsanläggningen och smältverket. I studien antog vi liksom med andra metaller att cirka 5 % av insamlat kopparskrot kommer att bestå av rejekt. Resultatet av beräkningarna är i stor utsträckning beroende av de antaganden som gjorts kring ersatta material.

Plast

Enligt 3 kap 10 § avfallsförordningen (2020:614) ska bygg- och rivningsavfall sorteras i minst sex avfallsfraktioner, varav en plastfraktion. Plast är vanligen förekommande i bygg- och verksamhetsavfall och återfinns bland annat i produkter som hårda rör, mjuka förpackningar, cellplast och plastbaserade golv. Vid sortering finns flertalet lämpliga fraktioner att sortera plastavfallet i för att underlätta materialåtervinning, såsom exempelvis en separat fraktion för krymp- och sträckfilm.

I denna studie har ett antal antagande gjorts för alla plastfraktioner.

- 1) Det antas 1,1 ton återvunnen plast motsvarar 1 ton jungfrulig plast.
- 2) Om rejektandelen enbart har gått att erhålla för sorteringen av insamlat material har antaganden gjorts för att täcka in resterande processer i materialåtervinningen.
- 3) Rejekt antas vara plastavfall som går till energiutvinning.

Hårdplast: rör etc.

Hårdplaster som HDPE, PP och PVC återfinns i byggprodukter som exempelvis rör. Enligt kartläggningen av plastflöden inom byggsektorn dominerar PE-baserade rör på den svenska marknaden vilket motsvarar cirka 60-70% av den totala mängden, följt av PVC och PPCO (Källa: Bygg). Detta motsvarar sammansättningen av olika hårdplaster för specifika rör på den svenska marknaden vilket inte helt kan antas spegla bygg- och rivningsavfall. Dock kan det ge en indikation av vad som bör återfinnas i installationsspill. För rivningsavfall är innehållet av PVC troligen högre då plasten användes i större utsträckning inom byggindustrin förr.

Hårdplast källsorteras av bygg- och rivningsföretag i fraktioner så som blandad hårdplast, PVC-rör och profiler samt en separat fraktion för HDPE-rör, innan de skickas till sortering och materialåtervinning. En del hårdplast källsorteras dock vid bygg- och rivningsplatser i blandade plastfraktioner eller i fraktioner som senare skickas till energiutvinning. Utav det brännbara avfallet som samlas in från bygg- och rivningsverksamhet består cirka 29% plast. Utav plasten står hårdplast för cirka 25% varav plaströr motsvarar cirka 11%-enheter (Edo et al., 2019). Material som samlats in för materialåtervinning skickas till särskilda sorteringsanläggningar där materialet sorteras både för

hand och genom exempelvis sjunk- och flytmetoder samt NIR-sortering⁷. Materialet sorteras för att kunna avlägsna orenheter som exempelvis felsorterade metaller och papper. Därutöver tvättas och mals materialet innan det förpackas och skickas vidare till producenter av nya produkter⁸.

Enligt en plastkartläggning (2022), skickas cirka 65-70% av de insamlade plaströren från Nordiska Plaströrsgruppens frivilliga insamling av plaströrspill från ombyggnation samt nybyggen till materialåtervinning. Återvinningsföretaget Van Werven tillåter 4% felsorterat material, vilket avser material som inte är PP, HDPE, ABS, PS eller PVC, i hårdplasten de får in till sin anläggning.⁹ Utifrån denna siffra antas i detta projekt rejektmängden motsvara 10% av den insamlade mängden hårdplast. I denna studie beräknades klimatpåverkan av materialåtervinning av hårdplast i WAMPS och uppskattades till -0,63 ton CO₂e per ton insamlat material. Plasten antas helt bestå av HDPE i stället för en kombination av HDPE, PP och PVC. Detta är en källa för osäkerheter i den beräknade klimatnyttan för materialåtervinning. För materialåtervinningsprocessen presenteras transporter separat vilket inte har gått att göra för den jungfruliga produktionen. Utifrån information av en svensk återvinnare av hårdplast från bygg- och rivningsavfall sker en del materialåtervinning i Sverige men också i andra Europiska länder. En transport på 1500 km och en last på 20 ton antogs mellan sorterings- och återvinningsanläggningen. Detta för att ta fram ett konservativt värde där en möjlig transport har beaktats vid beräkningen. Beräkningen av de jungfruliga processen och material-återvinningsprocessen är i denna studie baserad på svensk energimix.

Mjukplast: krymp- och sträckfilm

Mjukplast så som LDPE används inom byggindustrin för produkter så som krymp- och sträckfilm och emballageplast. På byggarbetsplatser runtom i Sverige sorteras byggavfallet i olika fraktioner, däribland mjukplast. Det källsorterade materialet samlas in i exempelvis containrar, säckar eller andra typer av kärl. Mjukplasten behandlas sedan på sorteringsanläggningar runtom i landet där orenheter, såsom exempelvis felsorterade material, avlägsnas för hand eller genom en sorteringsprocess, likt den för hårdplast, innan materialet skickas vidare för materialåtervinning. Hos återvinnaren mals, tvättas och sorteras materialet innan det regranuleras¹⁰. Precis som för hårdplast så källsorteras mjukplast i blandade fraktioner eller i brännbart avfall som skickas till energiutvinning. Utav det brännbara avfallet som samlas in från bygg- och rivningsverksamhet består cirka 29% plast varav hälften består av mjuka förpackningar inklusive krymp- och sträckfilm (Edo et al., 2019).

Ragn-Sells¹¹ anger att uppemot 10% av materialet som de får in sorteras ut som rejekt. Utifrån denna siffra antas i detta projekt att rejektmängden motsvarar 15% av den insamlade mängden mjukplast. I denna studie beräknades materialåtervinningen av mjukplast (LDPE) i WAMPS och uppskattades till -0,50 ton CO₂e per ton insamlat material. För materialåtervinningsprocessen presenteras transporter separat vilket inte har gått att göra för den jungfruliga produktionen. Utifrån information av en svensk återvinnare av hårdplast från bygg- och rivningsavfall sker en del materialåtervinning i Sverige men också i andra Europiska länder. En transport på 1500 km och en last på 20 ton antogs mellan sorterings- och återvinningsanläggningen. Detta för att ta fram ett konservativt värde där en möjlig transport har tagits i hänsyn vid beräkningen. Den jungfruliga processen och material-återvinningsprocessen är i denna studie baserad på svensk energimix.

⁷ Near Infrared (NIR) teknologi bseras på ljus och möjliggör att material kan urskiljas genom dess säregna våglängdsspektrum.

⁸ Gustafsson, Frank. Commercial Manager – Sales & Purchase vid Van Werven. Intervju den 28 april 2022.

⁹ Gustafsson, Frank. Commercial Manager – Sales & Purchase vid Van Werven. Intervju den 28 april 2022.

¹⁰ Isaksson, Patrik. Sales Manager Plastics vid Ragn-Sells. Intervju den 2 maj 2022.

¹¹ Isaksson, Patrik. Sales Manager Plastics vid Ragn-Sells. Intervju den 2 maj 2022.

Cellplast: EPS från byggsektorn

Cellplast är ett svenskt varunamn för expanderad polystyren (EPS) som används för isolering och förpackningar inom byggindustrin. Fördelarna med EPS är att materialet består av cirka 98% luft och 2% polystyren vilket gör det lätt samt stötadsorberande. Utöver det så är materialet lufttätt, fuktavvisande samt har en god termisk förmåga (EPS Sverige, u.å.-a). EPS är materialåtervinningsbar och idag pågår projekt för att öka materialåtervinningsgraden i Sverige. Till exempel pågår ett Vinnova-finansierat projekt kallat *Sluta cirkeln för industriell plast* som ämnar att öka cirkulära flöden av industrins plastförpackningar inklusive EPS (IVL Svenska miljöinstitutet, 2022).

BEWI står bakom initiativet Use-ReUse för insamling och materialåtervinning av EPS. Materialet samlas in i transparenta säckar från exempelvis byggindustrin för att sedan komprimeras, mals ned och regrauleras i en extruderingsprocess (BEWI Group AB, 2021). Genom mekanisk återvinning kan därmed EPS återvinnas till nytt råmaterial som kan användas för att producera ny isolering eller nya förpackningar. Utöver detta så kan även en enklare mekanisk process användas för att få fram EPS-pärlor som lämpar sig till lös isolering eller EPS-betong (EPS Sverige, u.å.-b).

I denna studie motsvarar materialåtervinningsprocessen tillverkning av ny EPS isolering och klimatpåverkan uppskattades till -1,001 ton CO₂e per ton insamlat material. Den jungfruliga processen och materialåtervinningsprocessen baseras på EPD:er från IKEM, EPS Sverige samt BEWI. Transporterna har inte gått att särskilja för materialåtervinningen respektive den jungfruliga produktionen. Rejektandelen antogs ligga på 30% på grund av brist av information medan densiteten antogs vara 20 kg/m³ vilket ligger till grund för beräkningarna av klimatnyttan.

Mjukplast: plastgolv

Årligen installeras cirka 6,4 miljoner kvadratmeter plastgolv i Sverige varav cirka 10%, vilket motsvarar cirka 1 800 – 2 000 ton, blir till installationsspill. Mer än 80 % av installationsspillet blandas med brännbart avfall och går till energiutvinning. Men det finns ett nationellt system för insamling och materialåtervinning av plastgolv. Systemet ägs av Golvbranschen GBR och drivs under namnet GBR Golvåtervinning. I systemet samlas rester från installation av golv av polyvinylklorid (PVC) och vissa andra plasttyper (till exempel polyolefiner och termoplastisk polyuretan). Logistiken sköts av Tarkett och materialåtervinningsanläggningen ligger i Ronneby (A. Almasi, Miliute-Plepiene, Anderson, & Berglund, 2019).

På anläggningen sorteras först materialet manuellt enligt olika tillverkare. Tarkett materialåtervinner bara sitt eget produktionsspill. Anledningen till detta är sammansättningen av materialet från andra tillverkare är okänt. Fokus ligger på materialåtervinningen av plastgolv av mjuk PVC som består till cirka 99% av återvunna material. Efter manuell sortering sker granulering och varje sats med granulat innehåller material med lite olika sammansättningar, kvaliteter och färger. På grund av detta blandas varje parti återvunnet material med jungfruligt granulat på anläggningen och ett prov skickas sedan till på platslaboratorium för tester. Varje sats märks och registreras i en databas för att sedan lagras. I laboratoriet anges hur mycket råvara, färg och mjukgörare som behöver tillsättas i varje sats för att nå önskad kvalitet och färg i de nya produkterna (A. M. Almasi & Zhang, 2019). Våra beräkningar baseras främst på IVL:s LCA studie på plastgolvs materialåtervinning som gjordes år 2018.

Plast till energiutvinning

Även om plast ofta sorteras som egen fraktion blir resultatet inte sällan att plastavfallet körs till en förbränningsanläggning för energiåtervinning. Så gott som all plast är tillverkad av fossila råvaror och innehåller därmed fossilt kol, vilket vid energiutvinning omvandlas till fossil koldioxid. Mängden koldioxid som bildas beror på vilken typ av plast som förbränns. Så kallade polyolefiner (polyeten PE, polystyren PS och polypropylen PP) har högt innehåll av fossilt kol, ofta utgör det

fossila kolet över 80 % av den totala vikten. Andra plaster som PET och PVC har lägre innehåll av fossilt kol, exempelvis innehåller PET cirka 62 % och PVC (utan tillsatser) cirka 38 %.

