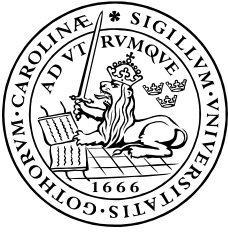


Från spill till hållbar isolering

– En jämförande miljöbedömning av
Diabs R-serie ur ett livscykelperspektiv

August Lindholm

Examensarbete 2018
Miljö- och Energisystem
Institutionen för Teknik och samhälle
Lunds Tekniska Högskola



LUNDS UNIVERSITET

Lunds Tekniska Högskola

Från spill till hållbar isolering
En jämförande miljöbedömning av Diabs R-serie ur ett
livscykelperspektiv

August Lindholm

Examensarbete

Mars 2018

Dokumentutgivare, Dokumentet kan erhållas från LUNDS TEKNISKA HÖGSKOLA vid Lunds universitet Institutionen för teknik och samhälle Miljö- och energisystem Box 118 221 00 Lund Telefon: 046-222 00 00 Telefax: 046-222 86 44	Dokumentnamn Examensarbete
	Utgivningsdatum Mars 2018
	Författare August Lindholm

Dokumenttitel och undertitel

Från spill till hållbar isolering

- En jämförande miljöbedömning av Diabs R-serie ur ett livscykelperspektiv

Sammandrag

Materialflödet som uppkommer i och med dagens nivåer av konsumtion och global handel har gjort att avfallshantering och en effektivare hushållning med jordens resurser blivit allt viktigare. Idag ligger därför stort fokus på att förebygga uppkomsten avfall eller i annat fall återanvända eller återvinna tillverkade produkter. En sektor som använder stora mängder av just jungfruligt material är byggsektorn och allt större åtgärder läggs därför på att minska miljöpåverkan från materialen i byggprocessen.

Företaget Diab har tittat på en lösning att återvinna sitt spillmaterial till en ny produkt kallad R-serien, som ska användas som isoleringsmaterial i byggnader. Syftet med detta arbete är därför att beräkna hur den miljömässiga prestandan för Diabs nya produkt förhåller sig mot nuvarande produkter av cellplast.

För att bedöma produktens miljöpåverkan används metodiken för livscykelanalys där samtliga faser från vagga till grav inkluderas. I detta fall beräknades påverkan för kategorierna klimatpåverkan, energianvändning, övergödning, försurning och toxicitet. Då standarden för livscykelanalys ej är helt tydlig med hur man ska beräkna på strömmar av spillmaterial har arbetet vidare syftat till att undersöka de olika tillvägagångssätten som finns. I detta fall användes därför tre olika allokeringmetoder, närmare bestämt allokering med uttags- och spridningsbelastning samt ekonomisk allokering.

Resultaten påvisar att R-serien har goda tekniska egenskaper samt goda miljömässiga värden i jämförelse med de studerade produkterna av cellplast. Dock visar resultatet noterbara skillnader beroende på vilken allokeringmetod som användes, där produkten i vissa fall var bättre och vissa fall sämre än de konkurrerande produkterna.

Sammanfattningsvis kan sägas att produktionen av R-serien innebär ett positivt steg i företagets hållbarhetsarbete. Utrymmet för tolkning som finns kring beräkningar av spillmaterial kan dock ge upphov till skillnader vid bedömningar av produkter. Detta är viktigt att beakta både för framtida studier av spillmaterial och speciellt vid uppförandet av dokument som vänder sig mot konsumenter, till exempel miljövarudeklarationer.

Nyckelord

Livscykelanalys, miljöpåverkan, allokering, isolering, Diab

Sidomfång 75	Språk Svenska	ISRN ISRN LUTFD2/TFEM—18/5127--SE + (1-75)
-----------------	------------------	---

Organisation, The document can be obtained through LUND UNIVERSITY Department of Technology and Society Environmental and Energy Systems Studies Box 118 SE - 221 00 Lund, Sweden Telephone: int+46 46-222 00 00 Telefax: int+46 46-222 86 44	Type of document
	Master thesis
	Date of issue
	March 2018
	Authors
	August Lindholm

Title and subtitle

From waste to sustainable insulation

- A comparative environmental assessment of Diabs R-series in a life cycle perspective

Abstract

The material throughput associated with today's levels of consumption and global trade has made waste management and a more efficient conversion of the earth's resources more and more important. There is hence an increasing focus on preventing the occurrence of waste or otherwise to reuse or recycle manufactured products. One sector that uses large amounts of virgin material is the building sector and increasing action is thereby put into trying to decrease the environmental impact from the materials in the building process.

The company Diab has looked into a solution to reuse their waste material in the form of a new product called the R-series, which is to be used as insulation material in buildings. The purpose of this thesis is therefore to calculate how the environmental performance of Diab's new product compares to current products made of polystyrene.

To estimate the products environmental impact the methodology of life cycle analysis was used, where all product stages from cradle to grave are included. In this case the impact was assessed based on the categories climate change, energy use, eutrophication, acidification and toxicity. Since the standard of life cycle analysis is not clear on the approach for streams composed of waste the thesis also aimed to investigate the different approaches that exist. Consequently, three different allocation methods were used in this study, namely cut-off allocation, allocation by distribution and economical allocation.

The results indicate that the R-series has good technical properties in addition to good environmental values in comparison to the other studied polystyrene products. Moreover the results also indicate that there are significant differences dependent on what allocation method is used, where the product in some cases was better and in some cases worse than the competing products.

In conclusion it can be stated that the production of the R-series is a positive step in Diab's work towards increased sustainability. The possibility for interpretation that exist around the calculations of waste material can however result in differences when assessing these kinds of products. This is important to take into consideration for future studies on waste material and especially when producing documents which are directed at consumers, for instance environmental product declarations.

Keywords

Life cycle analysis, environmental impact, allocation, insulation, Diab

Number of pages	Language	ISRN
75	Swedish	ISRN LUTFD2/TFEM—18/5127--SE + (1-75)

Förord

Detta examensarbete motsvarar 30 högskolepoäng och har utförts från oktober till mars på uppdrag av Diab vid institutionen för Miljö- och energisystem på Lunds Tekniska Högskola. Arbetet utgör avslutningen på utbildningen till Civilingenjör i Ekosystemteknik med specialisering mot Energisystem.

Jag vill passa på att tacka alla som hjälpt mig under arbetets gång:

Diab som varit uppdragsgivare och gett mig möjligheten att utföra detta intressanta arbete. Tack till alla på företaget för att ni varit så tillmötesgående och gjort min sista tid på utbildningen så trevlig.

Per Hökfelt, hållbarhetschef på Diab, som varit biträdande handledare på företaget och alltid bistått med råd och intressanta diskussioner.

Per Svenningsson, forskningsassistent vid Miljö -och energisystem, och *Max Åhman*, universitetslektor vid Miljö – och Energisystem som varit handledare för arbetet och bidragit med värdefulla kommentarer och råd under hela arbetets gång.

Pål Börjesson, professor vid Miljö -och Energisystem, som varit examinator för arbetet.

Madeleine Brask, på Miljöbron Skåne, som rekommenderade mig till företaget och som läst utkast och gett kommentarer under arbetets gång.

Mars 2018
August Lindholm

Innehåll

1. INLEDNING	3
1.1 BAKGRUND TILL STUDIEN.....	3
1.2 PRESENTATION AV FÖRETAGET OCH PRODUKTEN.....	4
1.2.1 Diab.....	4
1.2.2 Diabs nya produkt: R-serien.....	5
1.3 SYFTE.....	7
1.4 FRÅGESTÄLLNINGAR.....	7
1.5 DISPOSITION.....	8
2. METOD	9
2.1 LCA-METODIK.....	10
2.1.1 Definition av mål och omfattning.....	11
2.1.2 Inventeringsanalys.....	11
2.1.3 Miljöpåverkansbedömning.....	11
2.1.4 Tolkning.....	11
3. DRIVKRAFTER FÖR ANVÄNDNING AV SPILLMATERIAL	12
3.1 SVERIGES AVFALLSPLAN OCH AVFALLSHIERARKIN.....	12
3.2 SVERIGES MILJÖMÅL.....	13
3.3 CIRKULÄR EKONOMI.....	13
3.4 MILJÖLEDNINGSSYSTEM OCH MARKNADSFÖRING.....	14
4. UNDERLAG FÖR MILJÖPÅVERKANSBEDÖMNING	15
4.1 MILJÖVARUDEKLARATION (EPD).....	15
4.2 BYGGVARUDEKLARATION (BVD).....	15
4.3 MILJÖDATA (SUNDAHUS).....	16
4.4 KEMIKALIEINSPEKTIONENS PRIORITERINGSGUIDE (PRIO).....	16
5. ANVÄNDNINGSSOMRÅDE OCH EGENSKAPER FÖR R-SERIEN	17
5.1 GRUNDISOLERING OCH DRÄNERING.....	17
5.2 VÄRMEMOTSTÅND.....	17
5.3 HÅLLFASTHET.....	18
5.4 DRÄNERANDE EGENSKAPER OCH KAPILLÄRBRYTNING.....	18
6. JÄMFÖRDA PRODUKTER AV CELLPLAST	19
7. LIVSCYKELANALYS AV R-SERIEN	21
7.1 DEFINITION AV MÅL OCH OMFATTNING.....	21
7.1.1 Mål och omfattning.....	21
7.1.2 Val av miljöpåverkanskategorier.....	21
7.1.3 Funktionell enhet.....	22
7.1.4 Systemgränser.....	22
7.1.5 Allokering för spillmaterial.....	24
7.1.6 Definition av avfall och biprodukt.....	27
7.1.7 Tillämpning av allokeringsmetoderna på R-serien.....	28
7.2 INVENTERINGSANALYS.....	29
7.2.1 Produktionsstadie.....	30

7.2.2	<i>Konstruktionsstadie</i>	31
7.2.3	<i>Driftstadie</i>	31
7.2.4	<i>Sluthantering</i>	31
7.3	MILJÖPÅVERKANSBEDÖMNING	31
7.3.1	<i>Klassificering</i>	31
7.3.2	<i>Karaktärisering</i>	33
7.4	RESULTAT	35
7.4.1	<i>Klimatpåverkan, energianvändning, övergödning och försurning</i>	36
7.4.2	<i>Toxicitet</i>	37
7.5	TOLKNING	38
7.5.1	<i>Känslighetsanalys</i>	38
7.5.2	<i>Förbättringsanalys</i>	40
8.	JÄMFÖRELSE AV R-SERIEN OCH PRODUKTER AV CELLPLAST	44
8.1	KLIMATPÅVERKAN	44
8.2	ENERGIANVÄNDNING	44
8.3	ÖVERGÖDNING	45
8.4	FÖRSURNING	46
8.5	TOXICITET	47
9.	DISKUSSION	48
9.1	ALLMÄNT OM STUDIEN	48
9.1.1	<i>Osäkerheter</i>	48
9.1.2	<i>Aspekter utanför den funktionella enheten</i>	48
9.2	R-SERIEN SOM PRODUKT	49
9.3	ALLOKERING AV SPILLMATERIAL	51
10.	SLUTSATSER	55
11.	FRAMTIDA STUDIER	56
12.	REFERENSER	57
BILAGA 1	– BERÄKNINGSUNDERLAG	60
BILAGA 2	– PRODUKTINFORMATION	64
BILAGA 3	– INVENTERINGSTABELLER	68

1. Inledning

I ljuset av en alltjämt ökande konsumtion och global handel har avfallshantering och framförallt effektiv hushållning med jordens naturresurser blivit en av de viktigaste utmaningarna i modern tid. Länders strävan efter ekonomisk tillväxt och materialflödet det medför har skapat ett system där utarmningen av jordens resurser nått en ohållbar nivå. Global uppvärmning, utarmade jordar, skövlade skogar och förorenade vattendrag är bara ett fåtal exempel på de konsekvenser det nödvändiga flödet av material orsakar (Victor & Jackson 2015).

Ett sätt att åstadkomma en minskning av detta flöde är att försöka flytta en större del av materialflöden uppåt i den så kallade avfallshierarkin. I denna hierarki är förebyggande av uppkomst av avfall mest önskvärt följt av återanvändning, materialåtervinning, energiåtervinning och till sist deponering (Avfall Sverige 2015). Genom att sträva efter att nå högre nivåer i denna hierarki skapas möjligheter för mer cirkulära flöden som minskar behovet av nyproducerat material.

Under de senaste åren har materialkonsumtionen i Sverige ökat, detta samtidigt som materialåtervinning av avfall har minskat (Naturvårdsverket 2017a). En sektor som både har en stor energianvändning samt ett väldigt stort flöde av jungfruligt material är idag byggnadssektorn. Enligt Boverket (2014) stod byggnadssektorn i Sverige för, här innefattande byggande av hus, väg och järnväg, för cirka 5 Mton koldioxid under 2014. Av dessa utsläpp kan nästan 84 procent allokeras till själva materialen medan resterande 16 procent kan allokeras till transporter och arbetsprocesser (IVA & Sveriges Byggindustrier).

Av de ovanstående utsläppen kom majoriteten av utsläppen från byggprocessen vid uppförande av hus som stod för nästan 4 av totalt 5 Mton. En viktig komponent i dagens byggnader som sett allt större användning sedan mitten på 90-talet är isoleringsmaterial, vars utsläpp idag står för cirka 5 procent av sektorns totala utsläpp (IVA & Sveriges Byggindustrier 2014). Ett steg för att minska den totala miljöpåverkan ifrån uppförandet av byggnader är således att minska miljöpåverkan ifrån dessa typer av material.

I denna studie undersöks de miljömässiga hållbarhetsaspekter som kan uppnås genom att omvandla ett spillmaterial till ett nytt byggmaterial, i detta fall just till ett isolerings -och/eller dräneringsmaterial.

1.1 Bakgrund till studien

Diab är en av världens ledande producenter av kärnmaterial som används i olika sandwichkonstruktioner. En sandwichkonstruktion kan beskrivas som en speciell typ av sammansatt material eller kompositmaterial där två, ofta tunna, starka och styva material lamineras ihop med en relativt tjock och lätt kärna (Diab2012). Kärnmaterialiet består av olika typer av plaster vars olika egenskaper gör att de kan användas inom flera olika områden, exempelvis som komponenter till flygplan, båtar eller vindkraftverk.

Produktionsmetoden ger idag upphov till stora mängder avfall, ungefär 7600 ton. Av denna mängd består cirka 5000 ton av termoplasterna PES och PET vilka går att återvinna eller återinföra i tidigare steg i produktionsledet. Resterande 2600 ton består dock av plasten IPN (Interpenetrating Polymer Network) som ej går att återanvända på samma sätt. Detta innebär att materialet idag framförallt läggs på deponi medan cirka 5 procent förbränns.

För att åstadkomma mer hållbar hantering av avfallet har Diab tittat på en lösning där det ovan nämnda spillmaterialet istället går in i ett nytt produktionsled för att skapa en ny produkt. Materialets egenskaper har här visat sig ha förutsättningar för tillverkning av plattor som har egenskaper jämförbara med produkter tillverkade av cellplast, vanligen kallad frigolit, som ofta används som isolering och dräneringsmaterial inom byggbranschen. Spillfraktionen av IPN är därför tänkt att användas för att producera en serie plattor som kallas R-serien.

Genom att introducera spillmaterialet i en ny livscykel finns potential att på ett hållbart sätt minska företagets spill samtidigt som man skapar nya ekonomiska möjligheter. Då IPN utgör en så pass betydande del av företagets produktion och är av stor kvantitet finns möjlighet för signifikanta förbättringar kring en mängd hållbarhetsaspekter. Denna möjlighet är dock som störst om denna platta visar sig vara jämförbar, eller till och med fördelaktig, gentemot traditionella produkter av cellplast vad gäller miljöpåverkan under dess livscykel. Således är det av stort intresse att studera hur den nya produkten förhåller sig mot de traditionella produkterna i dessa frågor.

Ett av de mest använda verktygen vid en miljöbedömning och jämförelse av produkter är ISO14044 (2006a) samt ISO14040 (2006b) vilka är internationella standarder som beskriver metodiken för en så kallad livscykelanalys. I en LCA (livscykelanalys) bedöms en produkts miljöpåverkan under dess livscykel för att antingen se var störst miljöpåverkan sker eller för att ge möjlighet för jämförelse mellan produkter som är tänkta att uppfylla samma funktion.

Standarderna för livscykelanalys är dock ej tydliga med vad som gäller för materialströmmar som huvudsakligen, och som i detta fall, består av spillmaterial från en process. Resultaten kan därför ha stor variation från fall till fall beroende på arbetens antaganden och utsatta gränser. Det uppstår därför problem kring hur dessa typer av material ska behandlas för att ge ett giltigt resultat. Det är därför intressant att undersöka hur metodiken för livscykelanalys används för att bedöma just spillmaterial ur ett miljöperspektiv och hur de olika angreppssätten påverkar den slutliga miljöpåverkan.

1.2 Presentation av företaget och produkten

1.2.1 Diab

Diab grundades år 1967 och har sedan dess utvecklats, tillverkat och sålt kärnmaterial som används i olika sandwichkonstruktioner. När Diab klev in på marknaden var det med produkten Divinycell, som än idag står för nästan 80 procent av företagets totala intäkter. Detta material består av olika typer av plaster som ger upphov till en unik kombination av egenskaper såsom

hög hållfasthet, låg vikt, kemisk resistans tillsammans med god isoleringsförmåga. Detta gör att produkten kan användas inom flera olika områden såsom vindkraftverk, båtar, flygplan eller för industriella applikationer och som material till byggnader (Diab u.å.a).

Genom att producera material av hög kvalitet vill Diab bidra till en ökad hållbar utveckling inom de många olika appliceringsområdena, framförallt genom att minska vikten för den slutliga användaren. Då till exempel genom att minska vikten på fordon såsom bilar, båtar och tåg vilket leder till en minskad bränsleanvändning och följaktligen även minskade utsläpp av de växthusgaser som är förknippade till denna bränsleanvändning (Diab 2016).

Idag ägs företaget till fullo av investeringsbolaget Ratos och har produktionsanläggningar i Sverige, Italien, Kina, USA och Ecuador samt anläggningar för bearbetning av material i Litauen och Kina. Idag sysselsätter Diab över 1200 anställda spritt över de olika anläggningarna. Företagets huvudkontor ligger i Helsingborg och den svenska produktionsanläggningen ligger i Laholm.

1.2.2 Diabs nya produkt: R-serien

Sedan några år tillbaka har företaget jobbat med idén att försöka återanvända så mycket material som möjligt i en ny värdekedja. Test produktion av en serie plattor började därför göras på Diabs anläggning i Italien och när de visade sig ha lovande egenskaper ska detta nu även implementeras på spillfraktionen i den svenska anläggningen. På Diabs anläggning i Laholm förloras i dagsläget nästan 40 procent av materialflödet för Divinycell i produktionsprocessen. Nedan presenteras hur denna tillverkningsprocess går till, var spillet bildas samt hur R-serien sedan tillverkas av detta spill. Processen förklarades av Per Hökfelt vid en ett besök på anläggningen i Laholm¹.

Divinycells tillverkningsprocess ger en kemisk struktur som kallas IPN (Interpenetrating Polymer Network) vilket innebär att två eller flera polymerkedjor har bildat en sammanflätad struktur som ej är kovalent bundna med varandra. Vid tillverkningen länkas i detta fall vinylkloridplast, även känt som PVC, med elastomeren polyurea (Diab 2012).

I tillverkningsprocessen blandas först de ingående kemikalierna, dessa kan ses i Tabell 12 i Bilaga 2, och läggs i behållare med lock. Blandningen pressas sedan under högt tryck och hög temperatur, cirka 180 grader, vilket ger en förpolymerisation av materialet som då gör blandningen fast. Polymerisationen är dock ej ännu fullständig och materialet klassas som farligt avfall.

Ovanstående process ger en kant runt om som måste sågas bort för hand med manuella sågar. Det resulterade avfallet från detta steg läggs i behållare för farligt avfall. Plattorna placeras sedan i antingen en vatten- eller ångkammare som har en temperatur på cirka 95 grader, vilket gör att materialet expanderar. Denna process varierar beroende på vad materialet ska ha för applicering senare där olika expansion ger olika densitet på den slutliga plattan.

¹ Per Hökfelt, Hållbarhetschef Diab International, studiebesök 23/11/2017

När plattan nått önskad densitet läggs den sedan in i en klimatkammare som droppar 65 gradigt vatten på materialet i allt mellan 3 dagar till 3 veckor, återigen beroende på framtida applicering. I denna process sker den slutliga polymerisationen av materialet och materialet blir därav helt härdat och klassas ej längre som farligt avfall.

Efter expansionen och polymerisationen har ett skal bildats runt skivan som måste tas bort. Detta görs med hjälp av en automatiserad fräs som tar bort oönskat material på alla sidor av plattan. Detta gör denna del i processen till en av de mest spillrika, där nästan 50 procent av allt avfall i fabriken genereras.