Vid beräkning av CO₂-utsläpp från energiutvinning har vi använt WAMPS. För energiutvinning av plaster finns där två alternativ: 1) energiutvinning av polyolefiner (innehåller cirka 84 % fossilt kol) eller 2) energiutvinning av blandat plastavfall som antas vara en blandning av många olika plaster (innehåller cirka 70 % fossilt kol).

Glas

Insamling och materialåtervinning av planglas sker idag i ett antal kommuner och av olika företag. Till exempel, Swede Glass United och Glasbranschföreningen samlar idag in bil- och planglas. Efter att glaset har samlats in krossas materialet och skiktas för att sortera ut föroreningar som metall och trä. Det krossade glaset skickas sedan vidare till materialåtervinningsanläggningar där antingen nytt glas eller mineralull produceras (Blixt, u.å.). I Sverige deponeras upp emot 35 000 ton planglas varje år. I ett samarbete mellan Ragn-Sells och glastillverkaren Saint Gobain har planglas från en kontorsbyggnad återvunnits i ett pilotprojekt. Glaset samlades in och krossades av Ragn-Sells för att sedan transporteras till Sant Gobains anläggning i Tyskland där materialet återvinns till nytt planglas (Ragn-Sells, 2021).

I denna studie beräknades materialåtervinningen av planglas i WAMPS och klimatpåverkan uppskattades till -0,44 ton CO₂e per ton insamlat material. Rejektandelen för planglas antogs vara 10% och rejektet deponeras. För materialåtervinningsprocessen presenteras transporter separat vilket inte har gått att göra för den jungfruliga produktionen. Utifrån pilotprojektet hos Ragn-Sells och Saint Gobain antogs en transport på 2000 km och en lastbil med släp på 20 ton antogs mellan sorterings- och återvinningsanläggningen. Den jungfruliga processen och materialåtervinningsprocessen är i denna studie baserad på svensk energimix.

Wellpapp

Wellpapp är ett material som ofta används för förpackningar på grund av det konkurrenskraftiga priset, hållbarhetsperspektivet, sin lätta vikt och att det är ett starkt material. Wellpapp tillverkas av kraftmassa, gjord av exempelvis barrträd, och är uppbyggd av en lagerstruktur innehållande pappersark med en vågformad pappersstruktur. Wellpapp är ett vanligt avfallsslag vid nybyggnation eftersom en del av byggprodukter förpackas i pappersförpackningar. Från byggarbetsplats källsorteras wellpapp och transporteras till sorteringsanläggning där materialet kvalitetssäkras och en del föroreningar sorteras bort. Sedan pressas wellpapp i balar och transporteras vidare till pappersbruken där det materialåtervinns till återvunnen wellpapp.

På pappersbruket löser man upp pappersmassan med hjälp av vatten och kemikalier i en tunna som roterar till dess att massan brutits ned till fiber. Fibrerna separeras från övrigt material (till exempel tejp) och vatten separeras genom att det läggs på en duk och sedan pressas ihop med andra fiberlager och torkas. När kartongen är färdig rullas det i rullar med brunt papper som sedan skickas till tillverkning av nya produkter. Teoretiskt kan pappersfiber återvinnas upp till 7 gånger innan styrkan har gått förlorad (Återvinning Stockholm, u.å.).

För avfallsemissioner använde vi samma emissionsfaktorer som i en av IVL:s tidigare studier, men vi justerade rejektandelen och antog att något renare material samlas in från verksamheter till materialåtervinning. Slutresultatet av klimatnyttan är dock känsligt i och med antagande om ersätta material, som har stor variation mellan olika datakällor. Vi använde wellpappsproduktion som har en stor andel återvunnen wellpapp, därför anses resultatet vara konservativt.

Resultat

Slutresultat presenteras i Tabell 2 nedan och kan användas på olika sätt. Resultatet kan användas direkt för totalt klimatpåverkan beräknat som CO₂e utsläpp per ton insamlat avfall (del T). Det går även själv att räkna ut totala utsläppen med specifika utsläpp från transportsdelen genom att addera mellanliggande beräkning för utsläpp utan avfallstransport (A) med schablon för ton CO₂e per ton*km (B) multiplicerad per avfalls transporteringssträckor (km): $A+B*10^{-6} * \text{transport sträckor för avfallet (i km)}$.

Tabell 2. Slutresultat ton CO₂e per ton av producerad avfall och mellanliggande beräkningar.

Avfallsfraktion	Behandlingsmetod	Typ av avfall som resultatet gäller	TOTALT ton CO ₂ e/ton av avfall (FE) (T) ¹² $T=A+B*10^{-6} * \text{transport sträckan (i km)}$	UTAN avfallstransport ton CO ₂ e/ton (A)	Schabloner för transport, gram CO ₂ e/tkm (B)	
					Lastbil 20-26 t (bruttotonnage)	Lastbil med släp 34-40 t (bruttotonnage)
Gipsavfall	Materialåtervinning	Bygg- och rivningsavfall, bara för återvinningen för produktion av nya gipsskivor	-0,05**	-0,06	84	55
Mineralull (byggspill)	Materialåtervinning	Bara installationspill (Rent installationspill) till tillverkning av ny isolering	-0,1***	-0,3***	340	236
Träavfall	Materialåtervinning (teoretisk): Spånskivan ersätter (STD - skiva)	Bygg- och rivningsavfall (icke farligt träavfall). Spånskivan ersätter (STD ¹³ -skiva)	N/A	-0,11	-	-
	Materialåtervinning (teoretisk): Spånskivan ersätter gipsskiva	Bygg- och rivningsavfall (icke farligt träavfall). Spånskivan ersätter gipsskiva	N/A	-0,07	-	-

¹² Beräkningar av resultat T baseras på de antaganden som anges i Tabell 3

¹³ standardspånskiva

Avfallsfraktion	Behandlingsmetod	Typ av avfall som resultatet gäller	TOTALT ton CO ₂ e/ton av avfall (FE) (T) ¹² T=A+B*10-6 *transportsträckan (i km)	UTAN avfallstransport ton CO ₂ e/ton (A)	Schabloner för transport, gram CO ₂ e/tkm (B)	
					Lastbil 20-26 t (bruttotonnage)	Lastbil med släp 34-40 t (bruttotonnage)
	Energiutvinning	Bygg- och rivningsavfall	-0,056	-0,06	84	55
Metallskrot	Stål, Materialåtervinning	Bygg- och rivningsavfall	-1,49	-1,52	84	55
	Al, Materialåtervinning	Bygg- och rivningsavfall	-5,34	-5,42	84	55
	Cu (ej kablar), Materialåtervinning	Bygg- och rivningsavfall	-2,75	-2,83	84	55
Hårdplast	Materialåtervinning	Bygg- och rivningsavfall	-0,63	-0,74	126	74
	Materialåtervinning vs. energiutvinning	Bygg- och rivningsavfall	-3,24	-	-	-
	Energiutvinning	Bygg- och rivningsavfall	2,61	2,60	126	74
Krymp- och sträckfilm (LDPE)	Materialåtervinning	Bygg- och rivningsavfall	-0,5	-0,61	158	74
Plastgolv (PVC) (installationsspill)	Materialåtervinning	Rent installationsspill, ersätter nytt plastgolv	-0,4**	N/A	126	74
	Energiutvinning	Bygg- och rivningsavfall	1,6**	-	126	74
	Materialåtervinning mot energiutvinning	Rent installationsspill	-2	-	-	-
Cellplast	Materialåtervinning	Rent installationsspill	-1,0	N/A	1189	825

Avfallsfraktion	Behandlingsmetod	Typ av avfall som resultatet gäller	TOTALT ton CO ₂ e/ton av avfall (FE) (T) ¹² T=A+B*10-6 *transportsträckan (i km)	UTAN avfallstransport ton CO ₂ e/ton (A)	Schabloner för transport, gram CO ₂ e/tkm (B)	
					Lastbil 20-26 t (bruttotonnage)	Lastbil med släp 34-40 t (bruttotonnage)
Plast (ren film, dunkar m.m.)	Energiutvinning	Bygg- och rivningsavfall	2,61	2,6	126	74
Blandad plast blandat (bl.a. ingår PVC, PET)	Energiutvinning	Bygg- och rivningsavfall	2,32	2,31	126	74
Brännbart avfall (papper, trä och plast)	Energiutvinning	Bygg- och rivningsavfall	0,661	0,66	84	55
Glas (fokus på icke förpackningar, planglas)	Materialåtervinning	Bygg- och rivningsavfall	-0,44	-0,55	84	74
Wellpapp	Materialåtervinning	Bygg- och rivningsavfall	-0,3	-0,33	84	55
Papper	Energiåtervinning	Bygg- och rivningsavfall	-0,04	-0,05	84	55

**Insamlingen finns med i det totala värdet

*** mycket osäkert värde

En lastbil 20-26 t refererar till en lastbil med en totalvikt på maximalt 20-26 ton, inklusive både lastbilens vikt och en last på cirka 15 ton. Lastbil med släp 34-40 t refererar till en transport motsvarande en totalvikt på 34-40 ton, inklusive lastbilen och släpet samt en last på cirka 27 ton. Transportsträckorna för respektive avfallsfraktion presenteras i Tabell 3.

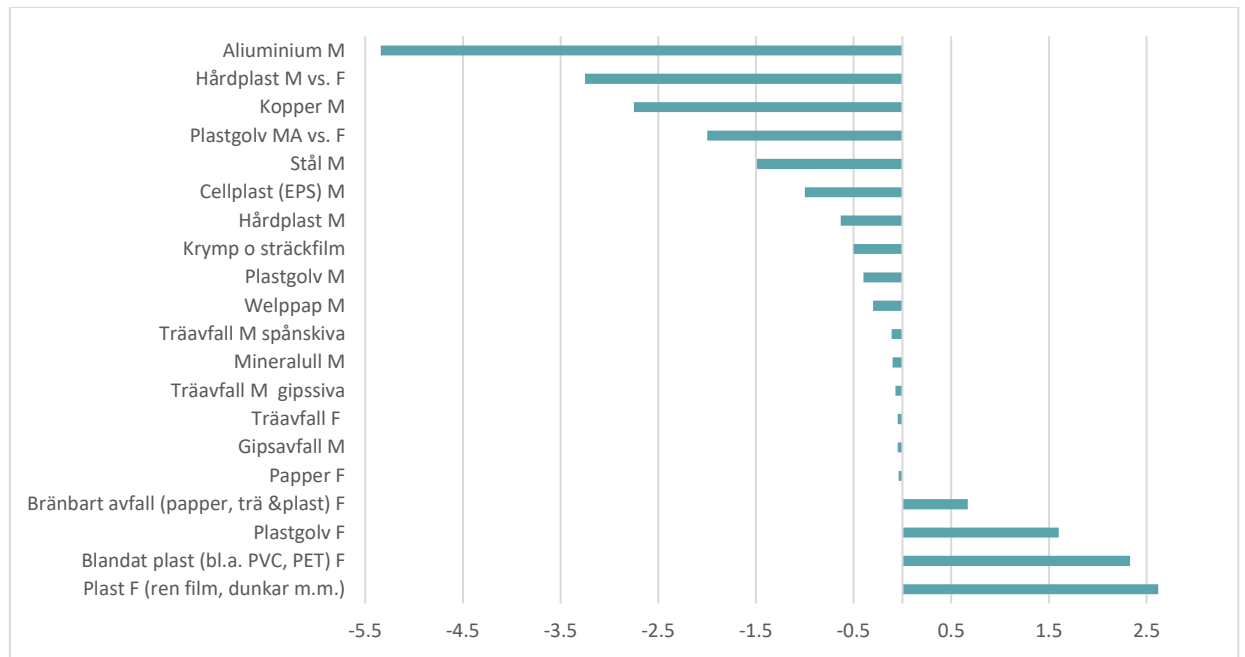
Tabell 3. Sammanfattning av antagna transportsträckor och typ av transport för beräkning av TOTALT tonCO₂e/ton av avfall (T i tabellen ovan).

Avfallsfraktioner	Transportsträckor, km	Typ av transport
Gips till materialåtervinning	300	Lastbil med släp 34-40 t
Isolering (mineralull)	500	Lastbil 20-26 t
Trä till materialåtervinning (teoretisk)	-	Lastbil med släp 34-40 t
Trä till energiutvinning	100	Lastbil med släp 34-40 t
Metallskrot (stål) till materialåtervinning	500	Lastbil med släp 34-40 t

Avfallsfraktioner	Transportsträckor, km	Typ av transport
Metallskrot (Al) till materialåtervinning	1500	Lastbil med släp 34-40 t
Metallskrot (koppar) till materialåtervinning, utan kabel	1500	Lastbil med släp 34-40 t
Hårdplast till materialåtervinning (HDPE)	1500	Lastbil med släp 34-40 t
Mjukplast: Krymp- och sträckfilm (LDPE) till materialåtervinning	1500	Lastbil med släp 34-40 t
Cellplast till materialåtervinning	-	Lastbil med släp 34-40 t
Plast (ren film till exempel dunkar med mera) till energiutvinning	100	Lastbil med släp 34-40 t
Blandat plast till energiutvinning (bland annat ingår PVC, PET)	100	Lastbil med släp 34-40 t
Brännbart avfall (papper, trä och plast) till energiutvinning	100	Lastbil med släp 34-40 t
Glas (fokus på icke förpackningar, planglas) till materialåtervinning	2000	Lastbil med släp 34-40 t
Wellpapp till materialåtervinning	500	Lastbil med släp 34-40 t
Papper till energiutvinning	100	Lastbil med släp 34-40 t

Sammanfattning och osäkerheter

- Materialåtervinning medför klimatnytta vilket presenteras som negativa utsläpp av CO₂e jämfört med energiutvinning där positiva resultat (för plast eller blandat avfall) erhålls vilket betyder att avfallsbehandlingen har klimatpåverkan (Figur 3). Energiutvinningen av trä och papper medför till en klimatnytta men i lägre utsträckning än återvinning.



Figur 3. Avfallsfraktionernas klimatnytta eller klimatnytta, ton CO₂e per ett ton avfall. F = fraktioner till energiutvinning, M = fraktioner till materialåtervinning.

- Genomsnittliga transporter av avfallet baseras på schabloner och olika antaganden. Företrädesvis bör transporter baseras på specifika fall och data när så är möjligt.
- Generellt har avfallstransporter en relativt liten påverkan på de totala utsläppen per ton insamlat avfall. Även för gipsavfall som i jämförelse med andra fraktioner har lägst klimatnytta per ton insamlat avfall, kan man transportera avfallet genom nästan hela Sverige tills det övergår till en klimatpåverkan. För aluminium skulle man kunna köra materialet mer än två gånger runt jorden innan utsläppen blir positiva, vilket betyder att materialåtervinningen övergår till att ha en klimatpåverkan i stället för klimatnytta.
- Effekt av transporter till slutresultatet blir mer betydande när skillnader mellan klimatpåverkan av jungfruliga processer och avfallsprocesser inte är så stora (till exempel gipsavfall). För lätta fraktioner spelar avfallstransporter även en större roll (till exempel för isolering, cellplast och plast) i synnerhet om de inte komprimeras och maximal lastvikt kan inte uppnås. I schablonerna antas att alla lätta fraktioner inte är komprimerade. För tyngre fraktioner spelar transporterna mindre roll per ton.

Tabell 4. Vikt av transporter: så långt avfallet kan transporteras innan materialåtervinningen övergår från klimatnytta till klimatpåverkan

Fraktioner	km
Papper F	800
Träavfall F	1 100
Gipsavfall M	1 200
Träavfall M gipsskiva	1 300

Fraktioner	km
Mineralull M	1 300
Träavfall M spånskiva	2 000
Wellpapp M	6 400
Glas M	10 000
Krymp och sträckfilm M	8 200
Hårdplast M	10 000
Stål M	27 500
Koppar M	51 500
Aluminium M	98 500

- Transportsträckor (som används i beräkning av totala utsläpp) är i de flesta fall konservativt antagna och ej viktade enligt den andel avfall som skickas till olika återvinnare. Därför rekommenderas användning av mer specifika data angående transporter när det är möjligt.
- Rejektandelen i återvinningsprocessen påverkar resultatet i större utsträckning (mindre klimatnytta) om rejektet består av fossilbaserade material. Ett exempel är rejekt från plaståtervinning som går till energiutvinning.
- Resultatet i denna studie visar bara de fraktioner som skickats till den behandlingen som har angivits för respektive fraktion. Genomsnittlig nationell hantering eller felsortering tas inte med i studiens beräkningar. Till exempel, om felsorterad eller källsorterad isolering skickas till täckning av en deponi kan inte våra beräkningar kopplat till materialåtervinning av mineralull användas. Ett annat exempel är att materialåtervinning av gipsavfallet avspeglar återvinningen med syfte att tillverka gipsskivor och gäller inte materialåtervinningen till jordförbättring.
- Ofta består insamlade fraktionerna som går till materialåtervinning (isolering, plastgolv, EPS) av mycket rent installationsspill. För motsvarande fraktioner från rivning av byggnader finns inte ett sådant alternativ och vårt resultat bör inte användas för rivningsavfall. Materialåtervinning av träavfall är en helt teoretisk uppskattning eftersom det inte finns någon materialåtervinningsanläggning i drift i dagsläget.
- Våra beräkningar ger ibland mer konservativa resultat i jämförelse med andra studier (till exempel konsekvens-LCA). Detta eftersom studien använder genomsnittlig energiutvinning från avfall och ersätter biobränsle samt svensk elmix (medel). Om studien i stället skulle ersätta fossila bränslen (naturgas, olja eller kol) skulle resultatet bli annorlunda, och därmed ge större klimatnytta vid energiutvinning då avfallsenergi ersätter fossil energi.
- Resultaten är överslagsmässiga och baserade på resultat från flera olika källor – ibland med mycket skilda resultat. I vissa fall har schabloner eller grova uppskattningar använts. Det medför att det finns en viss variation i datakvalitet mellan de olika fraktionerna.

- Resultatet av gipsavfall, plastgolv (installations spill) samt alla fraktioner till energiutvinning är baserade på relativt bra underlag (till exempel direkt återkoppling från svensk återvinnare eller tillgång till relativt säkra tidigare fullständiga LCA studier eller vetenskapliga artiklar). Dessa fraktioners resultat anses relativt säkra i jämförelse med andra fraktioner.
- Resultatet rörande materialåtervinning av isolering, cellplast och wellpapp anses mest osäkra. Detta då dessa exempelvis baseras på flera antaganden utifrån expertbedömningar då återkoppling från återvinnare inte har erhållits. Dessutom kan det finnas skillnader i processer eller mängder rejekt mellan olika aktörer.
- För wellpapp antas materialet ersätta produktion av wellpapp som i mycket hög grad produceras av återvunnen wellpapp, en inte helt jungfrulig produkt, och därför anses underskattad.
- Denna studie speglar bara klimatnytta eller klimatpåverkan vid avfallshantering. Man får inte glömma att återvinningen ger andra miljönyttor, dvs förutom att minska den globala uppvärmningen kan också andra positiva, till exempel lokala effekter, uppnås. Exempel på sådana effekter är minskade luft-, land- och vattenföroreningar (i jämförelse med deponering och energiutvinning). Detta har inte studerats i projektet. Ett exempel är gipsåtervinning som inte medför stor klimatnytta i jämförelse med andra fraktioner, men som utifrån ett resursbesparings- och andra miljöaspekters perspektiv kan anses vara betydligt mer fördelaktigt. Ett alternativ i stället för materialåtervinning av är i dag deponering av gips (det vill säga förlust av resurser) eller energiutvinning (vilket medför förlust av resurser och försurande utsläpp).

Referenser

- Ahlm, M., Boberg, N., Hytteborn, J., & Miliute-Plepiene, J. (2021). *Kartläggning av plastflöden i byggsektorn: Råvara, produkter, avfall och nedskräpning*. Retrieved from
- Almasi, A., Miliute-Plepiene, J., Anderson, S., & Berglund, R. (2019). *Cirkulära plastgolv*. Retrieved from <https://www.ivl.se/download/18.5bc68544171830dff5017/1587128947705/C506.pdf>
- Almasi, A. M., Miliute-Plepiene, J., & Fråne, A. (2018). *Ökad sortering av bygg- och rivningsavfall. Åtgärder för kommunala avfallsanläggningar*. Retrieved from <https://www.ivl.se/download/18.72aeb1b0166c003cd0d22f7/1544432356586/B2323.pdf>
- Almasi, A. M., & Zhang, Y. (2019). *Separate collection and recycling of PVC flooring installation residue in Sweden - A system assessment* (978-91-7883-121-0 (ISBN)). Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ivl:diva-134>
- Arm, M., Wik, O., Engelsen, C., Erlandsson, M., Sundqvist, J., Oberender, A., . . . Wahlström, M. (2015a). *Evaluation of the European recovery target for construction and demolition waste*. Paper presented at the 9th International Conference on the Environmental and Technical Implications of Construction with Alternative Materials, Santander, Spain, 10-12 June, 2015.
- Arm, M., Wik, O., Engelsen, C. J., Erlandsson, M., Sundqvist, J. O., Oberender, A. N., . . . Wahlström, M. (2015b). *Evaluation of the European recovery target for construction and demolition waste*. Paper presented at the 9th International Conference on the Environmental and Technical Implications of Construction with Alternative Materials, Santander, Spain, 10-12 June, 2015, Santander. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:swedgeo:diva-817>
- BE Group Sverige AB. (2016). *Byggstålshandboken*. Retrieved from
- BEWI Group AB. (2021). Dags att förvandla gammal EPS till ny EPS. Retrieved from <https://useruse.com/>
- BeWi Insulation AB. (2021). Environmental Product Declaration - In accordance with ISO 14025 and EN 15804+A1 for: EPS GreenLine. Retrieved from <https://www.environdec.com/library/epd3696>
- Blixt, J. (u.å.). Återvinning av bil- och planglas. Retrieved from <https://www.gbf.se/glasbranschen/hallbarhet/atervinning-av-bil-och-planglas>
- Boverket. (2022). Boverkets klimatdatabas, Kategorier > Energi och bränsle. Retrieved from <https://www.boverket.se/sv/klimatdeklaration/klimatdatabas/klimatdatabas/GetResourcesByCategoryID/>
- Brogaard, L. K., Damgaard, A., Jensen, M. B., Barlaz, M., & Christensen, T. H. (2014). Evaluation of life cycle inventory data for recycling systems. *Resources, Conservation and Recycling*, 87, 30-45. doi:<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.03.011>
- Classicsearoutes. (2022). Retrieved from <https://classic.searoutes.com/routing/4294967552/4294967456?speed=13&panama=true&sz=true&kiel=true&rivers=block&roads=block>
- Copper Alliance. (2021). Copper Environmental Profile. Retrieved from <https://copperalliance.org/wp-content/uploads/2021/07/ICA-EnvironmentalProfileHESD-201803-FINAL-LOWRES-1.pdf>
- Edo, M., Bisailon, M., Engman, M., Jensen, C., Johansson, I., Sahlin, J., & Solis, M. (2019). Reduktion av mängden brännbart bygg-och rivningsavfall. In.
- EPS Sverige. (u.å.-a). Om EPS. Retrieved from <https://www.ikem.se/eps-sverige/om-eps/>
- EPS Sverige. (u.å.-b). Återvinning av EPS. Retrieved from <https://www.ikem.se/eps-sverige/miljon-och-eps/atervinning-av-eps/?msclkid=2815d243ce9a11eca6f1bfd273f62878>
- Erlandsson, M., & Sundquist, J.-O. (2014). *Environmental consequences of different recycling alternatives for wood waste*. Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ivl:diva-2523>