Skivan är efter detta klar för användningen men måste dock fortfarande anpassas efter kunders önskemål och en automatiserad maskin sågar därför därefter plattan i bitar efter önskad tjocklek. Varje snitt är här 2 mm tjockt och beroende på hur många snitt som önskas genereras således olika mycket spill. En uppskattning av företaget är dock att cirka 10 procent av den kvarvarande plattan försvinner här då man gör i genomsnitt 4 snitt på 2 mm på en platta som är cirka 25 mm tjock. Skivorna sandpappas sedan för en finare yta vilket även detta ger upphov till en liten del spillmaterial.

Spillet som uppkommit hittills består dock till största del av chips som är mellan 0-3 mm tjocka. En stor majoritet av detta spill går inte att återanvända i R-serien då fraktionerna är alldeles för små. Dock krävs det ytterligare beskärningar med automatiserade sågar för att få de specialmått som många kunder efterfrågar, exempelvis till en vindkraftsvinge. Här bildas de stora bitar, även kallade off-cuts, som R-serien ska tillverkas av. Denna fraktion motsvarar cirka 400 ton material per år bara från produktionsanläggningen i Laholm. Off-cutsen flisas sedan upp till chips av liknande storlek, detta för att kunna ge bästa möjliga jämnhet hos den slutliga produkten, och levereras sedan till Stena-Recyclings anläggning i Halmstad.

Nedanstående process på Stenas anläggning beskrevs av Jöns Harrysson från Stena Metall vid ett studiebesök². På Stenas anläggning separeras damm från chipsen varpå de sedan skiktas genom vibration så att chips med olika tyngd hamnar i olika påsar. Chipsen läggs sedan i en blandare tillsammans med lim och vatten i cirka 5 minuter. Denna blandning pressas sedan ihop till ett block baserat på önskad volym och produkten är därefter färdig.

Uppmätta materialegenskaper som uppnåtts efter press kan ses nedan i Tabell 1. Egenskaperna är de som uppmätts på plattorna i Italien och är fortfarande under test på Stenas anläggning. Vidare har dränerande egenskaper ej hunnits testas än.

² Jöns Harrysson, Stena Metall, 01/02/2017

Tabell 1. Teknisk specifikation för R-serien.

Egenskap	Enhet	Värde
Densitet	kg/m ³	150
Tolerans	kg/m ³	(+ -) 30
Hållfasthet	kPa	400
Värmeledningsförmåga	W/mk	0,039
Dimensioner	Mm	1220x610
Skjuvhållfasthet	MPa	0,28
Ljud absorption	α_w	0,25 (MHH)

1.3 Syfte

Arbetets syfte är att undersöka om en platta tillverkad av spillmaterialet från Diabs produktion har miljömässiga fördelar ur ett hållbarhetsperspektiv gentemot traditionella produkter av tillverkade av cellplast, detta då de används som isolerings -och/eller dräneringsmaterial i husgrunder. Studien ämnar därför kvantifiera och jämföra den miljöpåverkan som uppkommer under de respektive produkternas livscykel. Målsättningen med examensarbetet är att på detta sätt undersöka om fördelar finns och huruvida den kan utgöra ett steg framåt i företagets hållbarhetsarbete.

Vidare syftar arbetet till att bidra med en diskussion kring hur strömmar av spillmaterial kan behandlas ur ett LCA-perspektiv. Framförallt om standarden som finns idag ger en klar bild av hur man ska gå tillväga vid studier av dessa typer av materialströmmar och vilka problem som idag kan uppstå kring tolkningen av de hållbarhetsaspekter som framträder.

1.4 Frågeställningar

Under studien så ämnas följande frågeställningar besvaras:

- *Vilka egenskaper har R-serien som gör den lämplig som isoleringsmaterial jämfört med isoleringsprodukter av cellplast?*
- *Hur jämför sig R-serien med produkter av cellplast i fråga om miljömässig påverkan ur ett livscykelperspektiv?*
- *Hur används livscykelanalys och dess allokeringmetoder för att beskriva strömmar av spillmaterial?*
- *Vilka skillnader ger de olika metoderna och hur kan det påverka det slutliga resultatet för en produkt tillverkad av spillmaterial?*

1.5 Disposition

Inledningsvis presenteras metodiken för utfört arbete i Kapitel 2. Resultatet från en utförd litteraturstudie presenteras sedan i kapitel 3-6, samt i avsnitt 7.1.5 - 7.1.6 i miljöpåverkansbedömningen av R-serien. I kapitel 3 redogörs för några av de drivkrafter som finns för en ökad användning av spillmaterial idag. Kapitel 4 beskriver sedan de dokument och databaser som använts vid bedömningen av produkterna i studien, och som även är av generellt intresse vid miljöbedömningar av byggmaterial. Kapitel 5 beskriver produktens tilltänkta användningsområde samt vilka egenskaper som är viktiga för att en produkt ska kunna uppfylla de krav som ställs vid användning. I kapitel 6 presenteras sedan de produkter som valts för jämförelse av R-serien samt hur dessa generellt sett produceras idag. Sista delen av litteraturstudien (7.1.5 - 7.1.6) redogör för hur påverkan från ett spillmaterial kan behandlas i en livscykelanalys.

I kapitel 7 presenteras den utförda livscykelanalysen för R-serien med tillhörande begränsningar och resultat. I kapitel 8 visas sedan en jämförelse av funnet resultat med de övriga produkterna som presenterades tidigare i kapitel 6. Diskussion och slutsatser presenteras därefter i arbetets två avslutande kapitel.

2. Metod

En litteraturstudie sammanställde inledningsvis den bakgrundsinformation som ansågs vara relevant för studien och den slutliga diskussionen. Först och främst undersöktes hur metodiken för beräkningar på spillmaterial ser ut idag, framförallt för material som är tilltänkta att användas inom byggbranschen och mer specifikt som isoleringsmaterial. Vidare hämtades information kring vilka områden som driver på användningen av spillmaterial idag. Slutligen studerades produktens tilltänkta användningsområde, egenskaper samt fakta kring konkurrerande produkter av cellplast.

För att ge möjlighet till jämförelse mellan dessa produkter har sedan metodiken för livscykelanalys använts, vars huvuddelar presenteras kortfattat nedan i avsnitt 2.1. För två produkter användes dess publicerade miljövarudeklaration som direkt data. För övriga produkter fanns ej miljövarudeklarationer att tillgå, därav användes samma beräkningsprocedur för dessa som för R-serien.

Som nämndes ovan studerades hur metodiken anpassas för strömmar av restmaterial och vilka olika tillvägagångssätt som var möjliga. Den slutliga miljöpåverkan har därför sedan kvantifierats genom tillämpning av tre olika metoder som identifierades i litteraturstudien, nämligen allokering med uttags -och spridningsbelastning samt ekonomisk allokering. Skillnaderna för de olika avgränsningarna och dess resulterande miljöbelastning har sedan diskuterats och analyserats utifrån vad som ger störst validitet för en ström av spillmaterial. Specifika definitioner och avgränsningar som använts för miljöbedömningen kan ses i kapitel 7.

Data för R-serien tillhandahölls av Diab och vid arbetets början utfördes även ett studiebesök på en av deras produktionsanläggningar i Laholm. Besöket innehöll en guidad tur över anläggningen för att ge en övergripande bild över hur spillmaterialet produceras. Ett besök gjordes även på STENA-Recyclings anläggning i Halmstad där själva plattan tillverkas, detta för att ge en slutlig bild över hur spillmaterialet blir en ny produkt. Data för övriga produkter har samlats in via publicerade dokument från producenterna, i detta fall miljövarudeklarationer, byggvarudeklarationer samt miljödata från SundaHus, vilka presenteras i kapitel 4.

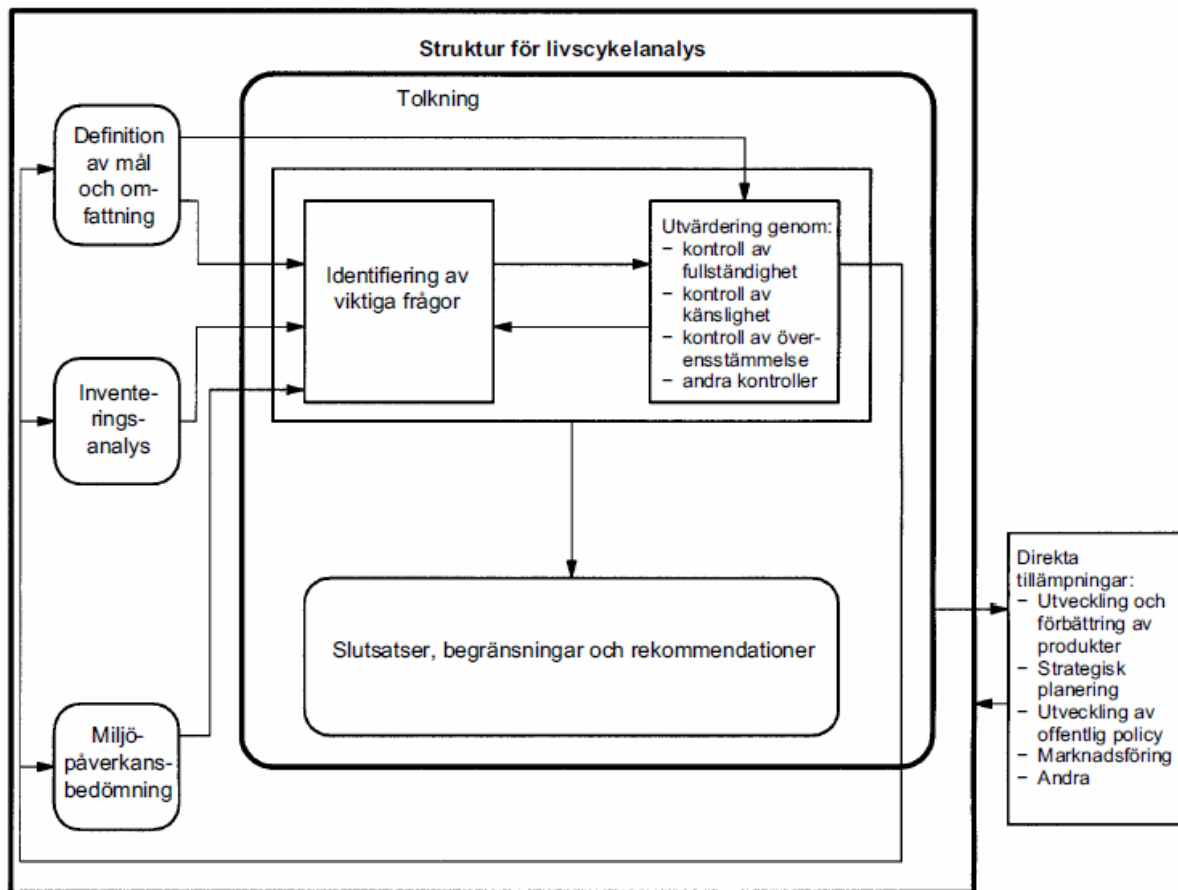
För information gällande råvaruframtällning har databasen Ecoinvent (2017) använts, som tillhandahåller data kring miljöpåverkan vid framställning av olika material. Vidare har Svenska Miljöinstitutets miljöfaktabok (2011) använts för emissionsvärden och omvandlingsfaktorer för el och bränslen. Vid brist på data har slutligen egna bedömningar fått användas, vilka då redovisas i bilagorna i rapportens slut.

Datakvaliteten har bedömts utifrån både ett tidsmässigt och geografiskt perspektiv samt utifrån hur trovärdig källans ursprung ansågs vara.

2.1 LCA-metodik

Metodiken för denna studie följer de riktlinjer som återfinns i ISO-14044 (2006a) respektive ISO-14044 (2006b) standarderna, vilka är internationella standarder som beskriver anvisningar och krav för en livscykelanalys. En LCA används för att på ett systematiskt sätt bestämma de faser i produkts livscykel där särskilt stor miljöpåverkan uppkommer. På detta sätt kan man identifiera vilka moment som har stor förbättringspotential och därifrån utarbeta en eventuell åtgärdsplan för produkten.

Då standarden ger tydliga instruktioner för utförandet ökar transparensen av funnet resultat. Detta medför att en LCA även kan användas för att jämföra två produkter som är tänkta att uppfylla samma syfte. Detta för att se vilket av alternativen som ger det bästa resultatet ur ett miljöperspektiv (Rydh, Lindahl & Tingström 2002). Som tidigare nämnts används möjligheten till jämförelse i denna studie genom att jämföra funnet resultat med resultatet för olika produkter av cellplast.



Figur 1. Beskrivning av LCA-metodik (ISO 2006b)

I Figur 1 ovan presenteras den generella metodiken för en livscykelanalys enligt ISO-14040 standarden (2006b). Rydh, Lindahl och Tingström (2002) beskriver de ingående delarna såsom presenteras kortfattat i avsnitt 2.1.1 - 2.1.4 nedan.

2.1.1 Definition av mål och omfattning

I detta avsnitt beskrivs studiens syfte, målsättning och omfattning. Här definieras studiens avgränsningar och även dess funktionella enhet, vilket är den jämförelsebas som beskriver produkten eller tjänstens funktion och gör den jämförbar till andra studier.

2.1.2 Inventeringsanalys

I inventeringsanalysen sker en insamling och bearbetning av data. Här kartläggs och kvantifieras samtliga materialflöden för de avgränsningar som använts i studien.

2.1.3 Miljöpåverkansbedömning

Miljöpåverkansbedömning i en livscykelanalys består i huvudsak av två olika delar: klassificering och karaktärisering.

Klassificering innebär att man lokaliserar miljökategorierna som produkten kan komma att påverka under sin livscykel. Produktens resulterande miljöbelastning sorteras sedan in i dessa olika datakategorier, även kända som miljöeffektkategorier, exempelvis klimatpåverkan, energianvändning, övergödning, försurning etc.

Karaktärisering innebär att datan för respektive kategori räknas samman till en gemensam enhet med hjälp av karaktäriseringsfaktorer som är specifika för varje miljöpåverkanskategori. Syftet med denna karaktärisering är att man ska kunna relatera olika ämnens effekt mot varandra för att på ett enkelt sätt kunna upptäcka vad som bidrar med mest signifikant miljöpåverkan.

2.1.4 Tolkning

I den avslutande delen tolkas resultatet med hjälp av olika analyser, varav de tre vanligaste presenteras kortfattat nedan. Syftet med denna fas är att analysera resultatet samt att utvärdera och förklara studiens begränsningar, detta för att kunna ge korrekta slutsatser och rekommendationer.

Osäkerhetsanalys ger en kvantitativ uppskattning av de osäkerheter som finns i de tre faserna: definition av mål och omfattning, inventering och miljöpåverkansbedömning. Detta görs genom att studera spridningsintervallet på resultatet vid förändring av parametrar såsom systemgränser, produktlivslängd eller användningsmönster.

Känslighetsanalys för att se om det finns specifika parametrar som har stor inverkan på slutresultatet. Här avser man analysera vilken inverkan variation av dessa nyckelparametrar har på studiens slutliga resultat då övriga parametrar förblir oförändrade.

Förbättringsanalys ingår inte i en LCA-studie enligt ISO-14040 standarden. Dock kan denna analys inkluderas för att studera hur man kan optimera sitt system utifrån olika perspektiv. Till exempel genom att ge förslag på förändringar vid tillverkning eller hantering av produkten.

3. Drivkrafter för användning av spillmaterial

I detta avsnitt presenteras några av de drivkrafter som gör en ökad användning av spillmaterial viktig för en den framtida produktionen av olika produkter.

3.1 Sveriges avfallsplan och avfallshierarkin

I Avfallsdirektivet (2008:98:EG) fastställde den Europeiska Unionen att varje medlemsland ska ha en avfallsplan med mål och åtgärder för att minska sina mängder av avfall och farliga ämnen. Sverige har sedan 2012 följt avfallsplanen från Naturvårdsverket (2012b) som innehåller åtgärder och mål för perioden mellan 2014-2017. I denna avfallsplan står den tidigare nämnda avfallshierarkin i fokus vilken presenteras nedan i Figur 2.



Figur 2. Avfallshierarkin enligt Avfallsdirektivet (Avfall Sverige 2015).

Som kan ses ovan är förebyggande av avfall det som i första hand ska prioriteras följt av återanvändning, materialåtervinning, energiåtervinning och slutligen deponering. Här ger varje steg ofta en ökad miljövinst, vilket innebär att det översta steget där tillkomsten av en produkt och ytterligare avfall undviks är det som är mest åtråvärt. Det underliggande steget, återanvändning, innebär att produkten utan bearbetning används igen för att fylla sin funktion ytterligare en gång (Avfall Sverige 2015). Materialåtervinning innebär sedan att ett sorterat material kan omvandlas till en resurs som kan ersätta andra produktions eller konstruktionsmaterial. Detta medför då att mängden jungfruligt material minskar och att energi sparas (Avfall Sverige 2017a). Vid energiåtervinning används avfallet som förbränningsmaterial i en förbränningsanläggning där det omvandlas till exempelvis el och fjärrvärme (Avfall Sverige 2017b). Det sista steget i avfallshierarkin är deponering, vilket enbart skall användas om annan hanteringsmetod ej är möjlig (Avfall Sverige 2015).

Vidare är en av fyra grupper som behandlas särskilt i Sveriges avfallsplan (2012b) samt i Naturvårdsverkets plan för avfallsförebyggande (2017b), bygg- och rivningsavfall. År 2008 stod byggsektorn för nästan 2,25 miljoner ton avfall, varav den största delen kom från mineralavfall såsom isolering.

3.2 Sveriges miljömål

Det svenska miljöarbetet strävar efter att nå ett generationsmål år 2020, vilket är att då kunna lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta. För att kunna underlätta arbetet mot generationsmålet finns det vidare 16 olika miljö kvalitetsmål samt etappmål inom olika områden (Naturvårdsverket 2012a).

De 16 miljö kvalitetsmålen preciserar vilket miljö tillstånd som vi ska jobba mot att uppnå för varje område. Några exempel på nuvarande mål är att luften ska vara utan föroreningar, sjöar ska inte ha problem med övergödning eller försurning samt att vi ska ha fungerade ekosystem i skogar och jordbruksmark. Utöver dessa finns det flera mål som har en direkt koppling till bygg- och konstruktionsbranschen. Ett av dessa är kvalitetsmålet *begränsad klimatpåverkan* som syftar till att minska utsläppen av växthusgaser till atmosfären i så stor utsträckning som möjligt. Ytterligare ett mål är miljö kvalitetsmålet *God bebyggd miljö* som bland annat innebär att byggnader ska utformas på ett så miljöanpassat sätt där hushållningen med resurser främjas (Naturvårdsverket 2012a).

Etappmålen fastställer regeringen inom prioriterade områden. Dessa har till syfte att tydliggöra de samhällsförändringar som kommer krävas för att nå generationsmålet och miljö kvalitetsmålen (Naturvårdsverket 2012a). Även ett av dessa etappmål behandlar direkt bygg- och konstruktionsbranschen och heter *ökad resurshållning i byggsektorn*. Målet innebär att man ska vidta åtgärder som gör att återanvändningen, materialåtervinningen och annat materialutnyttjande av rivningsavfall och annat icke-farligt byggnadsavfall är minst 70 viktprocent senast år 2020 (Naturvårdsverket 2016b).

3.3 Cirkulär ekonomi

Som nämndes i inledningen av arbetet har industrisamhällets framväxt lett till ett system där utvinnandet av jordens resurser nått en ohållbar nivå. Dagens ekonomiska system präglas av en linjär ekonomi som framförallt bygger på att utvinna naturresurser, producera, konsumera och sedan på ett enkelt sätt bli kvitt resulterande avfallet. Denna ekonomiska framgång har dock lett till att globala samhällen lever nära bristningsgränsen för jordens bärkraft vilket ger växande kostnader som inte alltid är synliga ekonomin, exempelvis de klimatförändringar vi ser idag (SOU: 22 2017).

Enligt en utredning (SOU 2017:22) från regeringen är dock huvudproblemet med den linjära ekonomin att det material vi använder blandas och sprids, blir allt svårare att nyttiggöra, tappar sitt ekonomiska värde och slutligen blir till miljögifter för både naturen och oss människor. De naturresurser som är tydligast hotade är jordens gröna produktion, de livsuppehållande system som är basen för alla de ekosystemtjänster som ett fungerande samhälle bygger på.

Ett tankesätt som blivit allt populärare är att försöka få till en ekonomi som kan fungera inom gränserna för jordens bärkraft, närmare bestämt en cirkulär ekonomi. I teorin innebär en cirkulär ekonomi ett samhälle där avfall inte uppstår utan där man istället kan bibehålla materialet i kretsloppet och återföra det till naturen på ett hållbart sätt. För att åstadkomma detta krävs förändring på flera områden mellan allt ifrån bättre samordning mellan politiker, nya konsumentbeteenden till ett system där mängden farligt avfall minimeras och annat avfall kan återanvändas i ny produktion. De produkter som skapas måste kunna demonteras, repareras samt uppgraderas för att uppnå en längre livslängd och nå en högre hållbarhet än dagens produkter. Med ett slutligt mål att allt avfall som på något sätt kan användas ej ska deponeras utan istället i första hand material- eller energiåtervinnas (Naturvårdsverket 2017a).