- Erlandsson, M., & Sundqvist, J.-O. (2014). *Environmental consequences of different recycling alternatives for wood waste - A report to a Nordic cooperation project on the EC recovery target for construction and demolition waste (CDW)* (B 2182). Retrieved from
- Fořt, J., & Černý, R. (2018). Carbon footprint analysis of calcined gypsum production in the Czech Republic. *Journal of Cleaner Production*, 177, 795-802.
doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.002>
- Fråne, A., Anderson, S., Andersson, C., Boberg, N., Dahlbom, M., Miliute-Plepiene, J., . . . George, M. (2022). Kartläggning av plastflöden i Sverige 2020: Med avseende på råvara, produkter och avfall. In: Naturvårdsverket.
- GaBi. (2017). Documentation for truck transport processes. Retrieved from https://gabi.sphera.com/uploads/media/Documentation_GaBi_Transport_Processes_Duty_Vehicles_2016_unchanged_for_2017.pdf
- IKEM. (2020). Environmental Product Declaration - In accordance with ISO 14025 and EN 15804+A1 for: EPS 80 insulation. Retrieved from <https://www.environdec.com/library/epd2035>
- IVL Svenska miljöinstitutet. (2022). Sluta cirkeln för industriell plast. Retrieved from <https://www.ivl.se/projektwebbar/sluta-cirkeln-for-industriell-plast.html>
- Jernkontoret. (u.å.). *Nationell samling kring metalliska material - En strategisk forsknings- och innovationsagenda 2020*. Retrieved from
- Kofod J., C. (2022). *Environmental Product Declaration - In accordance with ISO 14025 and EN 15804 + A2*. Retrieved from EPD International:
- Miliute-Plepiene, J., Sundqvist, J.-O., Stenmarck, Å., & Zhang, Y. (2019). *Klimatpåverkan från olika avfallsfraktioner* (978-91-7883-091-6 (ISBN)). Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ivl:diva-2826>
- Miliute, J., & Staniškis, J. K. (2010). Application of life-cycle assessment in optimisation of municipal waste management systems : The case of Lithuania. *Waste Management & Research*, 28(4), 298-308. doi:10.1177/0734242X09342149
- Moor, H., Stenmarck, Å., & Sundqvist, J.-O. (2006). USE OF LIFE CYCLE ASSESSMENT AS DECISIONSUPPORT TOOL IN WASTE MANAGEMENT PLANNING - OPTIMAL WASTE MANAGEMENT SCENARIOS FOR THE BALTIC STATES. *Environmental Engineering and Management Journal*, 5, 445-455.
- Naturvårdsverket. (2018). Vägledning i Klimatklivet - Beräkna utsläppsminskning. Retrieved from <https://www.sigill.se/siteassets/bilder/prydnadsvxter--plantskola/berakna-utslappsminskning-vagledning-klimatklivet-2018-09-04.pdf>
- Network for Transport Measures. (u.å.). Road cargo transport baselines Sweden. Retrieved from <https://www.transportmeasures.org/en/wiki/evaluation-transport-suppliers/road-transport-baselines-sweden/>
- NSR. (u.å.). Miljöanpassade spånplattor från träavfall. Retrieved from <https://nsr.se/om-nsr/projekt/projektbanken/testproduktion-av-miljoanpassade-spanplattor-fran-traavfall/>
- One Click LCA. (2022). Life Cycle Stages. Retrieved from <https://oneclicklca.zendesk.com/hc/en-us/articles/360015064999-Life-Cycle-Stages#:~:text=Module%20A1%2C%20A2%20and%20A3,residues%20during%20the%20product%20stage>
- Paroc. (u.å.). Rewool - Återvinning för alla. Retrieved from <https://www.paroc.se/hjalpmedel/paroc-rewool>
- PreZero. (2019). Vad händer med järn- och metallskrot som går till återvinning? Retrieved from <https://atervinningsblogg.se/vad-hander-med-jarn-och-metallskrot-som-gar-till-atervinning/>

- Ragn-Sells. (2021). Ragn-Sells och Saint Gobain testar cirkulär lösning för planglas [Press release]. Retrieved from <https://www.ragnsells.se/det-vi-gor/inspireras/samarbete-mojliggor-cirkular-losning-for-planglas/?msclid=fc5ffabecedc11ecb71f8b1dc32b100d>
- Sanjuan-Delmás, D., Alvarenga, R. A. F., Lindblom, M., Kampmann, T. C., van Oers, L., Guinée, J. B., & Dewulf, J. (2022). Environmental assessment of copper production in Europe: an LCA case study from Sweden conducted using two conventional software-database setups. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 27(2), 255-266. doi:10.1007/s11367-021-02018-5
- Sundqvist, J.-O., & Palm, D. (2010a). *Miljöpåverkan från avfall. Underlag för avfallsprevention och förbättrad avfallshantering*. Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ivl:diva-2704>
- Sundqvist, J.-O., & Palm, D. (2010b). *Underlag för avfallsprevention för förbättrad avfallshantering*. Retrieved from
- Sylwan, J. C. (2002). *Bygg- och rivningsavfall*. Retrieved from
- Transportmeasures. (2018). Road cargo transport baselines Sweden. Retrieved from <https://www.transportmeasures.org/en/wiki/evaluation-transport-suppliers/road-transport-baselines-sweden/>
- Unsbo, H. (2021). *Update of the LCA-software WAMPS : Proposing new emission factors and investigating the implications*. (Independent thesis Advanced level (degree of Master (Two Years)) Student thesis). Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kth:diva-302402> DiVA database. (21529)
- Återvinning Stockholm. (u.å.). Pappersåtervinning. Retrieved from <https://www.xn--tervinningstockholm-zwb.se/atervinningsprocessen/pappersatervinning/>

Bilagor (antagande)

Tabell 5: Sammanställning över antaganden och beskrivning av viktiga aspekter kopplat till beräkningar av klimatnyttan för gips.

Avfallsfraktioner	Modelleringsmoment eller aspekt	Beskrivning	Källa	Beskrivning av antaganden och omräkningar som har gjorts i relation till original källa samt anledningen till förändringarna (t ex pga olika karakteriserings faktorer, bränsle osv.)
Gips, avfallsprocesser	Ingående material till materialåtervinning	Gips från bygg- och rivningsindustrin	Antagande	I denna studie antas att ingående material bestå av bygg- och rivningsavfall. Materialet samlas enbart in och materialåtervinns till nya gipsskivor, andra produkter tas inte i hänsyn i detta projekt.
Gips, avfallsprocesser	Rejekt	5 %	Gyro Gipsåtervinning ¹⁴	Genomsnittligt rejekt ligger på cirka 5-6 procent. En del sorteras innan kommer till anläggningen, men från verksamhetsavfallet brukar det vara mindre förorenat än från exempelvis kommunala ÅVC:er, därför 5 % används i denna studie.
Gips, avfallsprocesser	Sammansättning och hantering av rejekt	0,05 ton rejekt per ton per insamlat gipsavfall för materialåtervinning: - 80 % papper till kompostering och täckning av deponier - 5 % blandad fraktion till energiutvinning - 5 % blandad fraktion till	Gyro Gipsåtervinning ¹⁵ och Intern IVL data	Ungefärligt sammansättning av rejektet baserat på intervjun med Gyro Gipsåtervinning ¹⁶ . Baserat på 5% rejektmängd skickas 0,05 ton avfall till behandling per ton insamlat material. Utsläpp från rejekt modellerades med WAMPS.

¹⁴ Patrik Lindholm. Gyro Gipsåtervinning. Intervju den 6 maj 2022

¹⁵ Patrik Lindholm. Gyro Gipsåtervinning. Intervju den 6 maj 2022

¹⁶ Patrik Lindholm. Gyro Gipsåtervinning. Intervju den 6 maj 2022



		deponi - 10 % metall till materialåtervinning		
Gips, avfallsprocesser	Sammansättning och hantering av icke rejekt	0,95 ton gips till materialåtervinning (tillverkning av gipsskivor)	Antagande	Baserat på att 0,05 ton blir till rejekt skickas resterande gips till materialåtervinning.
Gips, avfallsprocesser	Ersatt jungfruligt material	Naturligt gips med ursprung från Spanien	Gyro Gipsåtervinning ¹⁷	Återvunnet gips ersätter naturligt gips med ursprung från Spanien, vilket baseras på intervjun med Gyro Gipsåtervinning.
Gips, avfallsprocesser	Substitueringsfaktor	1:1	Antagande	I denna studie antas att återvunnet gips vara av samma kvalitet som jungfruligt gips, en substitueringsfaktor på 1:1 appliceras.
Gips, avfallsprocesser	Avfallsprocesser som inkluderas	Manuell sortering, bearbetning (krossning, mekanisk sortering osv) inkl. transport med band till återvinningsanläggning. Sorteringen innan gipset anländer till Gyro Gipsåtervinning inkluderas ej.	Gyro Gipsåtervinning ¹⁸	De inkluderade processerna i avfallshanteringen och materialåtervinning baseras på intervjun med Gyro Gipsåtervinning. Dock exkluderas sorteringen som sker innan gipsavfallet anländer till Gyro Gipsåtervinning.
Gips, avfallsprocesser	CO ₂ e, avfallsprocesser	Totalt 4 kWh (el) per ton inkommande avfall krävs för sortering och bearbetning, inklusive transporter med	Gyro Gipsåtervinning ¹⁹	Svensk el-mix används för utsläpps beräkning.

¹⁷ Patrik Lindholm, Gyro Gipsåtervinning. Intervju den 6:e maj 2022

¹⁸ Patrik Lindholm, Gyro Gipsåtervinning. Intervju den 6:e maj 2022

¹⁹ Patrik Lindholm, Gyro Gipsåtervinning. Intervju den 6:e maj 2022



		transportband. El används som energikälla.		
Gips, avfallsprocesser	CO2e, transport (avfallssteg)	Transporter till anläggning (antagande kring sträckor 300 km), med lastbil med släp (bruttolast på 34-40 t)	Gyro Gipsåtervinning ²⁰ och (Network for Transport Measures, u.å.)	Antagande kring sträckor (300 km) baserad på EPD:er som stämdes med enligt Gyro Gipsåtervinning ²¹). Beräkning av utsläpp enligt (Network for Transport Measures, u.å.)
Gips, jungfruligt	CO2, jungfrulig produktion (exkl. transport) och beskrivning av processer som inkluderats		(Boverket, 2022; Fořt & Černý, 2018; Naturvårdesverket, 2018)	Huvudunderlag från (Fořt & Černý, 2018). Utsläpp från bränsleförbrukningen har räknats om baserad på svenska data för energiförbrukning enligt (Boverket, 2022) och (Naturvårdesverket, 2018)). Antagande att återvunnen gips behöver samma energi för kalcinering som jungfruligt, därför kalcinering exkluderades från jungfrulig produktion
Gips, jungfruligt	CO2e, transport jungfrulig produktion	Distans mellan Spanien och Sverige (med båt) – 4750 km	(Classicsearoutes, 2022; Fořt & Černý, 2018; Transportmeasures, 2018)	Utsläpp från transporter inom anläggningen från Fořt and Černý (2018) och utsläpp från transporter från Spanien till svensk anläggning har räknats separat enligt (Transportmeasures, 2018). Dessutom beräknades transportsträckor enligt (Classicsearoutes, 2022).
Slutresultat för gips	Beskrivning av viktigaste osäkerheter i helheten (anledningen till osäkerheter)		Reflektion	Slutresultatet är mer känsligt för förändringar i transportsträcka än för övriga fraktioner. Det antas att det vid kalcineringsprocessen förbrukas lika stor mängd av energi oavsett om det är jungfrulig eller återvunnen gips som används. Generellt bedöms resultatet mer säkert i jämfört med övriga fraktioner (antagande stämades av med återvinnare, materialåtervinningsprocess räknats om enligt svenska data).

²⁰ Patrik Lindholm, Gyro Gipsåtervinning. Intervju den 6:e maj 2022

²¹ Patrik Lindholm, Gyro Gipsåtervinning. Intervju den 6:e maj 2022

Tabell 6: Sammanställning över antaganden och beskrivning av viktiga aspekter kopplat till beräkningar av klimatnyttan för mineralull.

Avfallsfraktioner	Modelleringsmoment eller aspekt	Beskrivning	Källa	Beskrivning av antaganden och omräkningar som har gjorts i relation till original källa samt anledningen till förändringarna (t ex pga olika karakteriserings faktorer, bränsle osv.)
Mineralull, avfallsprocesser	Ingående material till materialåtervinning	Mineralull från installationsspill	Antagande	I denna studie antas att ingående material bestå av installationsspill. Materialet samlas enbart in och materialåtervinns till ny isolering, andra produkter tas inte i hänsyn i detta projekt.
Mineralull, avfallsprocesser	Rejekt	15%	Konservativt antagande	I denna studie antas en rejektmängd på 15% utav det insamlade materialet.
Mineralull, avfallsprocesser	Sammansättning och hantering av rejekt	0,15 ton icke-brännbart till deponi per ton insamlat material	Intern IVL data	Baserat på antagandet om 15% rejekt deponeras 0,15 ton icke-brännbart avfall per ton insamlat material. Modellering av utsläpp gjordes i WAMPS.
Mineralull, avfallsprocesser	Sammansättning och hantering av icke rejekt	0,85 ton till tillverkning av ny isoleringsprodukt av 1 ton av insamlat material	Antagande	Baserat på att 0,15 ton blir till rejekt skickas resterande mineralull till materialåtervinning.
Mineralull, avfallsprocesser	Ersatt jungfruligt material	Ny mineralull producerad från jungfruligt material	Antagande	Det antas att det ersatta materialet är 100% jungfruligt.
Mineralull, avfallsprocesser	Substitueringsfaktor	1:1	Antagande	I denna studie antas att återvunnen mineralull vara av samma kvalitet som jungfruligt gips, en substitueringsfaktor på 1:1 applicerades.
Mineralull, avfallsprocesser	CO ₂ e, avfallsprocesser	Motsvarar 20 % av jungfruliga produktion	Antagande	Malning ingår enligt beskrivning i lättillgängliga källor. Oklart om det finns någon skillnad mellan olika anläggningar. Antagande att avfallsprocessen motsvarar 20% av totalt klimatpåverkan av jungfrulig produktion per ton av material.



Mineralull, avfallsprocesser	CO ₂ e, transport (avfallssteg)	Transporter till anläggning 500 km, rigid truck 20-26 t	(Network for Transport Measures, u.å.)	Antagande att det transporteras inom Sverige. Lastens utnyttjande faktor är 24,7 %, baserad på antagande att densitet är 70 kg/m ³ och att den maximala volymen av lasten antas vara 53 m ³ och en "vanligt" last väger 27 ton.
Mineralull, jungfruligt	CO ₂ , jungfrulig produktion och beskrivning av processer som inkluderats	Medelvärde av kg CO ₂ e/kg mineralull (A1-A3) från EPD:er.	Baseras på EPD (Kofod J., 2022)	Antas att tillverkningen är ca 30 % av det totala A1-A3.
Mineralull, jungfrulig	CO ₂ , transport (jungfruligt)	Ingår i värde A1-A3 i EPD:er, kan inte särskiljas och presenteras separat	Baseras på EPD (Kofod J., 2022)	Transporter har inte gått att presenteras separat från den jungfruliga produktionen.
Slutresultat för mineralull	Beskrivning av viktigaste osäkerheter i helheten (anledningen till osäkerheter)		Reflektion	Antagande kring rejekt och utsläpp från avfallsprocesser är mycket osäkra.

Tabell 7: Sammanställning över antaganden och beskrivning av viktiga aspekter kopplat till beräkningar av klimatnyttan för träavfall.

Avfallsfraktioner	Modelleringsmoment eller aspekt	Beskrivning	Källa	Beskrivning av antaganden och omräkningar som har gjorts i relation till original källa samt anledningen till förändringarna (t ex pga olika karakteriserings faktorer, bränsle osv.)
Trä till materialåtervinning, avfallsprocesser	Ingående material till materialåtervinning	Bygg- och rivningsavfall (icke-farligt): 1) Träavfall från bygg och rivning: formvirke, tillfälliga konstruktioner (exempelvis trappor, stöd och stag, plank) och rivningsvirke. 2) Trä 3) Träförpackningar, främst lastpallar som inte ingår i retursystem.	Antagande	
Trä till materialåtervinning, avfallsprocesser	Rejekt	10%	Antagande	
Trä till materialåtervinning, avfallsprocesser	Sammansättning och hantering av rejekt	0.1 ton (av ton av inkommande) blandat som går till energiutvinning		
Trä till materialåtervinning, avfallsprocesser	Ersatt jungfruligt material	Transporter inte inkluderats eftersom det är teoretiskt utvärdering		



Trä till materialåtervinning, avfallsprocesser	Substitueringsfaktor	1:1	Antagande	
Trä till materialåtervinning, avfallsprocesser	CO ₂ e, avfallsprocesser	Isoleringsmaterial som spånskiva och gipsskiva.	(Erlandsson & Sundquist, 2014)	
Trä till materialåtervinning, avfallsprocesser	CO ₂ e, transport (avfallssteg)	Inkluderas inte eftersom det inte finns återvinningsanläggningar i praktiken		
Trä till materialåtervinning, jungfruligt	CO ₂ , jungfrulig produktion och beskrivning av processer som inkluderats	Återvunnen spånskivan ersätter 1) (STD -skiva); 2) gipsskiva	(Arm et al., 2015b)	Vid tillverkning av STD-skiva från biprodukter har en del av energiförbrukningen/och CO ₂ -emissioner allokerats mellan biprodukter och huvudprodukt.
Trä till materialåtervinning, jungfrulig	CO ₂ , transport (jungfruligt)	Transporterna är med, men går inte särskilja från hela tillverkningsprocess	(Arm et al., 2015b)	
Slutresultat för Trä till materialåtervinning	Beskrivning av viktigaste osäkerheter i helheten (anledningen till osäkerheter)			Teoretisk uppskattning.

Tabell 8: Sammanställning över antaganden och beskrivning av viktiga aspekter kopplat till beräkningar av klimatnyttan för stål.

Avfallsfraktioner	Modelleringsmoment eller aspekt	Beskrivning	Källa	Beskrivning av omräkningar som har gjorts i relation till original källa samt anledningen till förändringarna (t ex pga olika karakteriserings faktorer, bränsle osv.)
Stål, avfallsprocesser	Ingående material till materialåtervinning	Stål från bygg- och rivningsavfall	Antagande	I denna studie antas att ingående material bestå av bygg- och rivningsavfall. Materialet samlas in i syfte att materialåtervinnas till nya stålprodukter.
Stål, avfallsprocesser	Sammansättning låglegerat stål och rostfritt stål	90% låglegerat stål och 10% rostfritt stål	Antagande (BE Group Sverige AB, 2016)	I studien antas sammansättningen baserat på information som presenteras i Byggstålhandboken. En exakt siffra på anges ej i, men att rostfritt stål används inom byggbranschen är fastställt.
Stål, avfallsprocesser	Rejekt	5%	Antagande	I studien antas att 5% av materialet som samlats in blir till rejekt under hela materialåtervinningsprocessen.
Stål, avfallsprocesser	Sammansättning och hantering av rejekt	0,05 ton brännbart avfall till energiutvinning.	Intern IVL data	I denna studie antas allt rejekt skickas till energiutvinning. Beräkningar av utsläppen kopplade till rejektet modellerades i WAMPS.
Stål, avfallsprocesser	Sammansättning och hantering av icke rejekt	0,95 ton (0,855 ton låglegerat stål och 0,095 ton rostfritt stål) 100 % (av det som finns kvar efter rejekt tas bort) stål till materialåtervinning	Antagande	Baserat på att 0,05 ton rejekt går till energiutvinning och stålet består av 90% låglegerat stål och 10% rostfritt stål.
Stål, avfallsprocesser	Ersatt jungfruligt material	Låglegerat stål samt rostfritt stål	Antagande	Det antas i denna studie att det ersatta materialet är 100% jungfruligt.
Stål, avfallsprocesser	Substitueringsfaktor	1:1	Antagande	I denna studie antas att kvalitén på återvunnet stål är likvärdigt kvalitén för jungfruligt stål. Detta är ett vanligen



				förekommande antagande för LCA-studier som studerar materialåtervinning.
Stål, avfallsprocesser	CO ₂ e, avfallsprocesser	Sorteringen inkluderar steg som cirkulerande magnetiska trummor och virvelströmmagneter. Materialåtervinningen inkluderar nedsmältning och gjutning av stålet i en elektrostålugn.	EcoInvent 3.6. Allocation, cut-off by classification (Unsbo, 2021)	Baserat på de emissionsfaktorer som togs fram av (Unsbo, 2021) för jungfrulig- och materialåtervinning av stål beräknades utsläppen i WAMPS. Emissionsfaktorn räknades dock om så att transporter kunde presenteras separat.
Stål, avfallsprocesser	CO ₂ e, transport (avfallssteg)	En transport på 500 km, lastbil med släp 34-40 t	Antagande	En stor del av Sveriges stålindustri baseras på skrot (Jernkontoret, u.å.). I denna studie antas materialåtervinningen av stål ske i Sverige och transporten från sorteringsanläggningen till gjuteriet motsvarar 500 km.
Stål, jungfruligt	CO ₂ , jungfrulig produktion (exkl. Transport) och beskrivning vilka processer som inkluderats	Processen omfattar utvinning av råvaror, transporter till ståltillverkningsanläggning, tillverkningsprocess (inkluderar exempelvis masugn) och gjutning.	EcoInvent 3.6. Allocation, cut-off by classification (Unsbo, 2021)	Baserat på de emissionsfaktorer som togs fram av (Unsbo, 2021) för jungfrulig- och materialåtervinning av stål beräknades utsläppen i WAMPS. Transporter av råvaror har inte gått att särskilja från tillverkningsprocessen.
Stål, jungfruligt	CO ₂ , transport (jungfruligt)	Transporter för jungfrulig produktion har inte gått att exkludera		Transporter av råvaror har inte gått att särskilja från tillverkningsprocessen av jungfruligt stål.
Slutresultat för stål	Beskrivning av viktigaste osäkerheter i helheten (anledningen till osäkerheter)		Reflektion	Slutresultatet främsta osäkerheter anses vara förhållandet mellan olika typer av stål (låg legerat och rostfritt stål) samt andelen rejekt.