Denna utveckling går hand i hand med EU:s avfallshierarki och har därför föranlett ett förslag från EU-kommissionen år 2015 kring ändringar på de nuvarande avfallslagarna. I förslaget fanns bland annat en handlingsplan för cirkulär ekonomi samt förslag på revideringar för sex EU-direktiv inom avfallsområdet (Naturvårdsverket 2017a). Detta påvisar att vikten av cirkulära flöden kommer bli allt viktigare för företag i framtiden då ett allt större fokus kommer läggas på arbetet mot en cirkulär ekonomi.

3.4 Miljöledningssystem och marknadsföring

Miljö- och hållbarhetsarbete är idag en av Diabs största prioriteringar i det dagliga arbetet där de strävar efter att förbättra sin affärsprestation inom dessa områden. Företaget är idag certifierat enligt ISO 14001:2004 vilken är en ISO-standard för miljöledningssystem. Syftet med systemet är att bedriva den dagliga verksamheten på ett miljömedvetet sätt och samtidigt skapa nya möjligheter att växa genom miljöarbetet.

För företaget är det viktigt att kunna visa sina kunder och leverantörer att man aktivt arbetar med dessa frågor och framförallt att deras produkter är av hög kvalitet när det gäller miljöprestanda. I dagsläget är tre av sex produktanläggningar certifierade med detta miljöledningssystem och ytterligare två är på god väg (Diab u.å.b).

Ett miljöledningssystem ger vidare möjlighet för utförande av olika granskningar, exempelvis som detta arbete. Genom att ha ett miljöledningssystem och därav även större kunskap kring sina produkter gör man det lättare att identifiera förbättringspotentialer inom företagets verksamhet, både ur miljösynpunkt och ur en företagsekonomisk synpunkt.

4. Underlag för miljöpåverkansbedömning

I detta avsnitt presenteras de typer av dokument som använts som underlag i studien vid bedömning av produkternas miljöpåverkan. För produkter som används inom bygg -och konstruktionsbranschen är lämpliga dokument miljövarudeklarationer och byggvarudeklarationer. Dessa används även som grund för SundaHus miljödata, vars bedömningssystem därför antas ge bra underlag. De olika dokumenttyperna presenteras kortfattat nedan.

4.1 Miljövarudeklaration (EPD)

Dagens livscykelanalyser av byggmaterial resulterar ofta i en så kallad miljödeklaration som tillhandahåller information kring produkters miljöpåverkan. En miljödeklaration av klass 3, eller EPD (Environmental Product Declaration) som det även kallas, är ett oberoende dokument som har som syfte att ge jämförbar och transparent information kring olika produkters miljöpåverkan ur ett livscykelperspektiv.

Hur ett sådant dokument upprättas beskrivs i ISO 14025:2006 standarden. Bland annat krävs det att den ingående livscykelanalysen följer en samling produktspecifika regler (Product Category Rules). Samtliga regler är specifika för varje produktkategori och har som syfte att ge en jämförbarhet mellan produkter som är tänkta att uppfylla samma syfte (IEC 2015).

Vidare ska producenten försäkra sig om att den data som används och presenteras i dokumentet ska vara granskade och verifierade, antingen internt eller externt beroende på miljödeklarationens syfte. Skall dokumentet presenteras för konsumenter är det dock krav på tredjepartsgranskning. Dokumentet kan sedan användas som ett praktiskt verktyg för kommunikation mellan både företag och konsumenter vid jämförelse av produkters miljöpåverkan (ISO 2006c).

4.2 Byggvarudeklaration (BVD)

Byggvarudeklarationer är ett frivilligt åtagande för företag inom den svenska byggsektorn som togs fram av Kretsloppsrådet år 2007. En BVD innebär kortfattat att producenten av en byggvara tar fram och upprättar ett dokument som innehåller information om sin varas miljöpåverkan. Detta utifrån de kategorier som pekades ut i byggsektorns Miljöprogram 2010, närmare bestämt: materialhushållning, energihushållning, utfasning av farliga ämnen samt säkerställande av god inomhusmiljö.

Enligt kretsloppsrådet (2007) har byggvarudeklarationerna två huvudsakliga syften. Dels ska en BVD bedöma den miljöpåverkan en byggvara har så att bästa möjliga val kan göras vid inköp eller projektering för nya projekt. Därutöver syftar en BVD till att dokumentera produktens och inbyggda materials miljöegenskaper, som sen kan användas som kunskapskälla vid exempelvis avfallshantering, rivning eller vid eventuella byten av produkter.

4.3 Miljödata (SundaHus)

SundaHus är ett företag som arbetar för att vara ett verktyg som gör det enklare för fastighetsägare att göra mer sunda materialval för sina byggnader. Företaget gör detta genom att tillhandahålla information kring material som används inom byggbranschen och de ingående ämnena som finns i produkterna. Produkternas miljöstatus bedöms utifrån leverantörens egen dokumentation samt en samling egna bedömningskriterier. Dessa kriterier är till största del baserade på kemikalieinspektionens prioriteringsguide (PRIO), som presenteras nedan i avsnitt 4.4, samt de regler som finns i Europaparlamentets CLP-förordning (EG) nr 1272/2008 (SundaHus 2016).

I dagsläget finns det över 130 000 produkter och artiklar i deras system spritt över mer än 3800 olika varumärken. Bedömningskriterierna som appliceras på produktens egenskaper placerar dem sedan i 1 av 5 olika kategorier, A, B, C+, C- eller D, där A motsvarar den högsta miljöklassningen (SundaHus 2016).

4.4 Kemikalieinspektionens prioriteringsguide (PRIO)

Kemikalieinspektionen är en svensk myndighet som ansvarar för att bevaka att kemikaliekontrollen hos företag och i samhället sköts. De ansvarar för reglerna kring de bekämpningsmedel, ämnen samt kemiska varor som finns i våra produkter, detta för att främja arbetet mot miljömålet *giftfri miljö* (Kemikalieinspektionen u.å.a).

Mot bakgrund av detta har myndigheten tagit fram en prioriteringsguide kallat PRIO som anger vilka ämnen som bör minskas eller fasas ut på grund av dess miljö- och hälsofarliga egenskaper. Guiden innehåller över 5000 ämnen som antingen klassas som utfasningsämnen eller prioriterande riskminskningsämnen (Kemikalieinspektionen u.å.b).

Denna klassning baseras på preciseringar i det tidigare nämnda miljömålet *Giftfri miljö*. Klassificeringen som utfasningsämne grundar sig i målets precisering att man så långt det är möjligt ska upphöra att använda sig av särskilt farliga ämnen. Vidare säger målet att man fortlöpande ska minska hälso- och miljörisker med vissa kemikalier som inte är särskilt farliga men som ändå innebär vissa risker, vilka då klassas som riskminskningsämnen (Kemikalieinspektionen u.å.b).

5. Användningsområde och egenskaper för R-serien

I detta avsnitt beskrivs produktens tilltänkta användningsområde samt de egenskaper som är viktiga för att uppfylla dess funktion.

5.1 Grundisolering och dränering

Produkten är som tidigare nämnts avsedd att användas som isolering och dränering i husgrunder. Idag finns det i huvudsak tre olika grundkonstruktioner, nämligen krypgrunden, källargrunden samt golv på mark. Krypgrunden är den äldsta grundläggningkonstruktionen vilket innebär att golvet lyfts upp ovanför marken, detta för att ge ett fritt utrymme mellan marken och golvet. När källaren senare utvecklades i många svenska hem skapades istället ett förrådsutrymme under marken och nu senast har krypgrunden även byts ut mot att man placerar golvet direkt på marken (Sandin 2004).

Gemensamt för alla olika grundkonstruktioner är dock vissa egenskaper som är väsentliga för att skador inte ska uppstå på huset. För det första måste stor uppmärksamhet läggas på de fuktförhållanden som finns i marken så att vatten varken kan sippra ner i grundläggningen eller sugas upp i själva konstruktionen. En annan viktig egenskap är att grunden måste verka isolerande för att hålla värmen i byggnaden (Sandin 2004).

För att se till att fukt inte ansamlas och skadar grunden används utöver avledning av ytvattnet även så kallade dräneringssystem. Detta system finns till för att skydda mot den fukt som finns naturligt i marken, ofta till följd av nederbörd. Ett av de mest populära valen vid dränering av husgrunder är idag användning av dräneringsskivor gjorda av cellplast.

För att isolera en husgrund används idag en mängd olika material där de vanligaste är mineralull, glasull, polyuretanskum eller material av cellplast. Ett isoleringsmaterial används för att skydda mot exempelvis kyla, buller och brand (NE u.å.a). I samband med att man började lägga grundkonstruktionen direkt på marken började även värmeisolering användas för att skydda mot att fukt tränger upp i konstruktionen. Detta genom att använda isolermaterial som har egenskapen att fungera som ett kapillärbrytande skikt, vilket beskrivs närmare nedan i avsnitt 5.4. Detta medför att konstruktionen blir varm och därav torrare samtidigt som man minskar husets energiförbrukning (Sandin 2004).

För denna typ av husgrundsplattor är det därför framförallt tre egenskaper åtråvärda: värmemotstånd, hållfasthet samt att materialet kan hålla borta fukt, vilka presenteras kortfattat nedan i avsnitt 5.2 – 5.4.

5.2 Värmemotstånd

Värmemotståndet hos ett isoleringsmaterial kvantifieras med hjälp av dess värmeledningsförmåga, eller värmekonduktivitet som det även kallas, som är ett materials förmåga att leda värme. Värmeöverföring över material sker lättare över material med hög värmeledningsförmåga än över de med låg, därav används ofta material med låg ledningsförmåga som isoleringsmaterial (NE u.å.b).

För att ge ett system högt värmemotstånd (R) krävs det att denna värmeledningsförmåga (λ) är låg samt att materialet har en tillräcklig tjocklek (d). Ett materials värmemotstånd (R) betecknas med att man sedan dividerar materialet tjocklek med dess area och dess värmeledningsförmåga. Isoleringsförmågan kan även betecknas med en värme genomgångskoefficient (U), vilket är det inverterade värmemotståndet (NE u.å.b). Dessa ekvationer presenteras kortfattat nedan:

$$\lambda = \text{värmeledningsförmåga eller värmekonduktivitet} \quad (W/mK)$$

$$R = \frac{d}{\lambda A} = \text{värmemotstånd för en platta med tjocklek } d \text{ och area } A \quad (m^2K/W)$$

$$U = \frac{1}{R} = \text{värme genomgångskoefficient} \quad (W/m^2K)$$

5.3 Hållfasthet

Tryckhållfasthet är en av de viktigaste egenskaperna för skivor som ska användas i husgrunder. Detta till följd av att skivorna ofta utsätts för hårt tryck då de ligger under jordmassor eller betong. Skulle skivans hållfasthet vara otillräcklig deformeras den, vilket både kan påverka dess isolerförmåga såväl som dess dräneringsegenskaper. Den tryckhållfasthet som presenteras avser det tryck som produkterna klarar av utan att deformeras mer än 10 procent från sin naturliga storlek.

5.4 Dränerande egenskaper och kapillärbrytning

För att se till att fukten hålls borta i en konstruktion använder man sig av dränerande material. Ett dränerande material har egenskaper som gör att vatten kan rinna igenom eller ledas bort tillsammans med dagvattnet genom tillgängliga dräneringsledningar. Materialet ska därför vara så vattenresistent som möjligt (Sandin 2004).

Förutom att vattnet ska ledas bort behöver man också se till att det inte kan sugas upp från marken till konstruktionen. Anledningen till att vatten kan göra detta hänger samman med det fenomen som kallas kapillärkraft. Denna innebär att vätskor kan pressas både upp och ner genom smala rör eller porösa material när dessa är i kontakt med vätskan på grund av attraktionskrafterna mellan materialet och vätskans molekyler. Detta har stor betydelse för all dagliga saker såsom att vattnet sugas upp i tvättsvamp eller för växters vattenförsörjning där grundvattnet kan transporteras genom jorden mot markytan (NE u.å.c).

På samma sätt kan således fukten i marken transporteras uppåt mot byggnadskonstruktioner, genom både mark och olika material. För att få bort detta använder man sig av kapillärbrytande material, vilket innebär att vattnet ej kan förflytta sig uppåt genom materialet. Sådan kapillärbrytning kombineras i praktiken ofta hos material med dräneringsegenskaper.

6. Jämförda produkter av cellplast

Grundkomponenten för isolering av cellplast är styrenmolekylen, vilket är en monomer utvunnet av råolja. Polystyren tillverkas sedan genom en polymerisation av styrenföreningar, vilket är en process där man reagerar monomermolekylerna till polymera kedjor, och ger då upphov till genomskinliga sfäriska pärlor. Två olika sorters isolermaterial kan sedan framställas beroende på vilket tillvägagångssätt man väljer, EPS och XPS.

EPS står för expanderad polystyren men är i Sverige mer känd under namnet frigolit och har varit ett av de mest använda byggmaterialen under de senaste 50 åren. Materialet används idag i många vardagliga produkter men är störst inom framförallt två områden, emballering samt bygg- och konstruktionsbranschen, som står för 25 respektive 70 procent av dagens användning (PlasticsEurope u.å.).

Vid tillverkningen av EPS expanderas pärlorna upp till 40-50 gånger sin dåvarande storlek och placeras sedan i formblock, som varierar beroende på framtida tillämpningsområde. Appliceringen i formar ger sedan en ytterligare expansion för att få en bra passform och resulterar till slut i att nästan all volym av den slutliga EPS:en är luft, ofta minst 95 procent och uppåt (PlasticsEurope u.å.).

Detta gör att materialet blir oerhört lätt samtidigt som dess cellulära struktur gör produkten slitstark samt tålig mot både vatten och stötar. Den stora mängden luft innebär vidare att materialet generellt sett får en väldigt låg värmeledningsförmåga. Detta sammantaget med att slutprodukten kan produceras i alla olika storlekar och former gör EPS väldigt flexibelt. Som förpackningsalternativ används därför EPS för att frakta allt ifrån elektronik till varor som behöver hålla nere temperaturen, såsom mat och medicin. Inom byggbranschen används EPS framförallt som isolering i både tak, hållrumsväggar och golv men även för annat såsom exempelvis montering, vägfundament och dränering (PlasticsEurope u.å.).

I stället för att expandera polystyrenet kan man pressa ut kulorna till ett material som kallas XPS, vilket står för extruderad polystyren. I denna process smälts istället dessa kulor samman med övriga råvaror och pressas sedan genom en gjutform för att ge produkten den form man vill ha. Oftast görs dock XPS i form av en platta som i nästkommande steg kan formas till den slutliga produkten. Utöver användning som isolermaterial används denna procedur för att ta fram artiklar såsom skal till tv-apparater, leksaker och mycket annat (PlasticsEurope u.å.b).

För just isolerplattor innebär dock pressandet av kulorna gentemot den expansion som beskrevs ovan att materialet blir mycket mer kompakt. Detta innebär att materialet får en högre hållfasthet och även att det blir bättre på att ej absorbera vatten, detta då materialet ej innehåller de hålrum som genereras vid expansion av polystyrenkulorna.

I detta arbete studeras fyra olika skivor av polystyren. Två isolerskivor varav en EPS-skiva och en XPS-skiva samt två olika dräneringsskivor av EPS som alla presenteras kortfattat nedan. Källorna till produktinformationen samt dess råmaterial hittas i bilaga 1. Produkterna valdes

utifrån att samtliga är tillverkade i Norden och att de av många hemsidor och butiker presenteras som bland de bättre alternativen för användningsområdet.

Isodrän

Isodrän är en svensktillverkad dräneringsskiva från företaget Isodrän AB i Haninge. Plattan består av expanderade polystyrenkulor som är omgivna av ett bitumenbaserat lim och tillverkas i 6 olika storlekar samt två olika tjocklekar beroende på tilltänkt användningsområde (Isodrän skivan 2011). Produkten innehar vidare en C+ klassning ifrån SundaHus (Isodrän skivan 2017).

Ignucell Drain

Ignucell Drain är svensktillverkad dräneringsplatta från Byggsystem Direkt AB i Laholm som består av expanderade polystyrenkulor omgivna av ett latexbaserat lim (Ignucell Drain 2015). Plattan innehar miljöklassning B ifrån SundaHus (Ignucell Drain 2016).

Sundolitt XPS

Den XPS skiva som valdes kallas Sundolitt XPS och tillverkas av Sundolitt AB i Skedsmo, Norge. Plattan består av nästan uteslutande polystyren men har genomgått processen där kulorna pressas istället för att expanderas (Sundolitt XPS 2014). Skivan har vidare en A-klassning ifrån SundaHus, vilket är den högsta miljöklassningen som går att få i deras bedömningssystem (Sundolitt XPS grundskiva 2016).

Jackopor EPS

Jackopor är en isoleringsplatta som tillverkas av Jackon AB i Malmö, Sverige. Plattan består nästan uteslutande av expanderade polystyrenkulor och har en B-klassning ifrån Sundahus (Jackopor 150 2016).

Tabell 2. Tekniska specifikationer för jämförda produkter.

	Isodrän	Ignucell Drain	Sundolitt XPS	Jackopor EPS
Densitet (kg/m ³)	20-55	30-55	15-50	15-40
Tryckhållfasthet (kPa)	60-200	60-200	60-400	60-300
Värmeledningsförmåga (W/m ² K)	0,036	0,041	0,033-0,041	0,034-0,041

7. Livscykelanalys av R-serien

7.1 Definition av mål och omfattning

7.1.1 Mål och omfattning

Målet med denna analys är att utreda den miljöpåverkan som R-serien har från vagg till grav. I detta inkluderas samtliga faser, det vill säga råvaruframställning, tillverkning, montering, transporter, drift samt slutlig avfallshantering. Detta resultat skall sedan ge möjlighet till jämförelse med produkter tillverkade av cellplast för att se om R-serien kan anses vara ett mer hållbart alternativ. Utöver en känslighetsanalys av resultatet har en förbättringsanalys utförts för att se vilka områden där störst potential för förbättringar finns.

Resultat ska framförallt användas internt för företaget och ge underlag kring huruvida den nya serien kan vara ett steg framåt i Diabs hållbarhetsarbete.

7.1.2 Val av miljöpåverkanskategorier

Den här studien har begränsats till miljöpåverkanskategorierna som presenteras nedan, en utförligare beskrivning av dessa kan hittas i avsnitt 7.3.

- Klimatpåverkan (GWP)
- Energianvändning (MJ)
- Övergödning (EP)
- Försurning (AP)
- Toxicitet

Klimatpåverkan har valts som kategori då utsläppen av växthusgaser och klimatförändringarna de medför är ett av de största globala miljöproblemen idag. Vidare har försurning och övergödning identifierats som intressanta kategorier, framförallt på grund av omfattande användning av olika kemikalier och långa transportsträckor som kan resultera i utsläpp av både eutrofierande och försurande ämnen.

Då Diab är den enskilt största användaren av energi i sin kommun har även energianvändning identifierats som en viktig kategori. Energianvändning är vidare nära kopplat till den ovannämnda klimatpåverkan, framförallt på grund av användningen av fossila bränslen som idag tar upp den största andelen av företagets energimix.

Toxicitet har identifierats som en intressant kategori då det är viktigt att säkerställa att byggvaror ej ger upphov till giftiga effekter, varken på människors hälsa eller miljön. Då arbetsprocessen kan ge upphov till farligt avfall på grund av användningen av PVC har denna kategori vidare ansetts speciellt intressant.

7.1.3 Funktionell enhet

En funktionell enhet är enligt Rydh, Lindahl & Tingström (2002) den jämförelsebas som möjliggör jämförelse mellan olika systems prestanda eller funktion. För att få jämförbara resultat är det därför viktigt att den funktionella enheten väljs så att funnet resultat enkelt kan jämföras med resultat från både tidigare och framtida studier. Enligt ISO 14044 (2006) skall vidare denna enhet utgå ifrån den funktion som produkten fyller och således spegla dess syfte.

Som tidigare nämnts ämnas R-serien användas som isoleringsmaterial i husgrunder. Den funktionella enheten valdes därför till den mängd isoleringsmaterial (kg) som krävs för att ge en värmeresistans på 1 m²K/W för en yta på 1 kvadratmeter. Denna enhet är den som enligt standard används för miljödeklarationer av klass 3 för isoleringsmaterial och preciseras i dess PCR regler (IEC 2016). Nedan presenteras de ekvationer som användes för att ge den funktionella enheten och i Tabell 3 presenteras vidare den mängd isolering som behövs för att uppfylla enheten.

$$FE = A \cdot R \cdot \rho \cdot \lambda \rightarrow FE = 1 \cdot 1 \cdot \rho \cdot \lambda \rightarrow FE = \rho \cdot \lambda$$

$$A = \text{Area [m}^2\text{]} \quad R = \text{värmemotstånd [m}^2\text{K/W]} \\ \rho = \text{densitet [kg/m}^3\text{]} \quad \lambda = \text{värmeledningsförmåga [W/mK]}$$

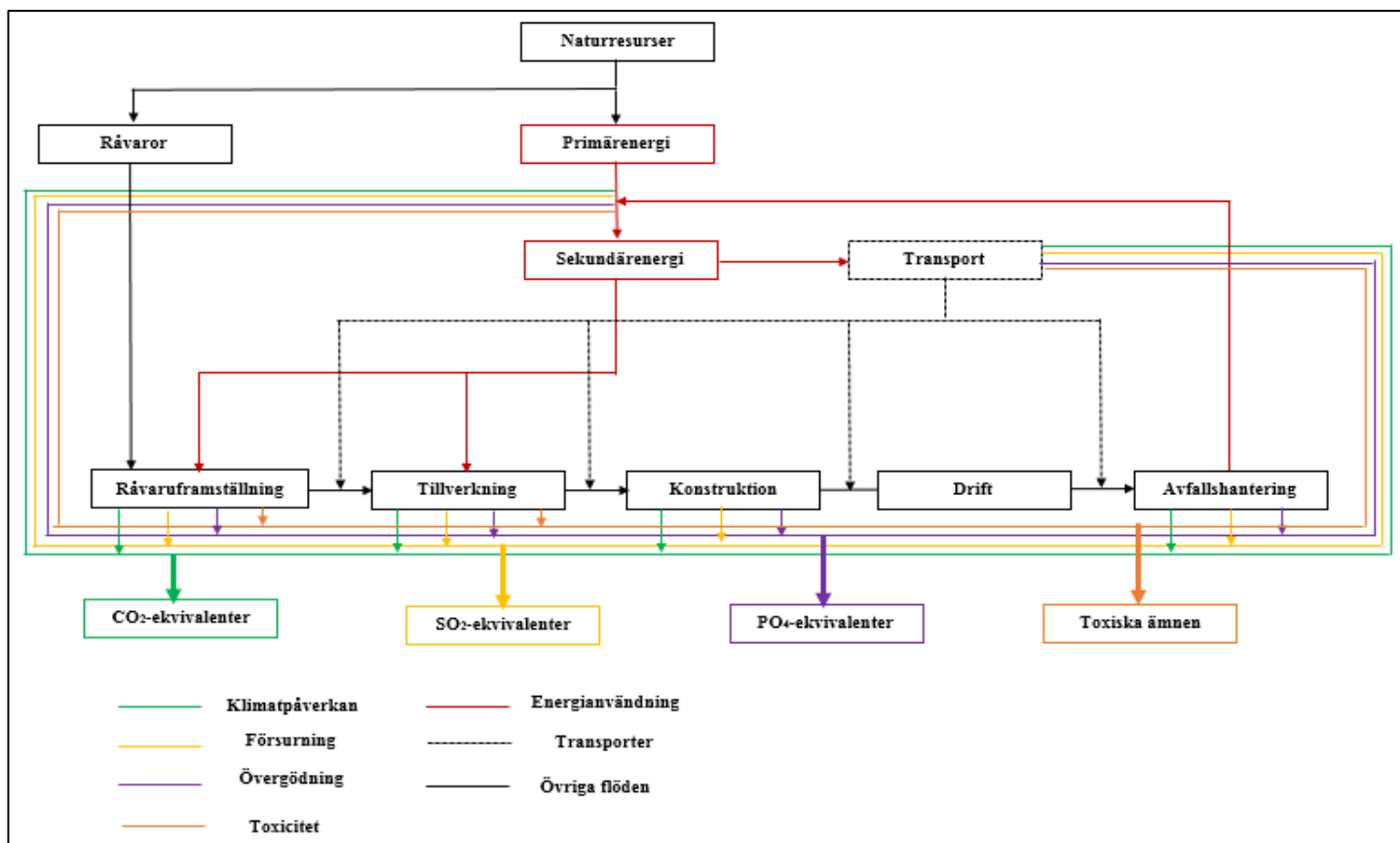
Tabell 3. Mängd av produkt som behövs per funktionell enhet.

Produkt	Värmeledningsförmåga (λ) [W/mK]	Densitet (ρ) [kg/m ³]	Mängd isolering per FE [kg]
R-serien	0,039	150	5,85
Ignucell Drain	0,041	45	1,85
Isodrän	0,036	35	1,26
Sundolitt XPS	0,035	32	1,12
Jackopor EPS	0,034	25	0,85

Livslängden för produkten har vidare satts till att motsvara livslängden för den byggnad den används i, vilket här antas vara 50 år. Övriga viktiga egenskaper såsom hållfasthet och fuktresistans inkluderas ej i den funktionella enheten.

7.1.4 Systemgränser

I detta avsnitt presenteras de systemgränser som använts för studien. I figur 3 nedan presenteras de generella flödesschemat för systemet.



Figur 3. Generellt flödesschema för systemet.

Tidsmässiga avgränsningar

Den funktionella enheten har satts till 50 år och inkluderar samtliga faser för produktens livscykel. Klimatpåverkan bedöms utifrån ett tidsperspektiv på 100 år.

Geografiska avgränsningar

Studien har avgränsats till produktion av plattor ifrån Norden. Därav inkluderas enbart tänkt produktion av R-serien ifrån spillmaterialet i Laholm och ej ifrån Diabs andra produktionsanläggningar.

Utesluten påverkan

Miljöpåverkan ifrån emballage och förpackningar för de olika plattorna har exkluderats ur studien. Detta då påverkan antas vara jämförbar mellan de olika alternativen och detta bör därför ej bidra med några större skillnader. Vidare har påverkan ifrån uppförandet av infrastruktur såsom fabriker samt tillverkning av maskiner som används vid produktion och råvaruframställning ej tagits med.

Transporter

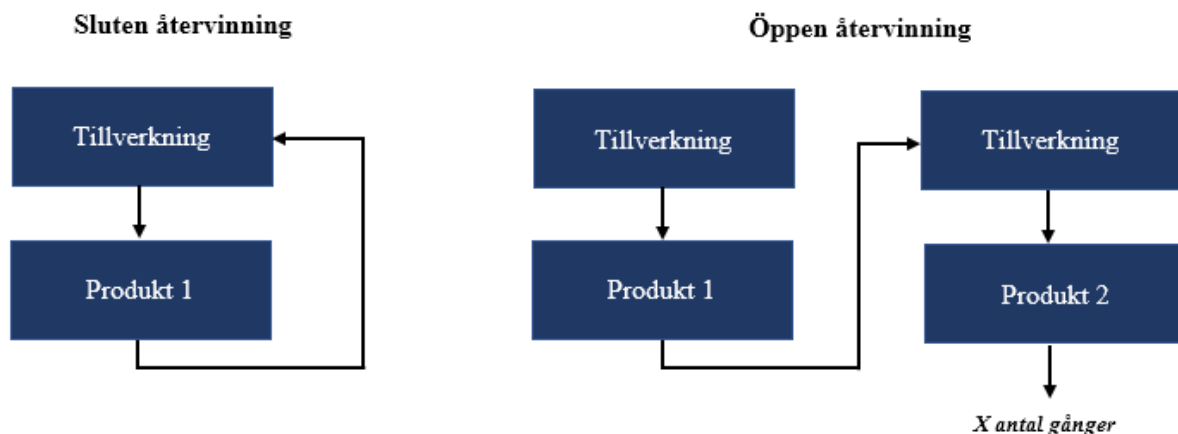
De transporter som ingår i denna studie omfattar de från råvaruframställning till produktionsplats samt transporter till och från byggen. Färdiga värden har framförallt använts och i avsaknad av dessa har NTM (2017) använts för att uppskatta transportsträckan. Framräknade emissionsvärden för ingående miljöpåverkanskategorierna för transport med

lastbil, tåg och båt har sedan använts för att uppskatta sträckans påverkan. Vid beräkningarna av transporter har inga allokeringar gjorts utan hela påverkan tillskrivs den transporterade produkten eller råvaran. Vidare antas att fordonen utnyttjas för annat bruk på tillbakavägen och sträckan räknas därav ej tur och retur. Beräknade värden för utsläpp av transporter kan ses i Tabell 9 - 11 i bilaga 1.

7.1.5 Allokering för spillmaterial

Få industriella processer har idag ett helt linjärt flöde mellan råmaterial och produkt. Idag genereras ofta flera produkter eller att man på något sätt återvinner mellanprodukter samt bortsorterade produkter som råmaterial. Flöden som består av återvunna material kan ofta antas ha en lägre miljöpåverkan än flöden som består av jungfruligt material, vilket måste tas i beaktande vid miljöbedömningar av produkter.

Som tidigare nämnts omfattar denna studie en livscykelanalys av en produkt som till största del består av ett flöde av ett återvunnet material. Vid återvinning eller återanvändning av material pratas det i huvudsak om två olika former av återvinning inom livscykelanalysen: *sluten återvinning* och *öppen återvinning*, vilka båda kan ses nedan i figur 4.



Figur 4. Principiella flöden för sluten och öppen återvinning.

Vid sluten återvinning används materialet flera gånger inom samma produkt. Detta innebär att man minskar behovet av jungfruligt material som annars hade behövts tillföras till processen. Ett exempel på en sådan process är glasflaskor som bara tvättas av innan de återanvänds igen för samma syfte som innan. Öppen återvinning karaktäriseras av att materialet går vidare till ett nytt produktsystem, och är därav den återvinning som är av intresse för denna studie (Rydh, Lindahl & Tingström 2002).

När man studerar system med öppen återvinning uppstår framförallt två metodologiska problem. Det första problemet är hur man ska fördela den uppkomna miljöpåverkan från en ursprunglig produkt över flera livscykler. Det andra problemet blir hur man ska hantera belastningen som uppstår vid sluthantering av den återanvända produkten, där avfallshanteringen ofta blir helt tilldelad den sista produkten. Detta resulterar i att jungfruliga

material ofta inte bär någon börda för denna sluthantering, exempelvis förbränning eller slutlig deponi.

Båda ovanstående problem har att göra med hur man ska fördela miljöbelastningen mellan två sammanlänkade system, även kallat allokering. Vid en allokering fördelar man de produktgemensamma processernas material- och energiflöden samt deras tillhörande emissioner på de olika systemen. I dagens ISO-standarder finns dock ingen standardiserad metod för allokering vid öppen återvinning vilket innebär att resultatet för ett spillmaterial kan variera stort beroende på vilken metod man använder. Detta påvisades bland annat i studie av Shen, Worell och Patel (2010) som undersökte öppen återvinning av plasten PET där man fann att graden av utsläpps- och energibesparingar varierade mellan 25-75 respektive 45-85 procent beroende på vilken allokeringmetod som användes. Problematiken kring belastningen från sluthanteringsfasen påvisades bland annat av en studie av Nicholson, Olivetti, Gregory, Field & Kirchain (2009) där de visar att tillämpningen av olika allokeringmetoder vid öppen återvinning gav olika slutgiltig miljöbelastning för samma material. De påpekar vidare att dessa skillnader kan leda till olika rangordning över slutlig materialpreferens.

Då LCA-studiers resultat bland annat ska möjliggöra aktiva materialval hos företag kan ovanstående variationer ha stor inverkan på delar av verksamhetens miljöarbete. Valet av material påverkar bland annat produktform, värdekedjor samt bearbetningstekniker, alla områden med stora potentialer för miljöbelastning och företagets slutliga miljöprestanda.

I denna studie har de tre vanligaste allokeringmetoderna använts för att visualisera hur stora skillnaderna kan bli. De valdes utifrån kravet att resultatet ska vara applicerbart på en EPD för byggmaterial. Nedan beskrivs de tre metoder som använts i denna studie samt systemutvidgning som ej var applicerbart i detta fall.

Systemutvidgning

Enligt ISO-14044 (2006) ska i första hand allokering försöka utvecklas genom något som kallas systemutvidgning. Denna metod innebär att man utvidgar systemet så att det omfattar de parallella flöden eller produkter som uppstår under en tillverkningsprocess.

Detta är dock inte tillämpligt i systemet för EPD på grund av att det använder sig av en typ av ”bokförings-system” som enbart beskriver flödena för ett produktsystem (IEC 2016). Man får då istället använda sig av någon form av allokeringmetod.

Allokering enligt uttagsbelastning

En av de vanligaste allokeringmetoderna för återvunna eller återanvända produkter är idag allokering med uttagsbelastning (Rydh, Lindahl & Tingström 2002). Regeln innebär att den produkt som använder återvunnet material ej betalar den historiska miljöbelastningen som utvinningen av materialet genererat. Här står alltså istället den produkt som använder uteslutande primära råvaror för 100 procent av miljöbelastningen genom att man skiljer på produktsystemet med jungfruligt material och det med återvunnet material. Denna metod är

även känd som allokering med ”100-0 regeln” eller allokering enligt cut-off metoden (Erlandsson, Lindfors & Jelse 2013).

Fördelen med denna metod är att den blir väldigt enkel att tillämpa då ingen data för det återvunna materialet behövs. Enligt Erlandsson, Lindfors & Jelse (2013) finns även fördelen att metoden ger entydigt, strikt och validerbart miljöansvar då utsläppen allokeras där de faktiskt uppstår, både tidsmässigt och geografiskt. Vidare anges det tydligt i ISO 14044 att samma allokeringss metod ska användas för allokering hos processen och för eventuell materialåtervinning, vilket ger denna metod en fördel på grund av dess simplare tillämpning.

Även miljövarudeklarationer använder sig av en variant av uttagsallokering för att länka samman produktsystem där spill, både delvis och till fullo, bearbetas ytterligare och förs in i nya produktionsled. Anledningen till detta är att miljövarudeklarationer, exempelvis det internationella EPD-systemet som beskrevs tidigare i avsnitt 4.1, sätter stor vikt vid just validerbarhet (Erlandsson, Lindfors & Jelse 2013).

I PCR-reglerna för miljövarudeklarationer gör man dock distinktionen att gränsdragningen mellan vem som ska bära ansvaret för ett materials miljöbelastning definieras av var betalningsviljan ligger. Metoden grundar sig på Organisationen för Ekonomiskt Samarbete och Utvecklings (OECD) ekonomiska princip kallad ”Polluter-Pays Principle” som antogs år 1972. Inom ekonomin används principen för att fördela kostnaderna som uppkommer då man förebygger utsläpp av föroreningar samt de åtgärder som uppmuntrar rationell användning av jordens knappa miljöresurser. Principen togs fram för att undvika snedvridningar i den internationella handeln och framtida investeringar. Principen innebär kortfattat att det är förorenaren som ska stå för kostnaden att fullgöra de ovannämnda uppgifterna så pass bra att miljön kan anses vara i ett acceptabelt tillstånd (IEC 2015).

Allokeringssmetoden som används i dagens miljövarudeklarationer vid återvinning och återanvändning använder denna princip som grund och kallas därför ”Polluter-Pay”-allokering, eller PP-allokering. Enligt IEC (2015) ska avgränsningen mellan två produktssystem dras där spillet har sitt lägsta marknadsvärde. Detta innebär att den som genererar avfallet måste bära hela den miljömässiga belastningen för produkten fram tills det transporteras till platsen där det ska omhändertas, exempelvis en återvinningscentral. Den efterföljande användaren av avfallet ska således endast bära den miljöpåverkan som tillkommer för transporten till den anläggning där avfallet ska återvinnas samt de miljöeffekter som återvinningsprocessen kräver. Om det krävs någon förädling av avfallet innan det transporteras ska även detta räknas med på den efterföljande produkten. Här är det dock även viktigt att säkerställa att materialet räknas som avfall och inte som en biprodukt då dessa enligt standarden ej beräknas vara fria från den tidigare miljöbelastningen. Kriterierna för detta presenteras nedan i avsnitt 7.1.6.

Allokering med spridningsbelastning

När material har produktgemensamma processer ska allokeringen motiveras utifrån rimliga antaganden för de nuvarande förhållandena. I detta fall kan en allokering som återspeglar de fysiska sambanden mellan produkt 1 och produkt 2 göras. Genom att uppskatta hur stor del av

den jungfruliga produkten som går vidare till en ny produkt kan en allokering enligt spridnings- och uttagsbelastning göras.

Detta innebär sammanfattat att den miljöpåverkan som härrör till de X antal procent som används som material i produkt 2 kan allokeras bort från produkt 1. Detta innebär att varje produkt tar ansvar för den mängd jungfruligt material som den använder samt den andel jungfruligt material som måste tas hand om i resthanteringen.

Ekonomisk allokering

Om allokeringar inte kan göras enligt fysiska data så ska flöden mellan produkter allokeras på något annat sätt som kan ge en god återspeglning över deras samband. Ett sådant exempel är att produkter allokeras enligt deras ekonomiska samband.

Här allokeras då produkterna till exempel utefter intäkterna som finns för respektive produkt eller hur mycket det kostar att sammanställa de olika produkterna (Rydh, Lindahl & Tingström 2002).

7.1.6 Definition av avfall och biprodukt

Något som även är viktigt att ta under beaktande vid studier av strömmar av restmaterial är om produktionen i fråga kan anses vara produktion av avfall eller biprodukt. Framförallt innebär en stämpel som biprodukt en avfallsminskning för en verksamhet då avfallet formellt sett ej uppkommer, vilket går väl in i den tidigare nämnda avfallshierarkin vars syfte är att minska mängden avfall. Huruvida det blir en faktisk minskning av material beror likväl på vad som görs med materialet efter. Om ett material ska fortsätta användas i den egna verksamheten innebär det en avfallsminskning då det istället tas till vara på. Om det även, liksom i detta fall, kan ersätta produkter tillverkade av jungfruliga råvaror kan man få ännu större miljövinster då utsläppen från avfallshantering samt resursanvändningen minskas. Vidare ger stämpeln som biprodukt en möjlighet att återanvända material utan de administrativa bördor som avfall ger. Detta kan underlätta för företag att hantera och utveckla livslängden av både material och produkter utan att begränsas av den stigma som avfallsstämpeln medför.

Utöver detta kan distinktionen av vad som är avfall och vad som är en biprodukt även ge stora effekter på beräkningar av produkter gjorda av restmaterial. Som nämndes ovan får enligt IEC (2015) användningen av material som klassas som avfall beräknas vara fria från sin tidigare miljöbelastning, detta enligt ISO standarden (2006a) samt de PCR-regler som finns för byggmaterial (IEC 2016). Skulle materialet däremot vara en biprodukt i produktionen är detta inte fallet. Vid eventuell produktion av avfall och biprodukter tillämpas samma procedurer som vid återvinning av material, därav används ovanstående allokeringmetoder även i detta fall med restriktionen att uttagsallokering endast kan användas för avfall och de övriga kan användas för biprodukter.

Definitionen av vad ska klassas som avfall respektive biprodukt har dock varit en oklar fråga som tagits upp i ett flertal rättsfall under de senaste åren, varav några berörs i EU-kommissionens tolkningsmeddelande från 2007 (KOM 2007). I avfallsdirektivet (SFS

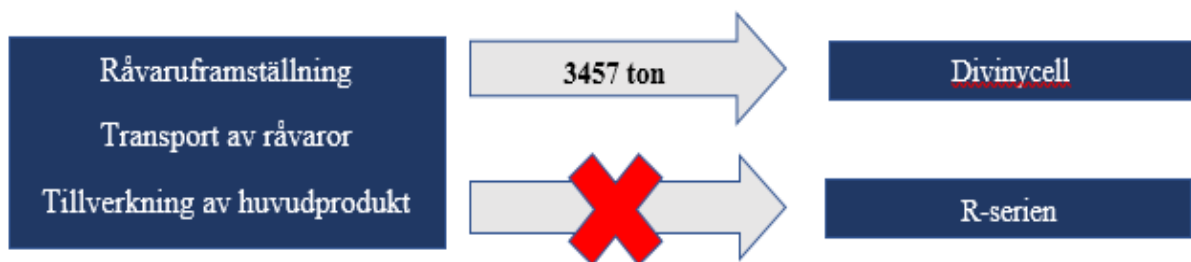
2008:98:EG) presenteras i artikel 5 de olika kriterier som fastställer när restprodukter kan antas vara biprodukter istället för avfall. De 4 kriterierna innebär sammanfattat att den fortsatta användningen av ämnet eller föremålet ska vara säkerställd, laglig och kunna ske direkt utan bearbetning annan än den som är inom normal industriell praxis samt att ämnet eller föremålet ska produceras som en integrerad del i en produktionsprocess och ej ge upphov till negativa påföljder för varken miljön eller människors hälsa.

7.1.7 Tillämpning av allokeringsmetoderna på R-serien

Totalt producerades 3457 ton av Divinycell på Diabs anläggning i Laholm 2016. Av denna mängd blir cirka 400 ton till off-cuts som kan användas i produktionen. Nedan beskrivs hur denna materialström allokeras beroende på vilken av de ovanstående metoderna som används.

Allokering med uttagsbelastning på R-serien

Vid allokering med uttagsbelastning antas alla utsläpp förknippade med produktionen Divinycell falla bort. Med andra ord beräknas den belastning som uppstår innan spillmaterialet transporteras ifrån fabriken ej belasta R-serien och samtliga 3457 ton allokeras därför till Divinycell, vilket visas nedan i Figur 5. Denna allokeringsmetod är som nämnts tidigare därför applicerbar på strömmar av avfall.



Figur 5. Fraktion för uttagsbelastning på Diabs materialflöde.