Tabell 9: Sammanställning över antaganden och beskrivning av viktiga aspekter kopplat till beräkningar av klimatnyttan för aluminium.

Avfallsfraktioner	Modelleringsmoment eller aspekt	Beskrivning	Källa	Beskrivning av omräkningar som har gjorts i relation till original källa samt anledningen till förändringarna (t ex pga olika karakteriserings faktorer, bränsle osv.)
Aluminium, avfallsprocesser	Ingående material till materialåtervinning	Aluminium från bygg- och rivningsavfall	Antagande	I denna studie antas att ingående material bestå av bygg- och rivningsavfall. Materialet samlas in i syfte att materialåtervinnas till nya produkter av aluminium.
Aluminium, avfallsprocesser	Rejekt i hela kedjan (från källsorteringen till slutprodukt)	5%	Antagande	I studien antas att 5% av materialet som samlats in blir till rejekt under hela materialåtervinningsprocessen.
Aluminium, avfallsprocesser	Sammansättning och hantering av rejekt	0,05 ton brännbart avfall till energiutvinning.	Intern IVL data	I denna studie antas allt rejekt skickas till energiutvinning. Beräkningar av utsläppen kopplade till rejektet modellerades i WAMPS.
Aluminium, avfallsprocesser	Sammansättning och hantering av icke rejekt	0,95 ton aluminium 100 % (av det delen som finns kvar efter rejekt tas bort) aluminium till materialåtervinning		Baserat på att 0,05 ton rejekt går till energiutvinning.
Aluminium, avfallsprocesser	Ersatt jungfruligt material	Aluminium	Antagande	Det antas i denna studie att det ersatta materialet är 100% jungfruligt.
Aluminium, avfallsprocesser	Substitueringsfaktor	1:1	Antagande	I denna studie antas att kvalitén på återvunnet aluminium är likvärdigt kvalitén för jungfruligt aluminium. Detta är ett vanligen förekommande antagande för LCA-studier som studerar materialåtervinning av aluminium.

Aluminium, avfallsprocesser	CO2e, avfallsprocesser	Sorteringen inkluderar steg som cirkulerande magnetiska trummor och virvelströmmagneter. Materialåtervinningen inkluderar nedsmältning och gjutning av aluminiumet.	EcoInvent 3.6. Allocation, cut-off by classification (Unsbo, 2021)	Baserat på de emissionsfaktorer som togs fram av (Unsbo, 2021) för jungfrulig- och materialåtervinning av aluminium beräknades utsläppen i WAMPS. Emissionsfaktorn räknades om så att transporter kunde presenteras separat.
Aluminium, avfallsprocesser	CO2e, transport (avfallssteg)	Transport på 1500 km, lastbil med släp 34-40 t	Antagande	I Sverige finns idag en återvinnare av aluminium, Stena aluminium i Älmhult (Jernkontoret, u.å.). I denna studie antas dock att materialåtervinningen sker inom Europa och en transportsträcka på 1500 km från sorteringsanläggningen till återvinnaren. Detta är ett konservativt värde.
Aluminium, jungfruligt	CO2, jungfrulig produktion (exkl. Transport) och beskrivning vilka processer som inkluderats	Processen innefattar utvinning av råvaror, aluminiumoxidproduktion, aluminiumoxidelektrolys, interna materialåtervinningsprocesser samt gjutning.	EcoInvent 3.6. Allocation, cut-off by classification (Unsbo, 2021)	Baserat på de emissionsfaktorer som togs fram av (Unsbo, 2021) för jungfrulig- och materialåtervinning av aluminium beräknades utsläppen i WAMPS. Transporter av råvaror har inte gått att särskilja från tillverkningsprocessen.
Aluminium, jungfruligt	CO2, transport (jungfruligt)	Transporter för jungfrulig produktion har inte gått att särskilja från utsläppen		Transporter av råvaror har inte gått att särskilja från tillverkningsprocessen av jungfruligt aluminium.
Slutresultat för aluminium	Beskrivning av viktigaste osäkerheter i helheten (anledningen till osäkerheter)		Reflektion	Slutresultatet främsta osäkerheter anses vara den jungfruliga produktionen. En stor inverkan på klimatnyttan erhålls vid valet av jungfruligproduktion och dess geografiska täckning då utsläppen är större beroende på teknologinivå och val av energikällor. Större klimatnytta erhålls därmed om det jungfruliga aluminiumet har producerats i Asien jämfört med europeisk produktion.

Tabell 10: Sammanställning över antaganden och beskrivning av viktiga aspekter kopplat till beräkningar av klimatnyttan för koppar.

Avfallsfraktioner	Modelleringsmoment eller aspekt	Beskrivning	Källa	Beskrivning av antaganden och omräkningar som har gjorts i relation till original källa samt anledningen till förändringarna (t ex pga olika karakteriserings faktorer, bränsle osv.)
Koppar, avfallsprocesser	Ingående material till materialåtervinning	Koppar från bygg- och rivningsavfall, exklusive kablar av koppar	Antagande	I denna studie antas att ingående material bestå av bygg- och rivningsavfall, exklusive kablar av koppar. Materialet samlas in i syfte att materialåtervinnas till nya produkter av koppar.
Koppar, avfallsprocesser	Rejekt i hela kedjan (från källsorteringen till slutprodukt)	5 %	Antagande	I studien antas att 5% av materialet som samlats in blir till rejekt.
Koppar, avfallsprocesser	Sammansättning och hantering av rejekt	0,05 ton brännbart avfall till energiutvinning.	Intern IVL data	I denna studie antas allt rejekt skickas till energiutvinning. För att beräkna utsläppen kopplade till rejektet används data från WAMPS.
Koppar, avfallsprocesser	Sammansättning och hantering av icke rejekt	0,95 ton koppar 100 % (av det delen som finns kvar efter rejekt tas bort) koppar till materialåtervinning	Antagande	Baserat på att 0,05 ton rejekt går till energiutvinning.
Koppar, avfallsprocesser	Ersatt jungfruligt material	Koppar 99%	Antagande	Det antas att det ersatta materialet är 99% jungfruligt.
Koppar, avfallsprocesser	Substitueringsfaktor	1:1	Antagande	I denna studie antas att kvalitén på återvunnet koppar är likvärdigt kvalitén för jungfruligt koppar. Detta är ett vanligen förekommande antagande för LCA-studier.
Koppar, avfallsprocesser	CO ₂ e, avfallsprocesser	Tillverkning av återvunna kopparrör. Det antogs att 10	(Boverket, 2022b)	Enligt vetenskapliga artiklar (Ekman Nilsson et al., 2017) kan utsläpp från återvinningsprocesser variera mellan 0,2 och 1,9 ton CO ₂ e per ton koppar och detta beror på kvalitén av material och processerna använda. Processerna blir "dyrare" i CO ₂ e för



		% är produktion av rör och 10 % transporter.		"low grade scrap" än för "high grade scrap". I denna studie användes de nyaste data från Boverkets klimatdatabas för just återvunna kopparrör (byggprodukt) (100 % skrotbaserat). Typiskt värde på 0,647 kg CO ₂ e per 1 kg av produkt (för A1-A3) minskades med 20 % för produktion av rör och transporter.
Koppar, avfallsprocesser	CO ₂ e, transport (avfallssteg)	Transport på 1 500 km, med lastbil med släp 34-40 t	Antagande	Det finns en anläggning i norra Sverige, därför applicerades ett konservativt värde på 1 500 km i denna studie.
Koppar, jungfruligt	CO ₂ , jungfrulig produktion och beskrivning vilka processer som inkluderats	Svensk produktion av koppar katod (99,99 % renhet)	(Sanjuan-Delmás et al., 2022)	Transporter av råvaror har inte gått att särskilja från tillverkningsprocessen. Dessa bör dock i förhållande till tillverkningsprocessen medföra till oansenliga utsläpp.
Koppar, jungfruligt	CO ₂ , transport (jungfruligt)	Transporter för har inte gått att exkludera		Transporter av råvaror har inte gått att särskilja från tillverkningsprocessen av jungfruligt koppar.
Slutresultat för koppar	Beskrivning av viktigaste osäkerheter i helheten (anledningen till osäkerheter)		Reflektion	I denna studie för jungfrulig produktion använde vi primär produktion i Sverige enligt (Sanjuan-Delmás et al., 2022), med konservativt värde på 3.51 kg per 1 kg av material. I studien också anges 4.75 kg per 1 kg av material vilket är högre än det globala värdet. Det globala CO ₂ e utsläppet ligger på ca 4.1 kg per 1 kg av material enligt Copper Alliance (Copper Alliance, 2021), men inkluderar olika energikällor. Vi antog att det konservativa värdet på svensk primär produktion anses mer relevant att använda än det globala för att det borde ligga närmare den europeiska värden. Både jungfrulig produktion och avfallsprocesser är mycket känsliga på Cu andel i malm eller skrot. Utsläpp från återvinningsprocesserna kan variera mellan 0,2 och 1,9 ton CO ₂ e per ton koppar och detta beror mycket på kvalitet av material och den använda processen. Processerna blir "dyrare" i CO ₂ e för "low grade scrap" än för "high grade scrap". Vi använde medelvärde av EPD:er från Boverketsdatabas och antas representera svenska förhållanden.

Tabell 11: Sammanställning över antaganden och beskrivning av viktiga aspekter kopplat till beräkningar av klimatnyttan för hårdplast.

Avfallsfraktioner	Modelleringsmoment eller aspekt	Beskrivning	Källa	Beskrivning av antaganden och omräkningar som har gjorts i relation till original källa samt anledningen till förändringarna (t ex pga olika karakteriserings faktorer, bränsle osv.)
Hårdplast, avfallsprocesser	Ingående material till materialåtervinning	Hårdplast från bygg- och rivningsavfall eller installationspill	Antagande	I denna studie antas att ingående material bestå av bygg- och rivningsavfall och installationspill. Materialet samlas in i syfte att materialåtervinnas till nya produkter av hårdplast.
Hårdplast, avfallsprocesser	Sammansättning av hårdplasten	100% HDPE	Van Werven ²² och (Ahlm, Boberg, Hytteborn, & Miliute-Plepiene, 2021)	HDPE är de dominerande plastsorten följt av PVC och PPCO (Källa, kartläggning). Enligt Van Werven stå PE för cirka 55-60%, PP för 20-30% samt PVC för det resterande av det insamlade materialet. I denna studie antas materialåtervinningen och jungfrulig produktion av HDPE även vara representativt för PP och PVC.
Hårdplast, avfallsprocesser	Rejekt	10%	Van Werven ²³ och (Fråne et al., 2022)	Enligt (Fråne et al., 2022), skickas cirka 65-70% av insamlade plaströr från Nordiska Plaströrsgruppen frivilliga insamling av plaströspill från ombyggnation samt nybyggen till materialåtervinning. Enligt Van Werven tilläts 4% felsorterat material i det inkommande materialet. Utifrån denna siffra antas i detta projekt att rejekt motsvara 10% av den insamlade mängden hårdplast. Detta för att ta i hänsyn att exempelvis vidare sortering kan ske vid återvinningsanläggningen eller försortering, vilket därmed skulle medföra till en högre rejektmängd än enbart den som uppstår vid Van Werven. Det är även viktigt att ta i hänsyn att rejektmängden för materialåtervinning kan vara högre för andra återvinnare, vilket speglas i den rejektmängd som antagits i denna studie.

²² Gustafsson, Frank. Commercial Manager – Sales & Purchase vid Van Werven. Intervju den 28 april 2022.

²³ Gustafsson, Frank. Commercial Manager – Sales & Purchase vid Van Werven. Intervju den 28 april 2022.



Hårdplast, avfallsprocesser	Sammansättning och hantering av rejekt	0,10 ton plastavfall till energiutvinning.	Intern IVL data	I denna studie antas allt rejekt skickas till energiutvinning. För att beräkna utsläppen kopplade till rejektet används data från WAMPS.
Hårdplast, avfallsprocesser	Sammansättning och hantering av icke rejekt	0,95 ton hårdplast 100 % (av det delen som finns kvar efter rejekt tas bort) hårdplast till materialåtervinning	Antagande	Baserat på att 0,10 ton rejekt går till energiutvinning.
Hårdplast, avfallsprocesser	Ersatt jungfruligt material	HDPE	Antagande	I denna studie antas materialåtervinningen och jungfrulig produktion av HDPE även vara representativt för PP och PVC.
Hårdplast, avfallsprocesser	Substitueringsfaktor	1,1:1	Antagande	I denna studie antas 1,1 ton återvunnen plast motsvarar 1 ton jungfrulig plast.
Hårdplast, avfallsprocesser	CO2e, avfallsprocesser	Sorteringen av insamlad HDPE inkluderar NIR-teknologi samt användningen av luftkompressorer för att sortera ut föroreningar. Utöver sortering mals materialet ned samt tvättas innan dess att det regranuleras till granulat.	EcoInvent 3.6. Allocation, cut-off by classification (Unsbo, 2021)	Baserat på de emissionsfaktorer som togs fram av (Unsbo, 2021) för jungfrulig- och materialåtervinning av hårdplast beräknades utsläppen i WAMPS. Emissionsfaktorn räknades även om så att transporter kunde presenteras separat.
Hårdplast, avfallsprocesser	CO2e, transport (avfallssteg)	Transport på 1500 km, med lastbil med släp 34-40 t	Van Werven ²⁴	Utifrån uppgifter Van Werven återvinns sorterad hårdplast främst inom Europa. I denna studie antas källsorterad hårdplast

²⁴ Gustafsson, Frank. Commercial Manager – Sales & Purchase vid Van Werven. Intervju den 28 april 2022.



				transporteras med lastbil cirka 1500 km med lastbil och lasten antas vara 20 ton.
Hårdplast, jungfruligt	CO2, jungfrulig produktion (exkl. Transport), beskrivning vilka processer som inkluderats	Den jungfruliga produktionen av HDPE inkluderar ett cradle-to-gate perspektiv där alltifrån råvaruutvinning till den faktiska tillverkningsprocessen tas i hänsyn. Transporter av råvaror till anläggningen inkluderas i detta dataset.	EcoInvent 3.6. Allocation, cut-off by classification (Unsbo, 2021)	Baserat på de emissionsfaktorer som togs fram av (Unsbo, 2021) för jungfrulig- och materialåtervinning av hårdplast beräknades utsläppen i WAMPS. Transporter av råvaror har inte gått att särskilja från tillverkningsprocessen.
Hårdplast, jungfruligt	CO2, transport (jungfruligt)	Transporter för jungfrulig produktion har inte gått att exkludera		Transporter av råvaror har inte gått att särskilja från tillverkningsprocessen av jungfrulig hårdplast.
Slutresultat för hårdplast	Beskrivning av viktigaste osäkerheter i helheten (anledningen till osäkerheter)		Reflektion	Datan representerar enbart HDPE och inte PP och PVC. Detta medför till brister i den faktiska täckningen av utsläpp då skillnader mellan materialen inte tas i hänsyn. Detta beror på en förenkling. Transporterna för den jungfruliga produktionen har antagits och kan därmed ange för höga/för låga utsläpp gentemot verkligheten.

Tabell 12: Sammanställning över antaganden och beskrivning av viktiga aspekter kopplat till beräkningar av klimatnyttan för hårdplast.

Avfallsfraktioner	Modelleringsmoment eller aspekt	Beskrivning	Källa	Beskrivning av antaganden och omräkningar som har gjorts i relation till original källa samt anledningen till förändringarna (t ex pga olika karakteriserings faktorer, bränsle osv.)
Mjukplast, avfallsprocesser	Ingående material till materialåtervinning	Mjukplast från bygg- och rivningsavfall	Antagande	I denna studie antas att ingående material bestå av bygg- och rivningsavfall. Materialet samlas in i syfte att materialåtervinnas till nya produkter av mjukplast.
Mjukplast, avfallsprocesser	Rejekt i hela kedjan (från källsorteringen till slutprodukt)	15%	Antagande	Enligt Ragn-Sells sorteras uppemot 10% av den insamlade mjukplasten ut och materialåtervinnas ej. Då vidare sortering eventuellt kan ske vid materialåtervinningsanläggningen antas i denna studie en rejektandel på 15%.
Mjukplast, avfallsprocesser	Sammansättning och hantering av rejekt	0,15 ton plastavfall till energiutvinning.	Intern IVL data	I denna studie antas allt rejekt motsvara blandat plastavfall vilket skickas till energiutvinning. Utsläppen baseras på data från WAMPS.
Mjukplast, avfallsprocesser	Sammansättning och hantering av icke rejekt	0,85 ton mjukplast 100 % (av det delen som finns kvar efter rejekt tas bort) mjukplast till materialåtervinning	Antagande	Baserat på att 0,15 ton rejekt går till energiutvinning.
Mjukplast, avfallsprocesser	Ersatt jungfruligt material	LDPE	Antagande	I denna studie antas 100% jungfrulig LDPE ersättas.
Mjukplast, avfallsprocesser	Substitueringsfaktor	1,1:1	Antagande	I denna studie antas 1,1 ton återvunnen plast motsvarar 1 ton jungfrulig plast.

Mjukplast, avfallsprocesser	CO ₂ e, avfallsprocesser	Sorteringen av insamlad mjukplast inkluderar NIR-teknologi samt användningen av luftkompressorer för att sortera ut föroreningar. Utöver sortering mals materialet ned samt tvättas innan dess att det regranuleras till granulat.	EcoInvent 3.6, Allocation, cut-off by classification (Unsbo, 2021)	Baserat på de emissionsfaktorer som togs fram av (Unsbo, 2021) för jungfrulig- och materialåtervinning av hårdplast beräknades utsläppen i WAMPS. Emissionsfaktorn räknades även om så att transporter kunde presenteras separat.
Mjukplast, avfallsprocesser	CO ₂ e, transport (avfallssteg)	Transport på 1500 km, med lastbil med släp 34-40 t	Ragn-Sells	Från sorteringsanläggningen skickas balar av sorterad LDPE motsvarande ungefär 20 ton med lastbil inom Sverige samt andra europeiska länder (Ragn-Sells, Intervju). I denna studie antas materialåtervinningen ske i Europa vilket skulle motsvara en sträcka på cirka 1500 km. Detta är ett konservativt värde.
Mjukplast, jungfruligt	CO ₂ , jungfrulig produktion (exkl. Transport) och beskrivning vilka processer som inkluderats	Den jungfruliga produktionen av LDPE inkluderar ett cradle-to-gate perspektiv där alltifrån råvaruutvinning till tillverkningsprocessen tas i hänsyn. Transporter har inte gått att särskiljas.	EcoInvent 3.6, Allocation, cut-off by classification (Unsbo, 2021)	Baserat på de emissionsfaktorer som togs fram av (Unsbo, 2021) för jungfrulig- och materialåtervinning av hårdplast beräknades utsläppen i WAMPS. Transporter har inte gått att särskilja från tillverkningsprocessen.
Mjukplast, jungfruligt	CO ₂ , transport (jungfruligt)	Transporter för har inte gått att särskiljas		Transporterna har inte gått att särskilja från tillverkningsprocessen av jungfrulig hårdplast.
Slutresultat för mjukplast	Beskrivning av viktigaste osäkerheter i helheten (anledningen till osäkerheter)		Reflektion	Datan representerar enbart HDPE och inte LDPE. Detta medför till brister i den faktiska täckningen av utsläpp då skillnader mellan materialen inte tas i hänsyn. Transporterna för den jungfruliga produktionen har antagits och kan därmed ange för höga/för låga utsläpp gentemot verkligheten.

Tabell 13: Sammanställning över antaganden och beskrivning av viktiga aspekter kopplat till beräkningar av klimatnyttan för mjuk PVC.

Avfallsfraktioner	Modelleringsmoment eller aspekt	Beskrivning	Källa	Beskrivning av antaganden och omräkningar som har gjorts i relation till original källa samt anledningen till förändringarna (t ex pga olika karakteriseringsfaktorer, bränsle osv.)
Mjuk PVC, avfallsprocesser	Ingående material till materialåtervinning	Mjuk PVC från installationsspill	Antagande	I denna studie antas att ingående material bestå av installationsspill. Materialet samlas in i syfte att materialåtervinnas till nytt plastgolv.
Mjuk PVC, avfallsprocesser	Rejekt	17%	IVLs rapport (A. M. Almasi & Zhang, 2019)	Antagande baserat på A. M. Almasi & Zhang, 2019).
Mjuk PVC, avfallsprocesser	Sammansättning och hantering av rejekt	0,17 ton av en blandning av olika plaster till energiutvinning	IVLs rapport (A. M. Almasi & Zhang, 2019)	Antagande baserat på A. M. Almasi & Zhang, 2019).
Mjuk PVC, avfallsprocesser	Sammansättning och hantering av icke rejekt	0,85 ton mjuk PVC 100 % (av det delen som finns kvar efter rejekt tas bort) mjuk PVC till materialåtervinning	Antagande	Baserat på 0,17 ton rejekt till energiutvinning.
Mjuk PVC, avfallsprocesser	Ersatt jungfruligt material	Mjuk PVC i plastgolv	Antagande	I denna studie antas 100% mjuk PVC ämnade för plastgolv ersättas.
Mjuk PVC, avfallsprocesser	Substitueringsfaktor	1:1	Antagande	I denna studie antas att återvunnen plast vara av samma kvalitet som jungfruligt mjuk PVC, en substitueringsfaktor på 1:1 applicerades.



Mjuk PVC, avfallsprocesser	Avfallsprocesser som inkluderas	Insamling, sortering och hantering (materialåtervinning och en del till rejekt)	IVLs rapport (A. M. Almasi & Zhang, 2019)	Antagande baserat på A. M. Almasi & Zhang, 2019).
Mjuk PVC, avfallsprocesser	CO ₂ e, avfallsprocesser	0,5 kg /kg avfall (insamlingen och andra långa transporter med)	IVLs rapport (A. M. Almasi & Zhang, 2019)	Antagande baserat på A. M. Almasi & Zhang, 2019).
Mjuk PVC, avfallsprocesser	CO ₂ e, transport (avfallssteg)	300 km för transporter + 100 km för avfallsinsamlingen	IVLs rapport (A. M. Almasi & Zhang, 2019)	Antagande baserat på A. M. Almasi & Zhang, 2019).
Mjuk PVC, jungfruligt	CO ₂ , (jungfruligt)	0,9 (med transporter)	IVLs rapport (A. M. Almasi & Zhang, 2019)	Antagande baserat på A. M. Almasi & Zhang, 2019).
Slutresultat för mjuk PVC	Beskrivning av viktigaste osäkerheter i helheten (anledningen till osäkerheter)		Reflektion	Insamlingen ingår i avfallssteg, skillnad från andra fraktioner. Generellt data borde vara säkra, baseras på en fullskalig LCA, specifika data från Tarkett används.