Allokering med spridningsbelastning på R-serien

Vid allokering med spridningsbelastning sprider man ut belastningen från den totala materialströmmen. Här beräknas därför den procentuella andel av kg material som slutligen används till produktion av R-serien bidra till produktens slutliga påverkan. Denna typ av allokering är som tidigare nämnts därför applicerbar på biprodukter men ej på avfall.

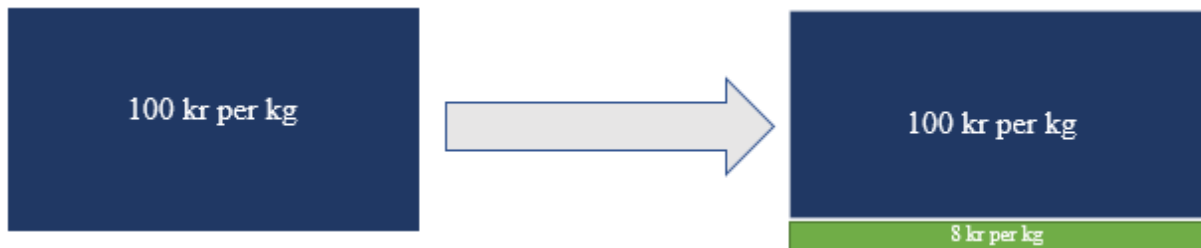
Som nämntes ovan produceras totalt 3457 ton Divinycell per år i Laholms fabrik, varav ungefär 400 ton kan användas till produktion av R-serien. Därav tar R serien ansvar för kvoten av massorna 400 ton mot 3457 ton, vilket visas nedan i Figur 6. Detta motsvarar ungefär 11,5 procent av flödet.



Figur 6. Fraktion för allokering med spridningsbelastning på Diabs materialflöde.

Ekonomisk allokering på R-serien

Den ekonomiska allokeringen följer samma princip som allokering med spridningsbelastning, det vill säga att R-serien ska ta ansvar för en procentuell andel av det totala materialflödet. I detta fall beräknas produktens påverkan utifrån den totala intäkt som företaget kommer få ifrån respektive produkt. Priset för ett kg Divinyccell beräknas vara cirka 100 kronor per kg medan priset för 1 kg av R-serien är ungefär 8 kr. Som visas nedan i Figur 7 beräknas R-serien här ta ansvar för kvoten av 8 kr per kg mot 108 kr per kg, vilket är cirka 7,5 procentenheter av det totala flödet från fabriken i Laholm. Även denna metod är som tidigare nämnts därför applicerbar på biprodukter men ej på strömmar av avfall.



Figur 7. Fraktion för ekonomisk allokering på Diabs materialflöde.

7.2 Inventeringsanalys

För inventeringen användes nedanstående inventeringsmodul som kan ses i Figur 8, liknande de som används i dagens miljövarudeklarationer för denna typ av byggmaterial (IEC 2015). Flöden för ingående miljöpåverkans kategorier har delats in i 4 olika stadier: produktions-, konstruktions- och driftstadie samt sluthantering. Data har samlats in för de ingående livscykelstadier med undantag för ett antal som antagits vara 0 för denna typ av produkter. En sammanfattning av resultaten av inventeringsanalysens för R-serien kan ses i Tabell 18. En sammanfattning för de två dräneringsprodukterna kan vidare ses i Tabell 19 och 20.

Modul	Stadie	Livscykelstadie	Modul information
Uppströms	Produktionsstadie	A1. Tillförsel av råmaterial	* Utvinning och bearbetning av råvaror
		A2. Transport	* Transport av råmaterial från leverantör
Kärna		A3. Tillverkning	* Tillverkning av produkt på fabrik
Nedströms	Konstruktionsstadie	A4. Transport	* Transport av produkt till lager * Transport av produkt till bygge
		A5. Installation	* Installation av produkten i husgrund eller liknande
	Driftstadie	B1. Användning	* Användning, underhåll och eventuella reparationer av produkten.
		B2. Underhåll	
		B3. Reparation och byte	
	Sluthantering	C1. Nedmontering	* Demontering eller dekonstruktion av produkten
		C2. Transport	* Transport till exempelvis återvinningscentral
		C3. Avfallshantering	* Avfallshantering eller bortskaffande
		D. Återanvändning, återhämtning eller återvinning	* Återanvändning, energiåtervinning eller deponering av produkten

Figur 8. Inventeringsmodul för insamling av data. De markerade fälten motsvarar de områden som antagits ej ha någon påverkan i denna studie.

7.2.1 Produktionsstadie

A1. Tillförsel av råmaterial

Utvinning och bearbetning av Divinycell på Diabs anläggning i Laholm samt limmet från BASF AB som används av Stena Recycling. Här inberäknas även transporterna av de råmaterial som behövs för tillverkningen av de ovanstående råmaterialen, vilka kan ses i Tabell 13 i bilaga 2.

A2. Transport

Transporterna för R-serien omfattar transporten av de två olika huvudkomponenterna, Divinycell och lim, till Stena Recyclings anläggning i Halmstad. Exakt distans kan ses i Tabell 13 i bilaga 2.

A3. Tillverkning

Tillverkningen av R-serien omfattar här rivningen av Divinycell till chips samt blandningen av restmaterialet med lim samt slutlig press i elångpanna.

7.2.2 Konstruktionsstadie

A4. Transport

Transport till byggnadsplats har antagits vara inom en radie av 200 km, detta baserat på de avstånd som angetts i studerade EPD:er som varierade mellan 100-200km.

A5. Installation

Påverkan vid installation har antagits vara 0, detta i linje med studerade EPD:er för isoleringsmaterial.

7.2.3 Driftstadie

De tre ingående kategorierna i detta stadie (B1-B3), användning, underhåll och reparation, har alla antagits vara 0 och bidrar därför ej till någon påverkan i denna studie. Detta i linje med studerade EPD:er för isoleringsmaterial.

7.2.4 Sluthantering

C1. Nedmontering

Påverkan från nedmontering av produkten har antagits vara 0, detta i linje med studerade EPD:er för övriga material.

C2. Transport

Transport till avfallsanläggning har antagits vara inom en radie på 50 km detta baserat på de avstånd som angetts i studerade EPD:er som var 10 km. Anledningen till att längre sträcka antas är att alla anläggningar ej kan hantera rökgasrening av PVC.

C3. Avfallshantering

För avfallshantering antas produkterna användas för energiåtervinning på avfallsanläggningen. I känslighetsanalys visas resultat med 50 procent materialåtervinning.

D. Återanvändning, återhämtning eller återvinning

I grundscenariot antas 100 procent energiåtervinning för samtliga produkter. Den energi som fås tillbaka antas byta ut samma mängd av svensk fjärrvärme samt svensk el. Andelen som blir värme respektive el har allokerats enligt den kvot som anges i IVL (2011) för övrigt fossilt bränsle. I känslighetsanalysen visas ett resultat med 50 procent materialåtervinning där materialet antas byta ut produktionen av samma mängd jungfruligt isoleringsmaterial.

7.3 Miljöpåverkansbedömning

I detta kapitel presenteras de miljöpåverkanskategorier som undersökts i studien samt hur dessa har vägts samman till en gemensam enhet.

7.3.1 Klassificering

Klimatpåverkan

Med klimatpåverkan menas här det bidrag som produkten ger till växthuseffekten genom utsläpp av olika växthusgaser i atmosfären. Växthuseffekten innebär kort att olika gaser har en

förmåga att absorbera vissa våglängder av den värmestrålning som är på väg att lämna jorden, vilket resulterar i att värme stannar kvar i atmosfären.

På grund av den kontinuerliga förbränningen av framförallt fossila bränslen har mängden växthusgaser i atmosfären stadigt ökat sedan den industriella revolutionen på mitten av 1700-talet. Detta har resulterat i en uppvärmning av hela jordens medeltemperatur, känt som global uppvärmning, vilket är den stora anledningen till de förändringar vi idag ser i jordens klimat. Exempelvis har halten koldioxid sedan dess stigit med över 40 procent medan mängden av andra växthusgaser såsom metan och lustgas stigit med 150 respektive 20 procentenheter. Av de totala utsläppen sedan 1700-talets mitt har nästan 40 procent skett under de senaste 40 åren och nått sin hittills största topp mellan 2000 och 2010, detta trots allt fler politiska åtaganden gällande utsläppsminskning (IPCC 2014).

Energianvändning

Dagens energianvändning är nära kopplat till klimatutvecklingen beskriven ovan. Nästan 78 procent av växthusgasutsläppen mellan 1970 och 2010 kom från förbränning av fossila bränslen och industriella processer för energiändamål. Den kontinuerligt ökade populationsmängden samt ökad välfärd bidrar också till en allt större åtgång på energi, vilka är de två största drivkrafterna bakom de fortsatt ökade utsläppen (IPCC 2014).

Övergödning

Övergödning är ett problem som uppstår när extra näringsämnen såsom kväve och fosfor tillförs till marker och omkringliggande vattenmassor. Dessa näringsämnen finns naturligt i miljön men mänskliga aktiviteter kan göra att koncentrationerna når för höga nivåer, särskilt i närheten av stora städer. Detta kan leda till ökad produktion av till exempel alger och växtplankton som vid stor tillväxt resulterar i det som är känt som algbloomning. Detta kan ha flera konsekvenser för vattnets ekosystem där förhållanden mellan organismer störs. Bland annat påverkas den växtlighet som ger skydd åt exempelvis fiskyngel och andra arter. Vidare kan övergödningen resultera i att stora mängder dött växtmaterial tillslut faller till botten och orsakar syrebrist, vilket följaktligen gör vattnet obeboeligt för de organismer som lever där. Den försämrade vattenkvaliteten kan även påverka människors hälsa då badkvaliteten påverkas kraftigt av algbloomningar (Havs -och vattenmyndigheten 2017).

Ett av Sveriges 16 miljömål heter ”*Ingen övergödning*” och behandlar hur ämnen i mark och vatten inte ska ge någon negativ påverkan på de ovanstående punkterna (Naturvårdsverket 2012a). Målet kommer dock i dagsläget inte lyckas uppfyllas till 2020 och mycket arbete återstår göra för att se till att problemen med övergödning minskar. Likväl har belastningen av näringsämnen minskat under de senaste åren, exempelvis har utsläppen av kväveoxider i Sverige halverats sedan 1990. Enligt Naturvårdsverket (2017c) är detta framförallt på grund av minskade utsläpp från transporter som sjunkit med nästan 2 tredjedelar under samma tidsperiod.

Försurning

Försurning innebär den sänkning av pH-värdet i mark och vatten som uppstår på grund utsläpp av sura ämnen, exempelvis kväve -och svavelhaltiga ämnen som uppkommer vid förbränning

olja och kol. Ett minskat pH-värde ger upphov till ett förändrat ekosystem naturliga arter som bor där, vilket kan leda till att känsliga arter minskar eller tillslut försvinner helt. Till exempel bidrar försurningen av sjöar och vattendrag till allt klarare vattenmassor där alger kan leva långt ner på botten vilken resulterar i ett betydligt artfattigare växt- och djurliv. Försurning bidrar också till en ökad korrosion i påverkade skogsmarker och kan i viss mån även påverka människors hälsa genom dricksvattnet i försurade brunnar.

Enligt Naturvårdsverket (2012a) klassas fortfarande var tionde sjö i Sverige som försurad på grund av mänskliga aktiviteter, detta trots de totala utsläppen av svaveldioxid samt kväveoxider har minskat betydligt under de senaste tjugo åren. Detta har att göra med att det tar lång tid för naturen att återhämta sig från denna process, både för vatten men även för skogsmark och grundvatten där återhämtningen tar ännu längre tid. Därför är det viktigt att fortsätta begränsa utsläppen av försurande ämnen från framförallt transporter men även från industriella produktioner.

Toxicitet

Med toxicitet menas de kemiska ämnen som kan vara farliga när de hamnar i miljön eller tas upp av både människor och djur. Detta behandlas i det svenska miljömålet *giftfri miljö* som innebär att de ämnen som skapats eller utvunnits av samhället ej ska hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden. I dagsläget ligger nivåerna av naturfrämmande ämnen nära noll och deras inverkan på människor och natur är därför försumbar. Likväl leder den allt stigande konsumtionen av varor till en ökad kemikalieproduktion och följaktligen även till en ökad spridning av farliga ämnen. Enligt Naturvårdsverket (2012a) saknas även fortfarande kunskaper om hur många kemikalier påverkar miljön och människors hälsa, vilket gör att dessa kemiska risker måste fortsätta förebyggas.

7.3.2 Karaktärisering

Nedan presenteras de karaktäriseringsfaktorer som använts för att omvandla utsläppen till en gemensam enhet samt en bakgrund kring varför dessa används.

Klimatpåverkan (GWP)

Olika gaser påverkar växthuseffekten olika mycket vilket brukar presenteras i form av en GWP, vilket står för ”Global Warming Potential”. Detta är ett ackumulerat värde för hur potent en gas är för en specifik tidshorisont gentemot referensgasen koldioxid (IPCC 2014). I tabell 4 nedan ges GWP för de växthusgaser som undersökts i denna studie.

Tabell 4. GWP för studerade växthusgaser. Samtliga värden har hämtats ur IPCC (2014).

Växthusgas	GWP (CO ₂ -ekvivalenter, 100 år)
Koldioxid (CO ₂)	1
Metan (CH ₄)	28
Lustgas (NO ₂)	265

Med utsläpp av koldioxid menas här utsläpp av fossil koldioxid som exempelvis uppkommer vid förbränning av fossila bränslen eller som i detta fallet förbränning av en produkt. Dessa bränslen består av organiska kol- och väte föreningar, exempelvis kol eller olja, som bildats av resterna från döda organismer på sjö- eller havsbotten. Även om dessa sedimentlager växer sig tjockare och fortfarande nybildas så sker detta med ett tidsperspektiv på hundratusentals år, vilket gör förbränning av dem extremt ogynnsamt (Naturvårdsverket 2015).

Energianvändning

Elproduktionen i olika länder ger upphov till olika mycket utsläpp på olika platser, mycket på grund av geografiska begränsningar samt politiska beslut som ger upphov till olika produktionsmetoder. För Sverige producerades exempelvis år 2016 cirka 80 procent av Sveriges el av vattenkraft och kärnkraft med 40 procent vardera. Resterande 20 procent utgjordes framförallt av vindkraft på dryga 10 procent samt biobaserad värmekraft på 9 procent (Energimyndigheten 2017). Den låga utsläppsnivån för de ovanstående produktionsmetoderna innebär att Sverige i jämförelse med många andra länder har väldigt låga utsläpp per producerad kWh.

Diabs anläggning i Laholm drivs i dagsläget främst av två naturgaspannor som har en maximal effekt på 12 MW, som byts ut mot en biobränslebaserad panna 2019. Naturgas är ett fossilt bränsle som består av en blandning av olika kolväten som vid normal temperatur och tryck befinner sig i gasfas. Den största delen, mellan 90-99 procent, av gasblandningen består dock av metan, där resterande procent utgörs av andra kolväten samt kväve, svavel, syre och koldioxid, beroende på gasens ursprung (IVL 2011). Som tidigare nämndes har den största beståndsdelen, metangas, en klimatpåverkan som enligt IPCC (2014) är 28 gånger högre än koldioxid. Förbränning av naturgas har dock flera fördelar gentemot exempelvis kol och olja och ger det lägsta utsläppen av koldioxid per energienhet relativt de andra fossila bränslena. Vidare ger förbränning av naturgas en förhållandevis ren förbränning med låga nivåer av utsläpp av både miljö- och hälsofarliga partiklar (Naturvårdsverket 2016a).

Den energianvändning som presenteras i denna studie är användning av så kallad primärenergi, det vill säga energi som ej har omvandlats, exempelvis förbränning av ren naturgas. Vid omvandling inom olika system sker olika mycket förluster, vilket här därför tas till hänsyn med hjälp av en omvandlingsfaktor. Utsläppen för de studerade energimixarna samt de respektive omvandlingsfaktorerna kan ses nedan Tabell 5.

Tabell 5. Klimatpåverkan och omvandlingsfaktorer för använda elmixar och bränslepannor. Samtliga värden har hämtats eller beräknats baserat på IVL (2011).

Energimix	Klimatpåverkan (gCO _{2e} /kWh)	Övergödning (mgPO _{4e} /kWh)	Försurning (mgSO _{2e} /kWh)	Omvandlingsfaktor (kWh primärenergi/kWh sekundärenergi)
Svensk elmix	36,4	3	32	2,1
Naturgas	249	6	110	1.09
Biobränslen (Skogsflis)	9,3	80	160	1.05
Svensk fjärrvärme	88,6	42	114	0,79

Övergödning (EP)

Precis som för växthuseffekten är olika gaser inte lika potenta gällande övergödning. Som nämndes tidigare är det framförallt kväve och fosfor som bidrar till övergödning, där det i inlandsvatten och marker framförallt är fosfor som är det begränsande näringsämnet medan det i marina vatten är kväve. Därför mäts övergödningspotentialen hos en gas, även kallat ”Eutrophication Potential” eller EP, i detta fall mot ämnet fosfat.

Tabell 6. EP för studerade gaser. Samtliga värden har hämtats ur Rydh, Lindahl & Tingström (2002).

Gas	EP (gPO ₄ -ekvivalenter)
Fosfat (PO ₄)	1
Ammoniak (NH ₃)	0,35
Nitrat (NO ₃)	0,095
Kväveoxid (NO _x)	0,13

Försurning (AP)

Försurning orsakas som tidigare nämndes framförallt av utsläpp av svalhaltiga ämnen. Försurningspotentialen för ämnen, ”Acidification Potential”, mäts därför mot referensgasen svaveldioxid.

Tabell 7. AP för studerade gaser. Samtliga värden har hämtats ur Rydh, Lindahl & Tingström (2002).

Gas	AP (gSO ₂ -ekvivalenter)
Svaveldioxid (SO ₂)	1
Ammoniak (NH ₃)	1,88
Dikväveoxid(NO ₂)	0,7
Kväveoxid (NO _x)	0,696

Toxicitet

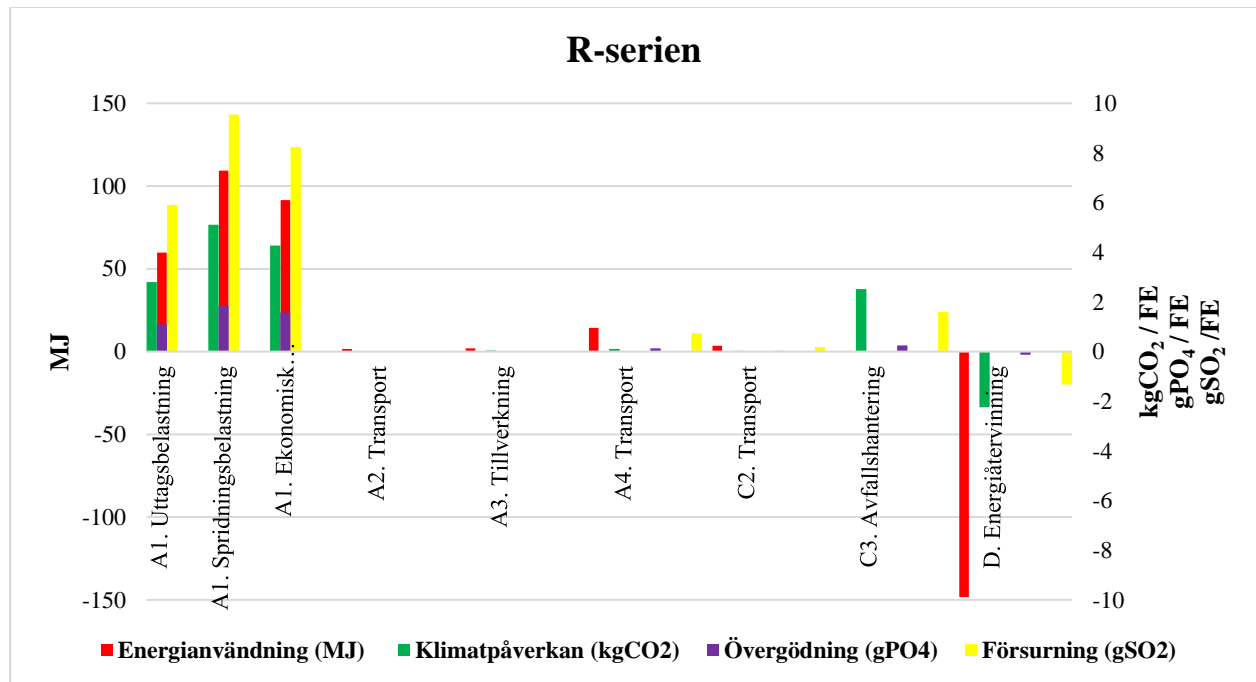
Det saknas idag standardiserade metoder för att utreda toxicitet i livscykelanalyser. I den här studien kommer toxiciteten undersökas genom en beräkning av mängden toxiska ämnen som framkommer under råvaruframställning, tillverkning, sluthantering samt i slutproduktens innehåll. De toxiska ämnen som kommer studeras är de som enligt kemikalieinspektionen (2016) klassas som utfasnings- eller riskminskningsämnen.

7.4 Resultat

I detta avsnitt presenteras resultaten från miljöpåverkansbedömningen av R-serien. Först presenteras resultaten för klimatpåverkan, energianvändning, övergödning och försurning och därefter presenteras resultaten för toxicitet. För samtliga kategorier presenteras även hur resultaten varierar beroende på vilken av de tre allokeringmetoder som använts vid beräkningarna, där resultatet från uttagsbelastning är applicerbart på avfall medans övriga är applicerbara på biprodukter.

7.4.1 Klimatpåverkan, energianvändning, övergödning och försurning

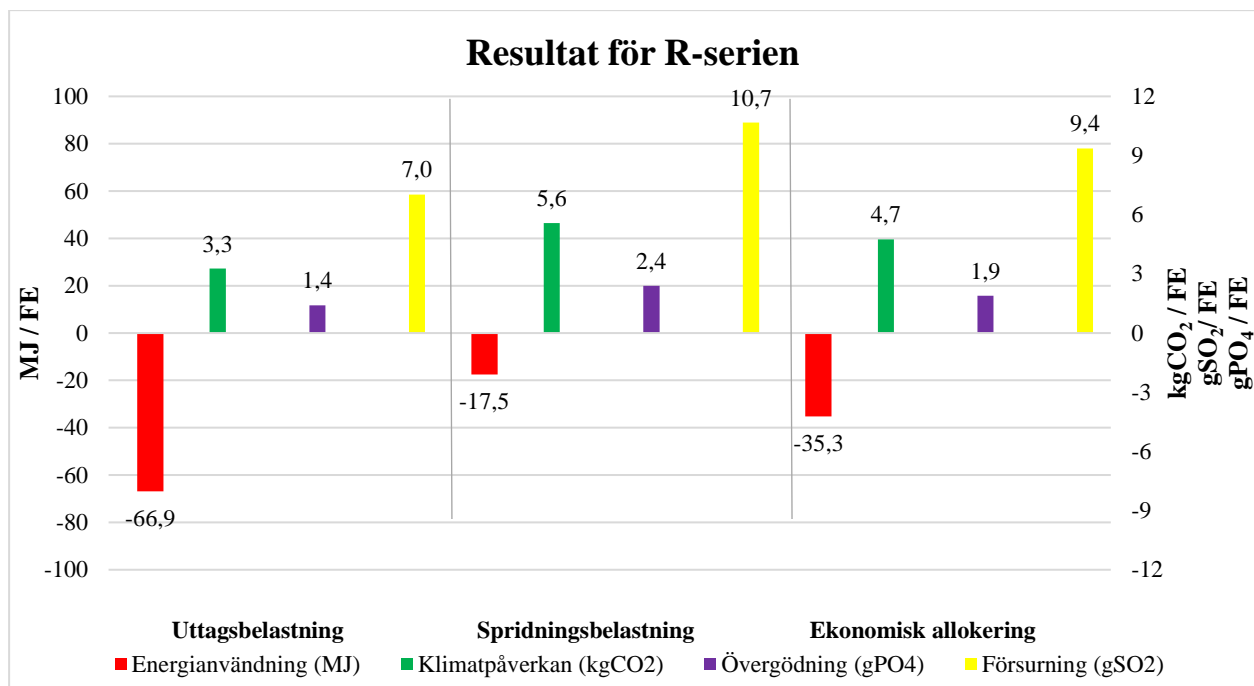
I figur 9 nedan presenteras resultaten för varje livscykelstadie för miljöpåverkanskategorierna klimatpåverkan, energianvändning, övergödning och försurning. Påverkan för kategori A1 har som tidigare nämnts allokerats med hjälp av uttagsbelastning, spridningsbelastning samt ekonomisk allokering, vars resultat alla presenteras i grafen nedan. Livscykelstadie D motsvarar hur mycket som kan fås tillbaka vid förbränningen av produkten och är därför negativ.



Figur 9. Resultat per FE för varje livscykelstadie för R-serien. I stadiet för råvaruframställning (A1) presenteras även påverkan från samtliga allokeringmetoder.

Som kan noteras sker den största påverkan från R-serien under livscykelstadiet A1, alltså från framställningen av Divinycell och lim. I övrigt har produkten en förhållandevis låg påverkan fram till avfallshantering (C3) där förbränningen av produkten ger upphov till en stor del av produktens miljömässiga påverkan.

I figur 10 nedan presenteras en övergripande bild över skillnaderna de olika allokeringmetoderna ger i slutlig påverkan. Som kan noteras ger allokering med uttagsbelastning den minsta påverkan, följt av ekonomisk allokering och slutligen allokering med spridningsbelastning. Samtliga av nedanstående värden är nettoresultaten efter total energiåtervinning.



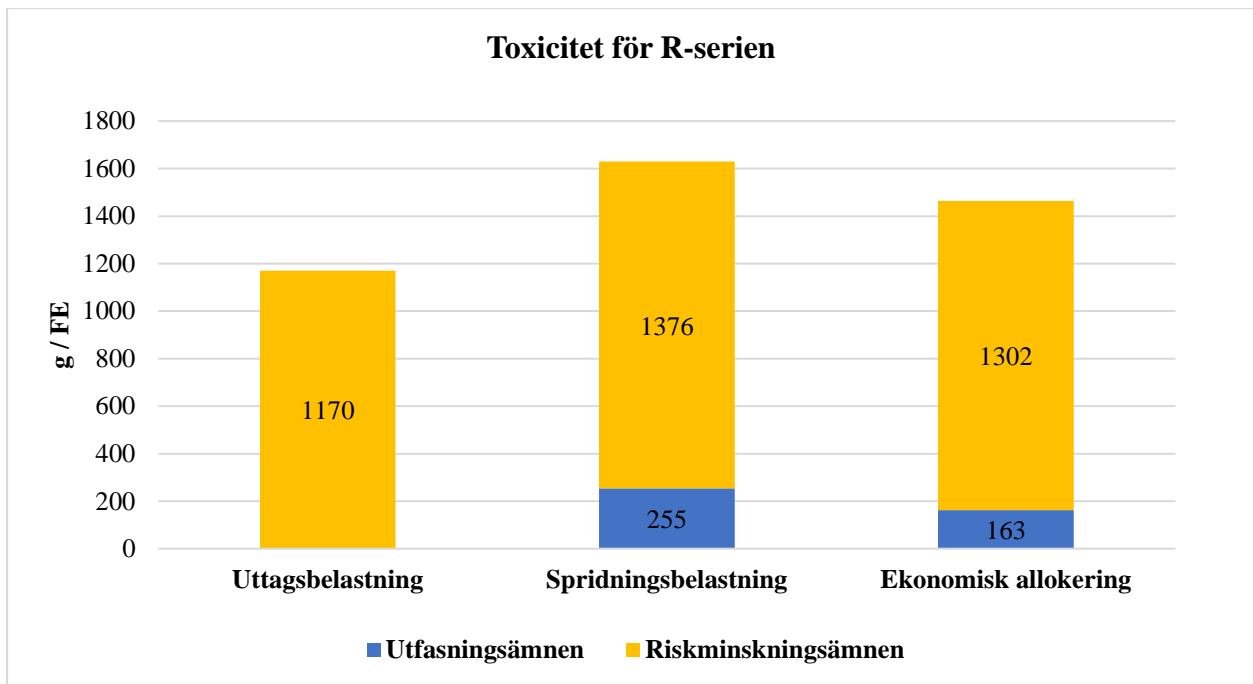
Figur 10. Totala resultat per FE med olika allokeringsmetoder

7.4.2 Toxicitet

Spillmaterialet som R-serien huvudsakligen produceras av innehåller polyvinylklorid (PVC) som tillverkas av utfasningsämnet vinylklorid, därför erhålls en viss mängd utfasningsämne vid tillverkningen av produkten. Vinylklorid klassas enligt Kemikalieinspektionen (2016) som cancerframkallande och har egenskaper som är så pass allvarliga att människor ej bör exponeras alls för dem. Detta då exponering för mycket små mängder kan ge bestående skador som även kan vara ärftliga och även på sikt utvecklas till cancer.

Utöver detta används även riskminskningsämnet MDI vid produktion både av Divinycell samt det lim som sedan används vid blandningen av R-serien. Detta ämne klassas som allergiframkallande, vilket innebär att det kan orsaka överkänslighet såsom allergi. Den mängd som används i Divinycell är dock det enda ämnet som klassas vara i den slutliga produkten, medan limmet vid blandning är en polymerisation av ämnet (Kemikalieinspektionen 2016).

Nedan presenteras resultaten för användning och innehåll av utfasnings- och riskminskningsämnen i enlighet med kemikalieinspektionens prioriteringsguide. En sammanställning av de ingående ämnena kan ses i Tabell 12 i bilaga 2.



Figur 11. Toxicitet per FE för R-serien med olika allokeringsmetoder

7.5 Tolkning

Nedan presenteras en känslighetsanalys för utförda beräkningar samt en förbättringsanalys på utvalda områden för R-serien.

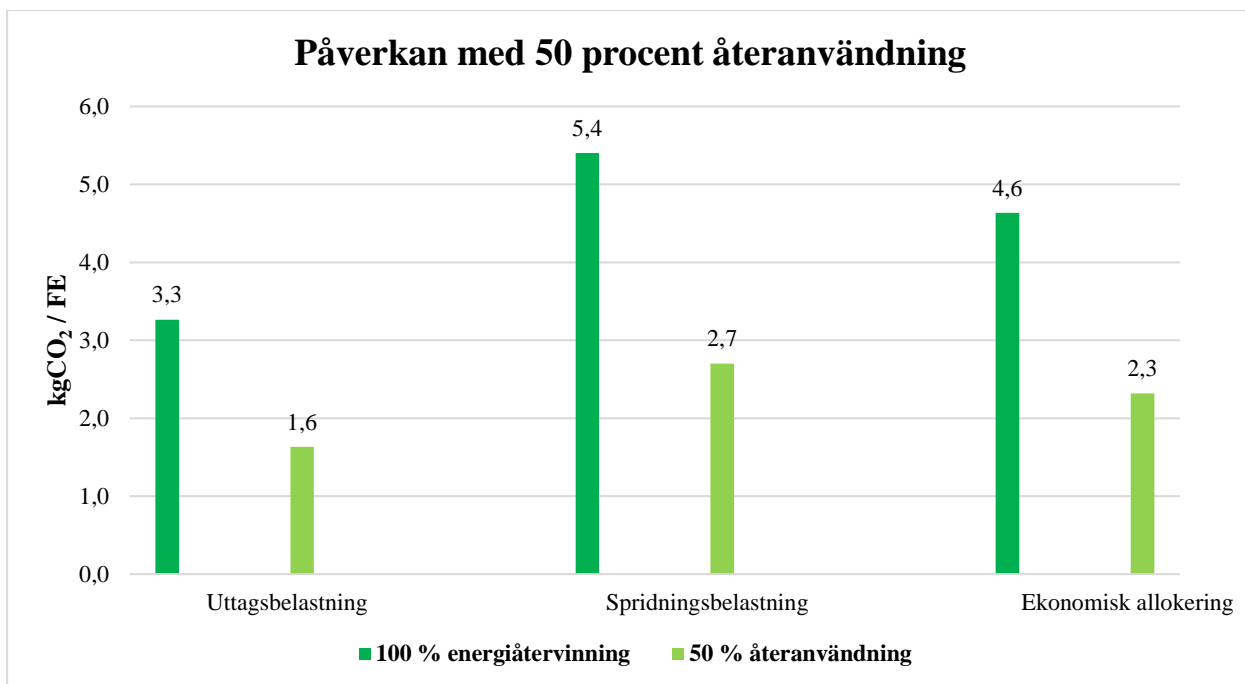
7.5.1 Känslighetsanalys

I de tre utförda analyserna nedan presenteras GWP som exempel på hur resultatet kan variera, detta då övriga miljöpåverkanskategorier följer samma trend som denna kategori.

Återvinningsgrad

I basfallet presenterades resultaten då man i sluthantering använder sig av 100 procent energiåtervinning. Gemensamt för samtliga produkter som studerats är att samtliga producenter angett att 100 procent av materialet teoretiskt sätt kan återanvändas efter användning. Att hela produkten ska kunna återanvändas har antagits vara osannolikt, detta på grund av defekter som kan uppstå under tiden i marken, eventuella skador vid nedmontering samt att man måste ha en etablerad marknad för det materialet. Nedan visas därför resultatet då man istället använder 50 procent energiåtervinning och 50 procent återanvändning, vilket antas kunna vara ett rimligt mål för produkten.

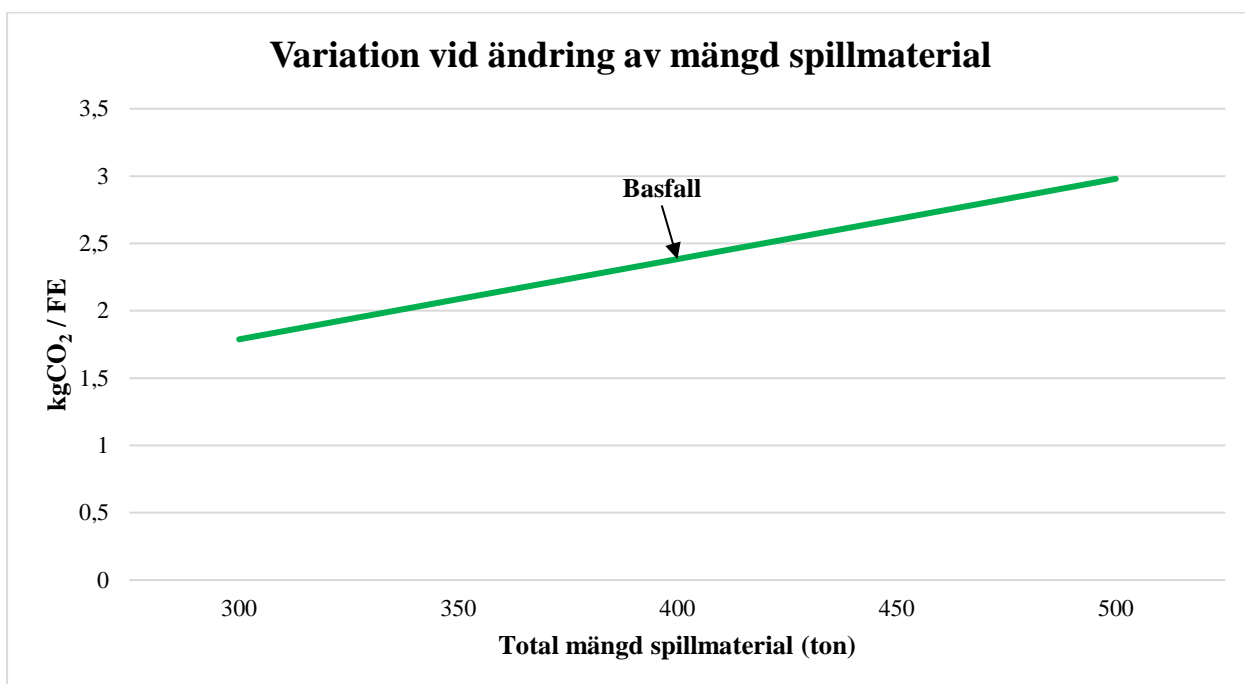
Vid återanvändningen antas produkten ersätta nyproduktion av R-serien, varpå samtliga livscyklifaser antas minska 50 procent. Samma utsläpp antas för samtliga faser förutom att transporterna kan komma att öka på grund av transporten till ny byggplats Dock kan denna sträcka antas ersätta transporten som ändå hade skett från byggplats till avfallsanläggning, därav antas denna faktor ha liten påverkan på resultatet.



Figur 12. Total GWP vid 50 procent återanvändning jämfört med 100 procent energiåtervinning

Påverkan vid ändring av mängd avfall för allokering med spridningsbelastning

Basfallet för mängden avfall baserats på en generell uppskattning av antal ton off-cuts som förväntas genereras i snitt varje år. Mängden som produceras beror dock på hur stor produktionen av produkten Divinycell är samt hur många av dessa beställningar som genererar off-cuts. Därför presenteras nedan en beräkning på hur stora skillnaderna blir med 25 procent variation på mängd producerat spillmaterial.

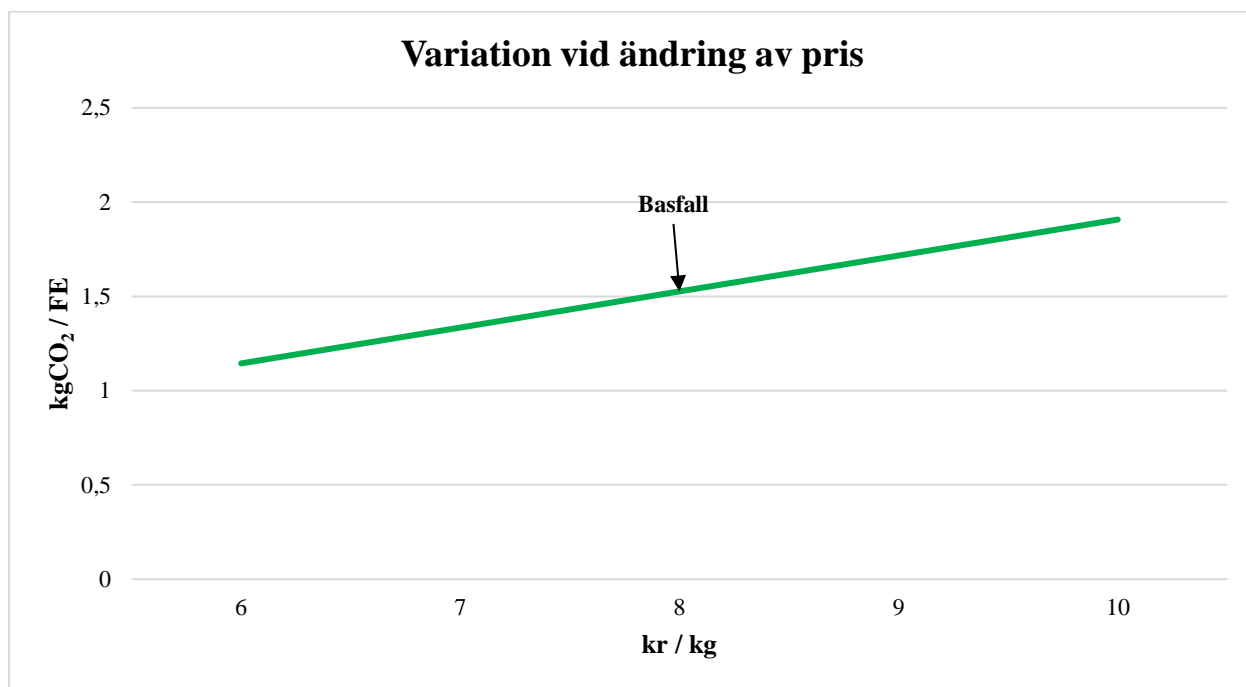


Figur 13. Variation av klimatpåverkan från kategori A1 vid ändring av total mängd tillgängligt spillmaterial

Som kan ses ovan i Figur 13 erhålls en skillnad mellan ± 0.6 kg koldioxidekvivalenter då man varierar mängden totalt tillgängligt spill.

Påverkan vid prisändring för ekonomisk allokering

R-serien har ej börjat säljas än och priset som beräkningarna baseras på är ett uppskattat pris från Diab. Priser kan dock ändras på grund av exempelvis förändringar på marknaden. Därför presenteras i Figur 14 nedan en uppskattning på hur stor variation det blir vid den ekonomiska allokeringen när priset varierar med 25 procent.