Tabell 14: Sammanställning över antaganden och beskrivning av viktiga aspekter kopplat till beräkningar av klimatnyttan för cellplast.

Avfallsfraktioner	Modelleringsmoment eller aspekt	Beskrivning	Källa	Beskrivning av antaganden och omräkningar som har gjorts i relation till original källa samt anledningen till förändringarna (t ex pga olika karakteriserings faktorer, bränsle osv.)
Cellplast, avfallsprocesser	Ingående material till materialåtervinning	Cellplast från installationsspill	Antagande	I denna studie antas att ingående material bestå av installationsspill. Materialet samlas in i syfte att materialåtervinnas till ny cellplast i form av isolerings.
Cellplast, avfallsprocesser	Rejekt	30%	Konservativt antagande	På grund av bristande information om rejektandelen för insamlad EPS har ett konservativt värde på 30% antagits i denna studie.
Cellplast, avfallsprocesser	Sammansättning och hantering av rejekt	0,3 ton rejekt Farligt- och brännbart avfall skickas till energiutvinning, inert avfall skickas till deponi och resterande skickas till materialåtervinning.	(BeWi Insulation AB, 2021)	Behandlingen baseras på de siffror som presenteras i EPD:en från BeWi Insulation AB.
Cellplast, avfallsprocesser	Sammansättning och hantering av icke rejekt	0,7 ton EPS 100 % (av det delen som finns kvar efter rejekt tas bort) EPS till materialåtervinning	Antagande	Baserat på antagandet om 0,3 ton rejekt som behandlas.
Cellplast, avfallsprocesser	Ersatt jungfruligt material	EPS	Antagande	I denna studie antas 100% jungfrulig EPS ersättas.



Cellplast, avfallsprocesser	Substitueringsfaktor	1,1:1	Antagande	I denna studie antas 1,1 ton återvunnen plast motsvarar 1 ton jungfrulig plast.
Cellplast, avfallsprocesser	CO ₂ e, avfallsprocesser och en beskrivning av delprocesserna som inkluderas	Detta motsvarar materialåtervinning av insamlad EPS där materialet har malts ned, komprimerats, tvättats och regranulerats samt tillverkningsprocessen av ny EPS.	(BeWi Insulation AB, 2021)	Materialåtervinning och dess utsläpp baseras på information som i EPD:en från (BeWi Insulation AB, 2021), i rapporten används karakteriseringsfaktorn CML2001 – Jan. 2016, baseline method. Transporter har inte gått att särskilja från återvinningsprocessen.
Cellplast, avfallsprocesser	CO ₂ e, transport (avfallssteg)	Ingår i värde A1-A3 i EPD:er, kan inte särskiljas och presenteras separat.	(BeWi Insulation AB, 2021)	Transportern har inte gått att särskilja från tillverkningsprocessen av återvunnen EPS.
Cellplast, jungfruligt	CO ₂ , jungfrulig produktion (exkl. Transport) och beskrivning vilka processer som inkluderats	Cradle-to-Gate produktion av EPS.	(IKEM, 2020)	Jungfrulig produktion baseras på EPD:en från (IKEM, 2020). Den avser produktion av jungfrulig cell- och skumplast i form av EPS isolering, där karakteriseringsmetoden CML2001 – Jan. 2016, baseline method används. Transporter har inte gått att särskilja från tillverkningsprocessen.
Cellplast, jungfruligt	CO ₂ , transport (jungfruligt)	Ingår i värde A1-A3 i EPD:er, kan inte särskiljas och presenteras separat.	(IKEM, 2020)	Transportern har inte gått att särskilja från tillverkningsprocessen av jungfrulig EPS.
Slutresultat för Cellplast	Beskrivning av viktigaste osäkerheter i helheten (anledningen till osäkerheter)		Reflektion	Detta avser enbart materialåtervinning av isolering av EPS där slutprodukten är ny isolering. Den främst osäkerheten anses vara bristen på jämförelse med andra datakällor. Materialåtervinning baseras till fullo på EPD:en från BeWi Insulation AB.

Tabell 15: Sammanställning över antaganden och beskrivning av viktiga aspekter kopplat till beräkningar av klimatnyttan för planglas.

Avfallsfraktioner	Modelleringsmoment eller aspekt	Beskrivning	Källa	Beskrivning av antaganden och omräkningar som har gjorts i relation till original källa samt anledningen till förändringarna (t ex pga olika karakteriserings faktorer, bränsle osv.)
Planglas, avfallsprocesser	Ingående material till materialåtervinning	Planglas från bygg- och rivningsavfall	Antagande	I denna studie antas att ingående material bestå av bygg- och rivningsavfall. Materialet samlas in i syfte att materialåtervinnas till nytt glas, andra produkter har inte tagits i hänsyn i detta projekt.
Planglas, avfallsprocesser	Rejekt	10%	Antagande	I studien antas att 10% av materialet som samlats in blir till rejekt under hela materialåtervinningsprocessen.
Planglas, avfallsprocesser	Sammansättning och hantering av rejekt	0,1 ton restavfall till deponering.	Intern IVL data	I denna studie antas allt rejekt skickas till deponering. För att beräkna utsläppen kopplade till behandling av rejektet används data från WAMPS.
Planglas, avfallsprocesser	Sammansättning och hantering av icke rejekt	0,9 ton planglas 100 % (av det delen som finns kvar efter rejekt tas bort) planglas till materialåtervinning	Antagande	Baserat på antagandet om 10% rejekt.
Planglas, avfallsprocesser	Ersatt jungfruligt material	Glas	Antagande	Planglas kan både återvinnas till antingen nytt planglas eller andra produkter av glas eller till mineralull. I denna studie antas att glas ersätts vilket antas vara 100% jungfruligt.
Planglas, avfallsprocesser	CO2e, avfallsprocesser	Processen innefattar sortering och krossning av insamlat glas följt av bearbetning, smältning och formning.	EcoInvent 3.6, Allocation, cut-off by classification (Unsbo, 2021)	Baserat på de emissionsfaktorer som togs fram av (Unsbo, 2021) för jungfrulig- och materialåtervinning av planglas beräknades utsläppen i WAMPS. Emissionsfaktorn räknades även om så att transporter kunde presenteras separat.



Planglas, avfallsprocesser	CO ₂ e, transport (avfallssteg)	Transport på 2000 km, med lastbil med släp 34-40 t	Antagande	I denna studie antas en transport på 2000 km mellan sorteringsanläggningen och återvinnaren utifrån den information som presenterats för Ragn-Sells och Saint Gobain samarbete (Ragn-Sells, 2021).
Planglas, jungfruligt	CO ₂ , jungfrulig produktion (exkl. Transport) och beskrivning vilka processer som inkluderats	Processen inkluderar ett cradle-to-gate perspektiv av produktion av jungfruligt glas. Den inkluderar exempelvis extraktion och beredning av råmaterial, smältning och formning. Transporter av råvaror till anläggningen inkluderas i detta dataset.	EcoInvent 3.6, Allocation, cut-off by classification (Unsbo, 2021)	Baserat på de emissionsfaktorer som togs fram av (Unsbo, 2021) för jungfrulig- och materialåtervinning av planglas beräknades utsläppen i WAMPS. Transporter av råvaror har inte gått att särskilja från tillverkningsprocessen.
Planglas, jungfruligt	CO ₂ , transport (jungfruligt)	Transporter för jungfrulig produktion har inte gått att exkludera		Transporter av råvaror har inte gått att särskilja från tillverkningsprocessen av jungfruligt glas.
Slutresultat för planglas	Beskrivning av viktigaste osäkerheter i helheten (anledningen till osäkerheter)		Reflektion	Slutresultatet främsta osäkerheter anses vara andelen rejekt vilket helt baseras på antaganden.

Avfallsfraktioner	Modelleringsmoment eller aspekt	Beskrivning	Källa	Kommentarer
Wellpapp, avfallsprocesser	Ingående material till materialåtervinning	Wellpapp från bygg- och rivningsavfall	Antagande	I denna studie antas att ingående material bestå av bygg- och rivningsavfall. Materialet samlas in i syfte att materialåtervinnas till nytt wellpapp.
Wellpapp, avfallsprocesser	Rejekt	10 %	Antagande	I studien antas att 10% av materialet som samlats in blir till rejekt under hela materialåtervinningsprocessen.
Wellpapp, avfallsprocesser	Sammansättning och hantering av rejekt	0,1 ton papper till energiutvinning.	Intern IVL data	I denna studie antas allt rejekt skickas till energiutvinning. För att beräkna utsläppen kopplade till rejektet används data från WAMPS.
Wellpapp, avfallsprocesser	Sammansättning och hantering av icke rejekt	0,9 ton wellpapp 100 % (av det delen som finns kvar efter rejekt tas bort) wellpapp till materialåtervinning	Antagande	Baserat på 0,1 ton rejekt till energiutvinning.
Wellpapp, avfallsprocesser	Ersatt jungfruligt material	Wellpapp, genomsnittligt europeisk	Antagande	Återvunnen wellpapp antas att ersätta genomsnittlig europeisk wellpapp med avseende på andelen återvunnen och primär råvara (11% primär och 89% återvunnen enligt FEFCO (2018)) ²⁵ . Klimatpåverkan för den genomsnittliga wellpappen är hämtad från Spheras databas och bygger på FEFCOs European Database for Corrugated Board Life Cycle studies.
Wellpapp, avfallsprocesser	CO ₂ e, avfallsprocesser			Testliner & wellenstoff, gate-to-gate

²⁵ <https://www.fefco.org/download/file/2626>



Wellpapp, avfallsprocesser	CO ₂ e, transport (avfallssteg)	Transport på 500 km, med lastbil med släp 34-40 t	Antagande	Det finns flera anläggningar i Sverige, stämmd med Stena
Wellpapp, jungfruligt	CO ₂ , jungfrulig produktion (exkl. Transport) och beskrivning vilka processer som inkluderats			Transporter av råvaror har inte gått att särskilja från tillverkningsprocessen. Dessa bör dock i förhållande till tillverkningsprocessen medföra till oansenliga utsläpp.
Wellpapp, jungfruligt	CO ₂ , transport (jungfruligt)	Transporter för jungfrulig produktion har inte gått att exkludera		Transporter av råvaror har inte gått att särskilja från tillverkningsprocessen av jungfruligt wellpapp.
Wellpapp, slutresultat	Beskrivning av viktigaste osäkerheter i helheten (anledningen till osäkerheter)		Reflektion	<p>Slutresultatet av klimatnyttan är känsligt i och med antagande om ersatta material, som har stor variation mellan olika datakällor. Vi använde europeisk wellpappsproduktion som har en stor andel av återvunnen wellpapp, därför anses att resultatet är något konservativt.</p> <p>Enligt en vetenskaplig studie (Brogaard, Damgaard, Jensen, Barlaz, & Christensen, 2014) ligger ett medelvärde av koldioxidavtrycket för produktion av wellpapp från primär källa (jungfrulig) på 1,14 kg CO₂e/kg (resultatet baseras på 17 studier). Ett medelvärde av koldioxidavtrycket för den sekundära (återvunna) wellpappen ligger på 0,82 kg CO₂e/kg (baseras på 11 studier). Skillnader mellan dessa värde är på samma nivå som vårt resultat, ca 0.3 kg per kg av avfall.</p>



[Infoga bild/logga]