Figur 14. Variation av klimatpåverkan per FE ifrån kategori A1 vid variation av pris för produkten

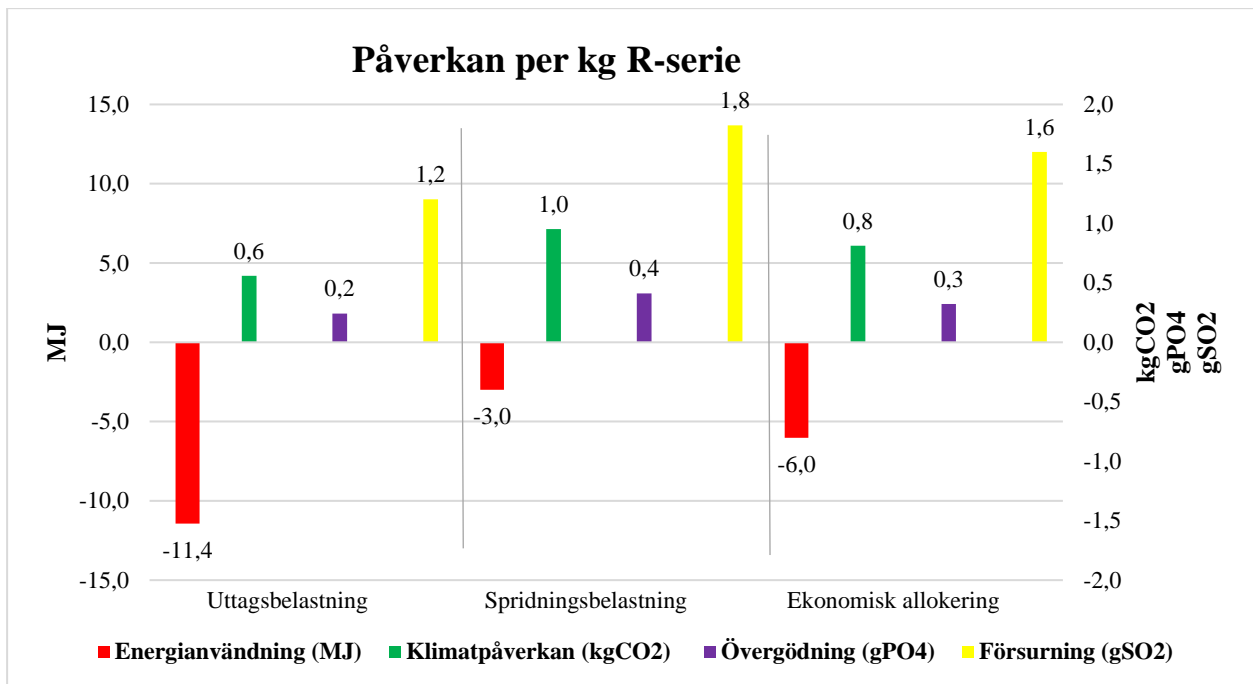
Som kan ses ovan i Figur 14 erhålls en variation på cirka $\pm 0,4$ kg koldioxidekvivalenter vid variation av priset.

7.5.2 Förbättringsanalys

Nedan presenteras en analys av de områden som skulle kunna förbättra resultaten för R-serien i framtiden.

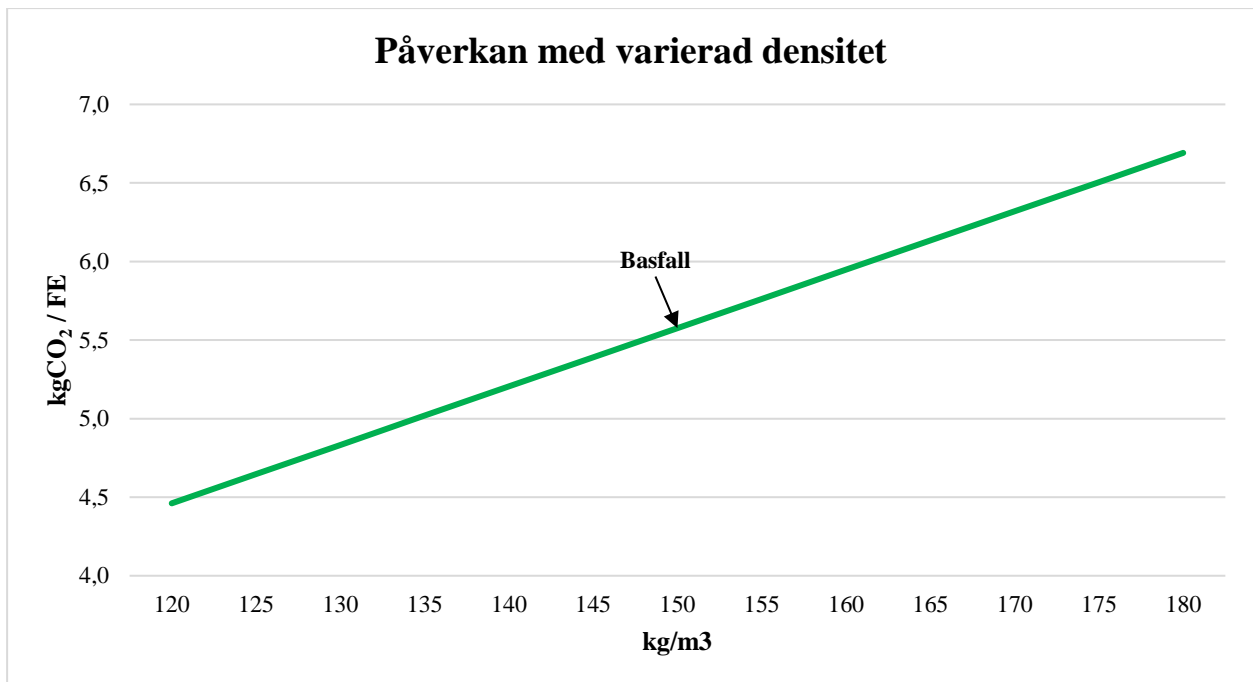
Variation i densitet

Värmeledningsförmågan för R-serien är som tidigare visats i Tabell 3 jämförbar med övriga produkter. Som kan ses i figur 15 nedan är den miljömässiga påverkan per kg R-serie på en väldigt låg nivå över alla miljöpåverkanskategorier. Produktens densitet gör dock att vikten per funktionell enhet blir cirka 3-7 gånger högre än övriga produkter, vilket begränsar de miljömässiga besparingarna.



Figur 15. Påverkan per kg R-serie

Plattan som studerats i denna studie har en densitet på 150 kg/m³ och motsvarar de värden man åstadkommit i produktionsanläggningen i Italien. R-serien är dock fortfarande i testfasen på Stena-Recyclings anläggning och olika densitet kan erhållas beroende på hur mycket man pressar blandningen av chips och lim. I tabell 16 nedan visas hur mycket resultaten för allokering med spridningsbelastning förändras då man ändrar densiteten av slutprodukten, förutsatt att man lyckas behålla samma värmeledningsförmåga.



Figur 16. Variation av klimatpåverkan per FE vid förändring av densitet vid allokering med spridningsbelastning

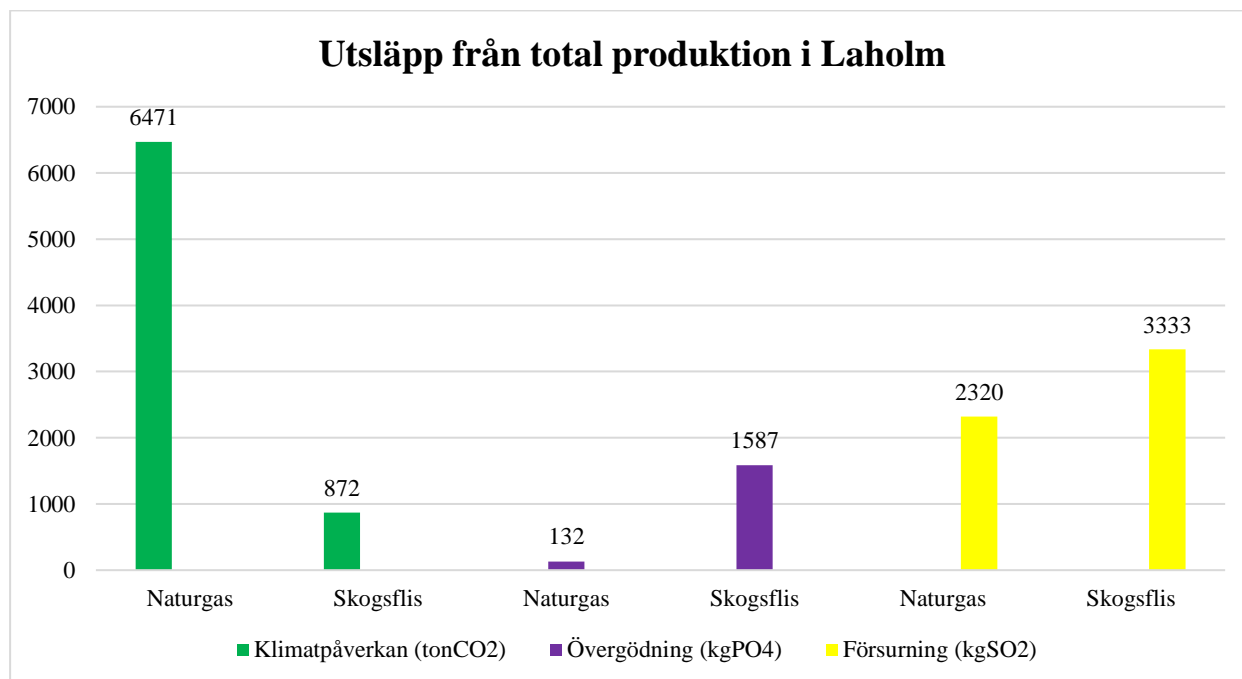
Som kan ses ovan har variationen i densitet en stor inverkan på det slutliga resultatet då den utgör 1 av 2 parametrar i den funktionella enheten. Då R-seriens vikt per funktionell enhet är så pass mycket högre än övriga produkter ger en minskning även stor effekt vid jämförelse med övriga produkter. Som kan ses ger exempelvis en minskning på 30 kg/m³ en skillnad på cirka 1,1 kg koldioxid per funktionell enhet.

R-serien skulle även kunna användas för annat än isolering på grund av sina tekniska egenskaper. Vid eventuell användning där funktionen är hållfasthet eller dränering snarare än isoleringsförmågan kan vikten per funktionell bli mer lik de övriga materialen, vilket även det kan minska miljöpåverkan.

Byte från naturgas till biobränslen

I januari 2019 planeras de två naturgaspannorna på anläggningen i Laholm bytas ut mot en biobränslebaserad panna. Diab har skrivit ett avtal med energiföretaget Adven som kommer förse anläggningen i Laholm med en ny panna och tillförsel av oförädlad trädbränsle i form av skogsflis samt målad träflis. Pannan kommer förse anläggningen med 185-gradigt vatten och spillvärmes kommer tas till vara genom en installerad värmepump.

Nedan presenteras en illustration på hur mycket man potentiellt kan minska påverkan i tillverkningsfasen vid bytet mot biobränslen. Beräkningarna baseras på de genomsnittliga utsläppsvärden som presenterades i Tabell 5 för naturgas och en värmepanna driven på skogsflis (IVL 2011) Det ska dock poängteras att det i denna beräkning antas ett rakt byte av mängden energi som idag genereras från naturgaspannan och att eventuella förändringar bytet kräver beräknas ej med.

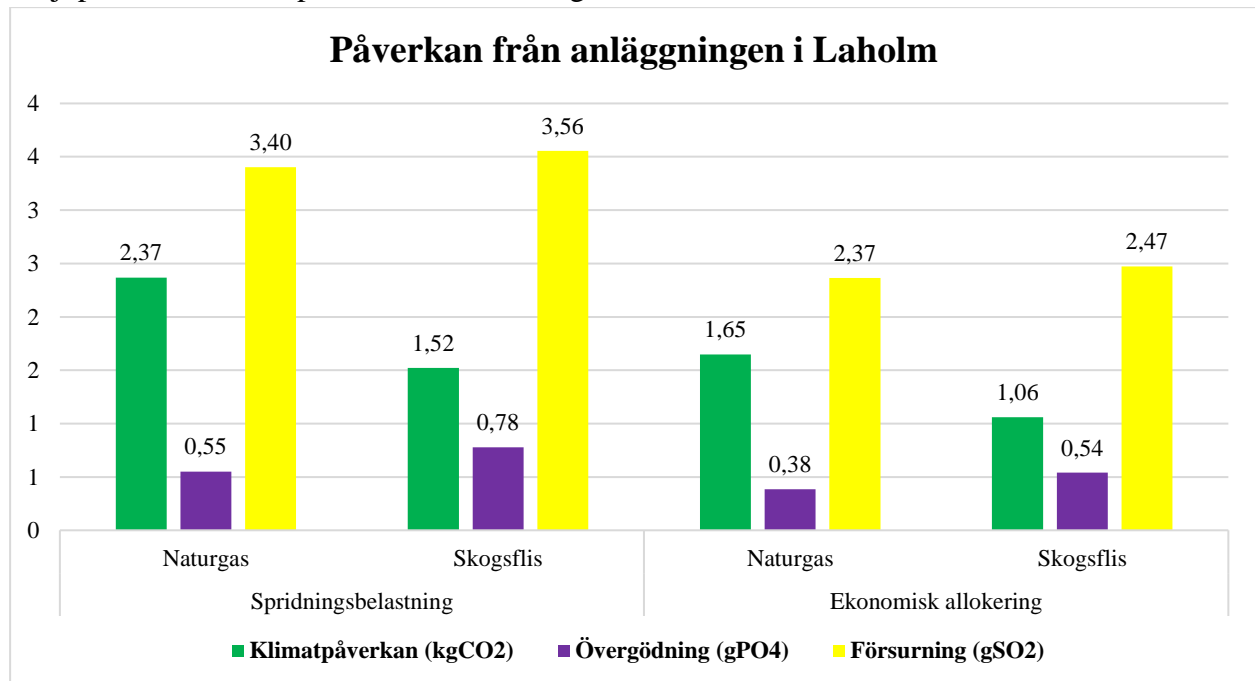


Figur 17. Totala utsläpp från anläggningen i Laholm vid användning av naturgas respektive skogsflis

Som kan ses i Figur 17 ovan erhålls en signifikant minskning av koldioxidutsläpp vid bytet, cirka 5600 ton koldioxidekvivalenter. Detta innebär inte bara en stor minskning för

anläggningen i Laholm men även för företaget i stort, då nästan 6 procent av företagets globala utsläpp elimineras vid bytet. Man erhåller dock mer utsläpp som bidrar till övergödning och försurning, likväl i mängder som får anses vara små i jämförelse med den enorma besparing som görs i mängd utsläppt koldioxid.

Om R-serien beräknas som avfall ger denna minskning ingen påverkan på produktens slutliga resultat, då alla utsläpp förknippade med anläggningen i Laholm räknas bort. Vid beräkning som biprodukt ger användningen av skogsflis signifikanta skillnader i produktens miljöprestanda, vilket presenteras nedan i figur 18.



Figur 18. Minskning per FE vid byte från naturgas till skogsflis

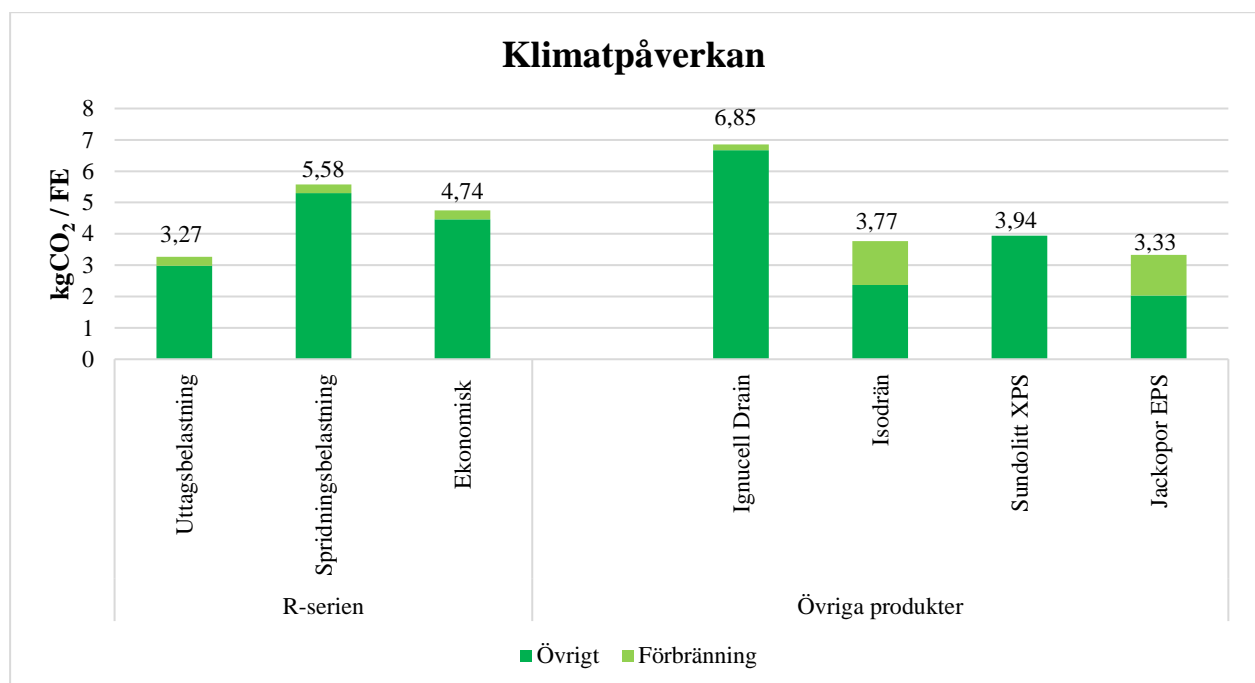
Som kan ses erhålls en stor minskning i koldioxidutsläpp per FE vid bytet från naturgas. Det kan vidare noteras att utslaget på ökningen av eutrofierande respektive försurande ämnen är lindrig per FE i jämförelse med den stora besparingar av koldioxid.

8. Jämförelse av R-serien och produkter av cellplast

I detta kapitel presenteras en jämförelse mellan R-serien och de studerade produkterna av cellplast. En sammanställning över samtliga produkters påverkan per livscykelkategori kan ses i Tabell 21 i bilaga 3.

8.1 Klimatpåverkan

I figur 19 presenteras den totala klimatpåverkan för de granskade produkterna. Som kan ses orsakas störst påverkan av Ignucell Drain på cirka 7 kg koldioxidekvivalenter per FE, medan övriga produkter ligger mellan cirka 3-4 kg koldioxidekvivalenter per FE. För samtliga produkter står råvaruframställningen för den största delen av utsläppen vilket kan ses i Tabell 21 i Bilaga 3. Utöver detta ger förbränningen av produkterna upphov till stora utsläpp av koldioxid. I detta fall betalas dock det mesta av detta utsläpp tillbaka i och med de besparingar som görs vid energiåtervinningen av produkterna.

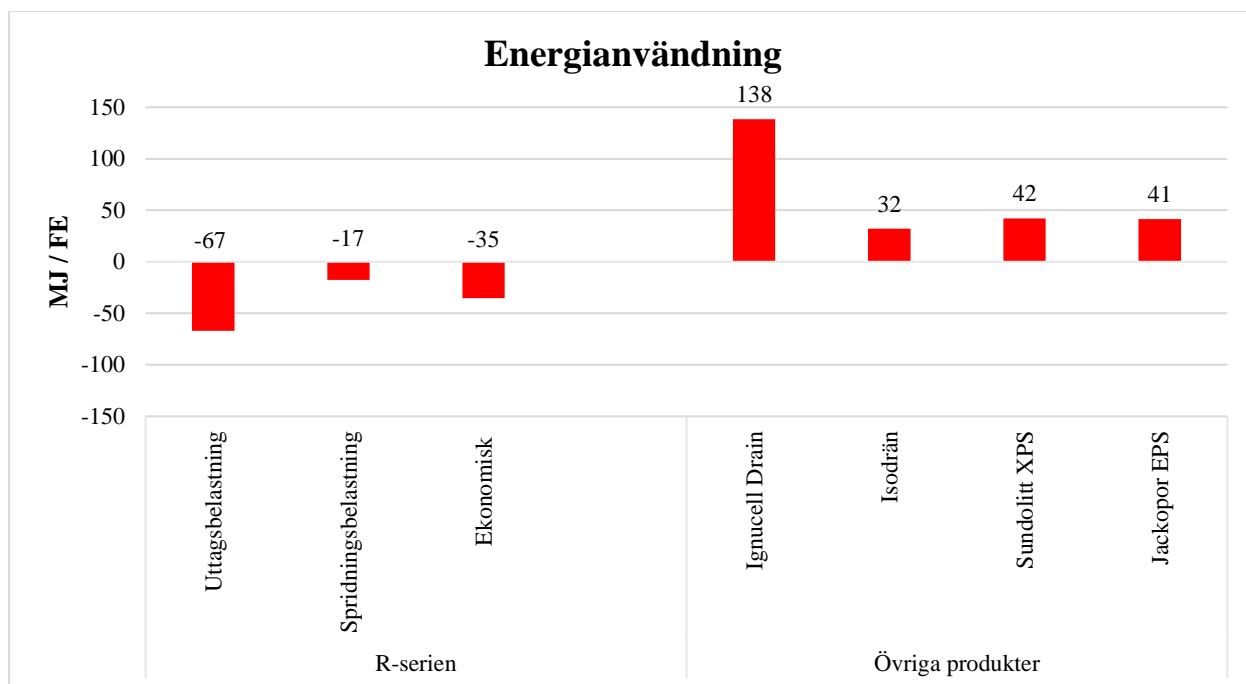


Figur 19. Klimatpåverkan per FE för samtliga produkter

Som kan ses ger de tre allokeringsmetoderna R-serien olika god nivå för utsläppt koldioxid. Man kan dock se att oavsett allokeringsmetod så är resultaten på en jämförbar nivå gentemot övriga produkter. Klassar man ämnet som avfall och allokerar med uttagbelastning ges förbättring gentemot samtliga produkter, där majoriteten av påverkan härstammar från förbränningen av produkten. Vid klassning som biprodukt erhålls dock högre påverkan per funktionell enhet i jämförelse med tre av de övriga produkterna.

8.2 Energianvändning

I Figur 20 nedan presenteras nettoenergin för de studerade produkterna efter energiåtervinning. Som kan ses erhålls ett negativt värde för R-serien oavsett allokeringstyp. Detta på grund av att energin som erhålls vid total förbränning per funktionell enhet är betydligt högre för R-serien, då man förbränner mellan 3-7 gånger mer material i jämförelse med övriga produkter.

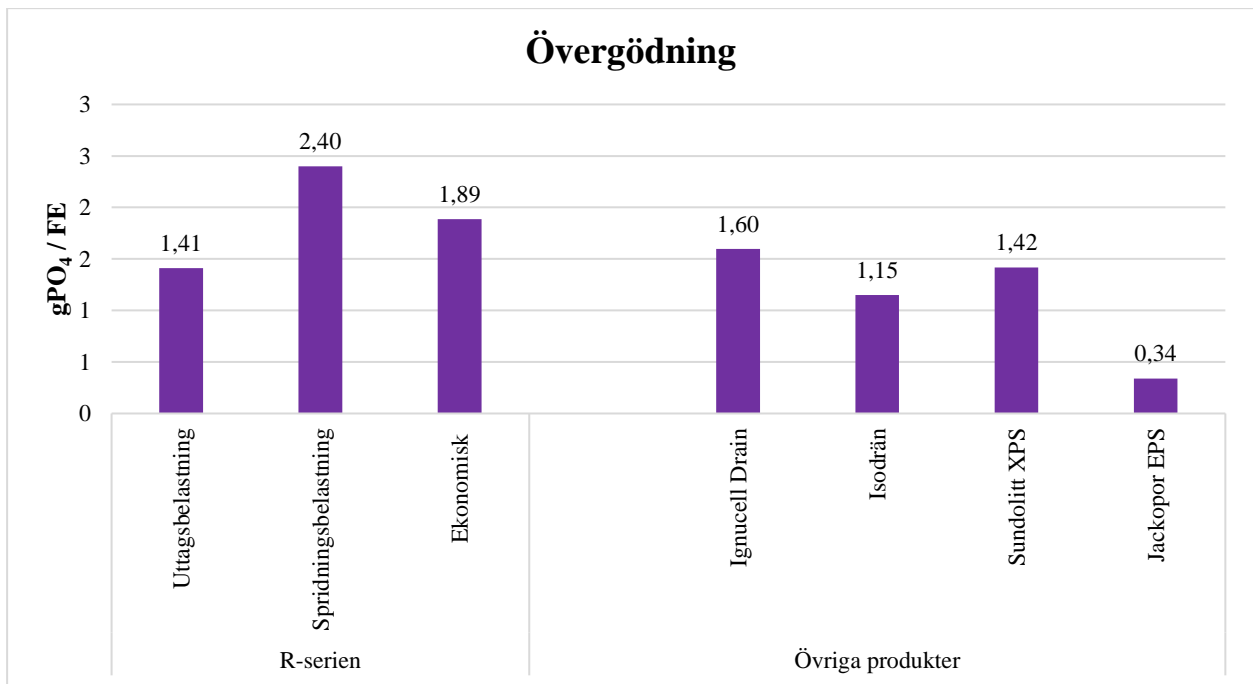


Figur 20. Energianvändning per FE för samtliga produkter

Av de övriga produkterna använder Ignucell Drain mest energi på cirka 138 MJ per funktionell enhet medan de övriga ligger mellan 30 - 40 MJ per funktionell enhet. Sammanfattat kan alltså en energibesparing mellan 59 – 205 MJ per funktionell enhet göras vid produktion av R-serien gentemot övriga produkter, beroende på allokeringmetod.

8.3 Övergödning

I Figur 21 nedan presenteras en jämförelse för utsläppen av eutrofierande ämnen för de studerade produkterna. Som kan noteras erhålls något högre värden för R-serien i jämförelse med övriga produkter vid allokering med spridningsbelastning eller ekonomisk allokering. Detta mycket på grund av att R-serien har betydligt längre transportsträckor än de övriga produkterna, vars råvaror endast transporteras inom nordn. Detta sammantaget med R-seriens tyngd vilket ger mer transporterat material per FE.

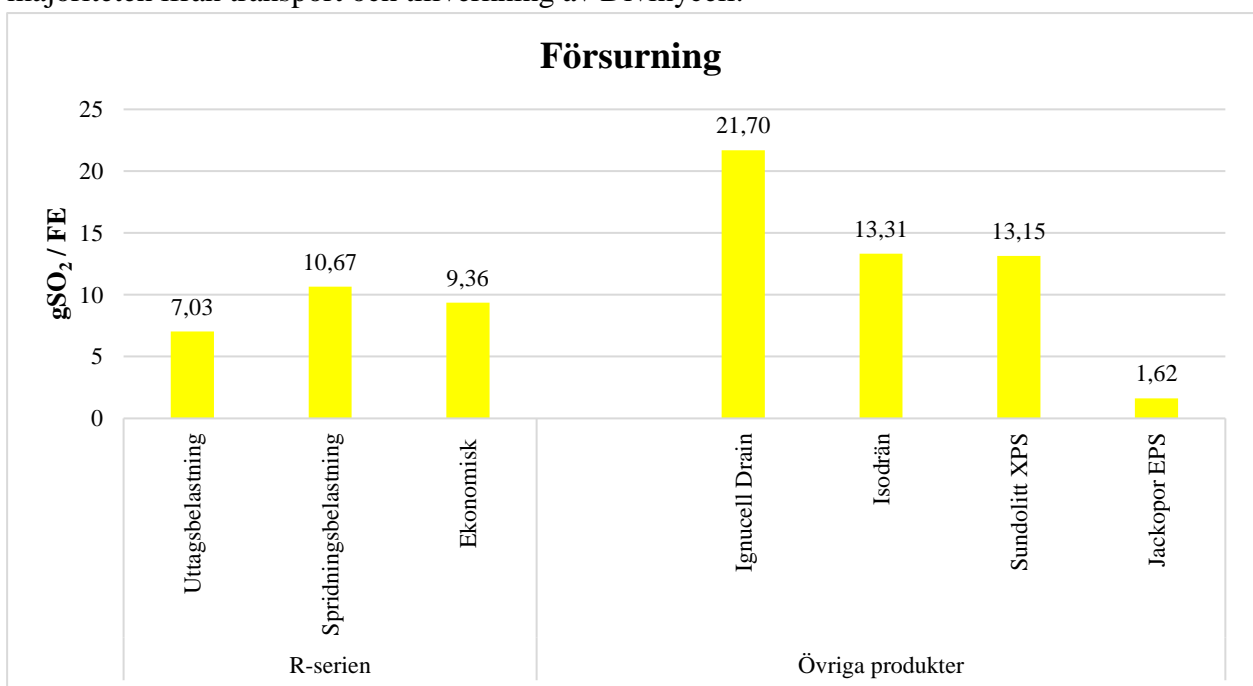


Figur 21. Övergödning per FE för samtliga produkter

Likväl kan ses att det ej är någon större skillnad mellan produkterna utan alla ligger på en jämförbar nivå. Av övriga produkter ger framförallt produktionen av Jackopor EPS låga värden.

8.4 Försurning

I Figur 22 nedan presenteras utsläppen av försurande ämnen. I denna kategori har R-serien betydligt lägre utsläpp gentemot 3 av 4 produkter oavsett allokeringmetod, där endast produktionen av Jackopor EPS ger lägre värden. För R-serien kommer de största delen av utsläppen ifrån produktionen av det lim som används av Stena-Recycling. I övrigt kommer majoriteten ifrån transport och tillverkning av Divinycell.

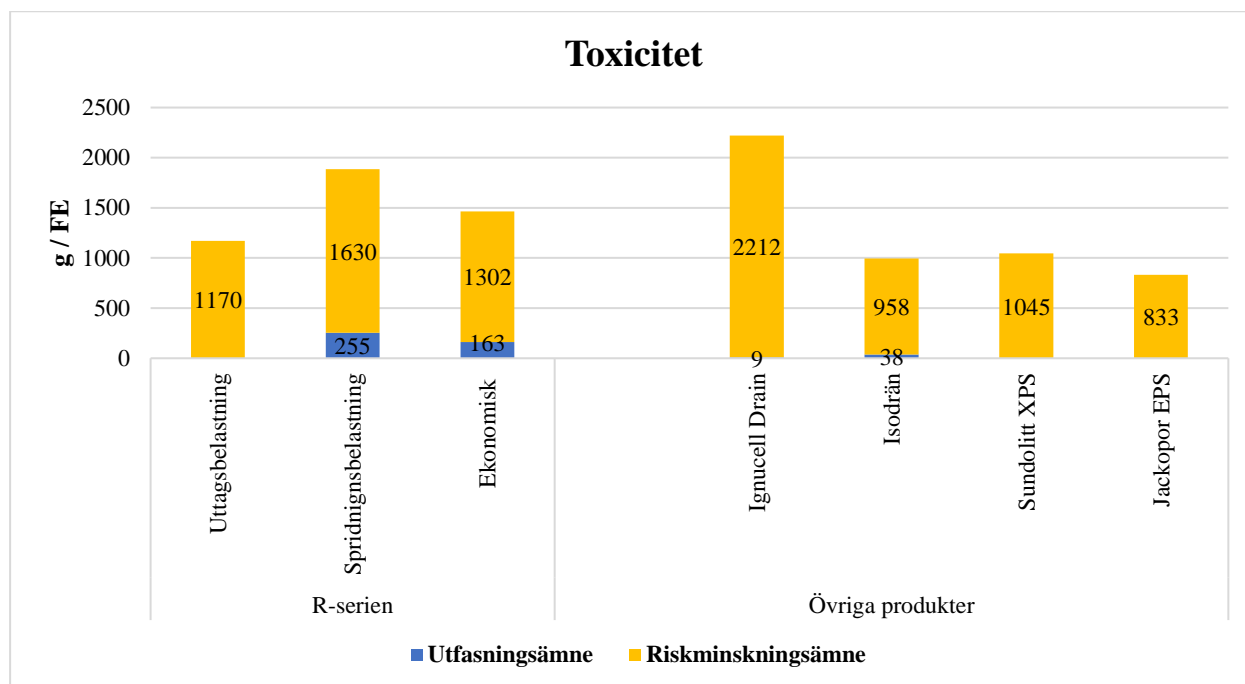


Figur 22. Försurning per FE för samtliga produkter

För övriga produkter erhöles högst värde för Ignucell Drain på över 20 g/FE medan Isodrän och Sundolitt XPS varierade mellan cirka 11-13 g/FE.

8.5 Toxicitet

I Figur 23 nedan presenteras resultaten för mängden toxiska ämnen per FE för de studerade produkterna. Som kan ses i figuren blir toxiciteten för R-serien jämförbar med övriga produkter både då man klassar spillmaterialet som avfall eller biprodukt. Likväl är R-serien den enda produkten som använder en noterbar mängd utfasningsämnen, i detta fall i form av den vinylklorid som används vid tillverkningen.



Figur 23. Toxicitet per FE för samtliga produkter

De använda utfasnings- och riskminskningsämnen som används vid tillverkningen av de övriga produkterna kan hittas i Tabell 14 - 17 i BILAGA 2. Sammanfattningsvis kan det sägas att övriga produkter endast använder utfasnings- och riskminskningsämnen i produktionen och återfinns ej i de slutliga produkterna. Majoriteten av resultatet kommer vidare av att styren, vilket är grundkomponenten vid produktion av just polystyrencellplast, enligt Kemikalieinspektionen är ett riskminskningsämne (Kemikalieinspektionen (u.å.c)). I och med att produkterna till största del består av detta material innebär detta följaktligen en stor mängd använt toxiskt material. Styren klassas ha hög kronisk giftighet och kan leda till skador efter exponering av enbart en liten mängd om det sker under lång tid.

En liten mängd av utfasningsämnet butadien används vid produktionen av Ignucell Drain samt Isodrän-skivan. Detta vid produktionen av det latexlim som de båda produkterna innehåller. Ämnet klassas liksom den tidigare nämnda vinylkloriden som cancerframkallande. De övriga riskminskningsämnen som används är vid tillverkningen av Isodrän-skivan i form av ämnet MIT som både klassas som allergiframkallande samt att det kan ha giftiga långtidseffekter som kan skada vattenlevande organismer.

9. Diskussion

I detta avsnitt diskuteras de erhållna resultaten från studien. I avsnitt 9.1 diskuteras inledningsvis de osäkerheter som finns samt de antaganden som gjorts gällande studiens metod. I avsnitt 9.2 diskuteras sedan R-serien som produkt och hur väl resultaten för produkten står sig mot jämförda produkter av cellplast. Till sist diskuteras i avsnitt 9.3 metodiken kring allokering av spillmaterial.

9.1 Allmänt om studien

Resultaten av denna studie har visat att R-serien har tekniska egenskaper som lämpar sig väl för det tilltänkta användningsområdet. Den utförda livscykelanalysen påvisar vidare att miljöbelastningen för produkten är på en god eller åtminstone jämförbar nivå med cellplast-produkterna för de studerade miljöpåverkanskategorierna. De tre olika allokeringemetoderna som använts ger dock skillnader som kan placera produkten på en antingen bättre eller sämre miljömässig prestanda.

Metoderna som använts i livscykelanalysen följer i stort sätt de standarder som finns givna för beräkningar av spillmaterial en livscykelanalys. Dock finns vissa osäkerheter samt aspekter som ej tagits med i studien, vilket diskuteras i 9.1.1-9.1.2 nedan.

9.1.1 Osäkerheter

De osäkerheter som finns i studien har i första hand att göra med den data som samlats in i inventeringsanalysen. För de två isoleringsprodukterna av cellplast användes deras miljövarudeklarationer som direkt data. För R-serien och de två dräneringsprodukterna användes den inventeringsmodul som finns angiven för miljövarudeklarationer för isoleringsmaterial.

Resultaten för de tre sistnämnda produkterna baseras i stora delar på data ifrån företagen. Exempelvis data ifrån Diab för R-serien eller erhållna byggvarudeklarationer för de två dräneringsprodukterna. Detta kan givetvis ge vissa skillnader i indata då olika företag och olika dokument kan bedöma påverkan på olika sätt. Dock är det svårt att bedöma dessa osäkerheter då antaganden ej finns redovisade i varken miljövarudeklarationer eller exempelvis byggvarudeklarationer.

Vid avsaknad av data för råvarutillverkning har som tidigare nämnts Ecoinvent använts. Här finns en osäkerhet då framställningsprocesserna i denna databas kan skilja sig från de som använts av respektive företag. Osäkerheter förknippade med använda beräkningsfaktorer såsom värmevärden, utsläpp för olika elmixar samt primärenergifaktorer kan även dessa ge upphov till skillnader.

9.1.2 Aspekter utanför den funktionella enheten

Den funktionella enheten baseras i denna studie enbart på värmeledningsförmåga och densitet. Övriga viktiga egenskaper presenteras men är ej inkluderade i jämförelsen av produkterna. Hållfastheten visas för varje produkt men undersöks inte mer än så och de dränerande

egenskaperna, såsom fukttålighet, har ej testats. Dessa skulle kunna utredas i framtiden för en bättre jämförelse. Andra egenskaper såsom brandfarlighet skulle även de kunna testas.

9.2 R-serien som produkt

En ökad återanvändning av material har fått allt större fokus under de senaste decennierna. Som påvisades i kapitel 3 finns idag flera drivkrafter bakom denna utveckling som dagens företag idag förväntas ta hänsyn till. Som nämndes i avsnitt 3.1 har både EU:s avfallsdirektiv och Sveriges avfallsplan avfallshierarkin i fokus, där förebyggande av material samt återanvändning av material har högsta prioritet. Användandet av Diabs spillmaterial går här väl in i denna utveckling då man återanvänder sitt eget spill samtidigt som man eventuellt förebygger produktion av produkter från jungfruligt material. Det faktum att förebyggandet av bygg- och rivningsavfall är en av fyra grupper som fått speciell uppmärksamhet i avfallsplanen gör användningsområdet än mer fördelaktigt.

För just produktion i Sverige går denna användning även väl i hand med några av de svenska miljömålen, som presenterades kortfattat i avsnitt 3.2. Framförallt miljökvalitetsmålet *god bebyggd miljö* där man ska främja hushållningen av resurser samt etappmålet *ökad resurshushållning i byggsektorn* som kretsar specifikt kring återanvändning och återvinning av avfall från byggbranschen.

Tankesättet att försöka bibehålla mer material i ett kretslopp och minimera mängden avfall, känt som cirkulär ekonomi, ser ut att komma att ta upp en allt större del av det politiska arbetet i framtiden. Detta påvisas bland annat av EU-kommissionens förslag för en handlingsplan på just detta område, som nämndes tidigare i avsnitt 3.3. Cirkulära flöden kommer med största säkerhet bli allt viktigare för företag i framtiden då ett allt större fokus kommer läggas på arbetet mot just cirkulär ekonomi.

Mot bakgrund av detta kan det därför konstateras att planen för spillmaterialet är god och att den nya produkten går väl in i framtidens utformning av produktkedjor. Att minska sitt spill gör också företaget attraktivare ur en marknadsföringssynpunkt. Detta sammantaget med andra förändringar, såsom bytet till biobränslebaserad energi, ger företaget ett intryck att aktivt vilja förbättra sitt miljöarbete. Som nämndes i avsnitt 3.4 är detta viktigt för företaget och understryker det arbete som görs enligt deras miljöledningssystem.

De tekniska egenskaperna för R-serien uppfyller de krav som ställs på ett isoleringsmaterial idag. Produkten har en mycket god tryckhållfasthet på 400 kPa, vilket är det högsta värdet vid jämförelse med produkterna av cellplast. Värmeledningsförmågan är även den på en jämförbar nivå med övriga produkter. Som tidigare nämnts har dräneringsförmågan ej testats men ska enligt Diab även den vara god och produkten kan om så är fallet även fungera som dräneringsmaterial. Valet av användningsområde kan därför anses vara väl motiverat utifrån detta perspektiv.

Den eventuella nackdelen ligger därav i produktens tyngd, där den funktionella enheten är mellan 3-7 gånger högre än för övriga produkter. Som dock kan ses i resultaten i kapitel 8 är

miljöpåverkan för R-serien trots detta god för samtliga miljöpåverkanskategorier. Vid allokering med uttagsbelastning erhålls till största del förbättrade värden i jämförelse med cellplast-produkterna. Allokering med spridningsbelastning respektive ekonomisk allokering erhåller högre värden i vissa fall, som dock kan anses ligga inom ett acceptabelt spann för att vara konkurrenskraftig vid eventuellt val av produkt. Likväl bör det även poängteras att man trots allt även vid användning av de sistnämnda allokeringarna erhåller samma miljövinst som vid allokering med uttagsbelastning, bara att miljövinsten redovisas på annan plats. Detta då skillnaden hittas antingen frändragen eller pålagd på huvudprodukten Divinycell, något som diskuteras mer nedan i avsnitt 9.3.

Som påvisades i Figur 9 kommer majoriteten av påverkan ifrån två olika livscykelstadier, råvaruframställningen och resthanteringen. Detta är gemensamt för alla produkter och minimering av dessa två kategorier är därav de stadier där störst besparing kan erhållas. I förbättringsanalysen för R-serien ses detta tydligt i Figur 17 som presenterar besparingen vid byte från naturgas till skogsflis. Bytet resulterar i en signifikant förbättring för utsläppen av koldioxid, där cirka 5500 ton elimineras totalt från Diabs anläggning i Laholm. Detta minskar klimatpåverkan med upp till 0,85 kg koldioxidekvivalenter per funktionell enhet. Då denna förbättring med säkerhet kommer ske inom de närmsta åren är det viktigt att ta detta i beaktande vid jämförelsen av produkterna. Detta sammantaget med en eventuell minskning av densiteten, vilket visades i Figur 16, kan dra ner påverkan från R-serien till än lägre nivåer.

Gällande resthantering visar känslighetsanalysen vidare att den slutliga hanteringen av materialet ger upphov till stora skillnader på det slutliga resultatet. Som presenterades i Figur 12 ger 50 procent återanvändning av R-serien värden som är betydligt lägre än övriga produkter i de flesta kategorier. Givetvis kan även övriga produkter återanvändas på samma sätt vilket då begränsar förbättringen. Återanvändningen av dessa material är dock ej alltför vanligt idag vilket därav ger en stor möjlighet till förbättring genom ökad återanvändning.

Känslighetsanalysen visar vidare att allokering med spridningsbelastning samt ekonomisk allokering kan variera beroende mängd avfall respektive satt pris. Då mängden avfall som produceras varje år med säkerhet kommer variera kan detta därav ge skillnader i produktens miljömässiga prestanda, både till det bättre och till det sämre. Gällande skillnaden i pris antas denna vara mer fast men kan givetvis även den ändras beroende på marknadsutvecklingen för dessa typer av produkter.

Resultaten för toxicitet påvisar att samtliga produkter använder en stor mängd toxiska ämnen. R-serien är dock den enda produkten som använder en signifikant mängd utfasningsämnen i produktionen, på grund av användningen av vinylklorid i tillverkningen av polyvinylklorid (PVC). R-serien är vidare den enda produkt som har faktiska riskminskningsämnen i själva produkten, i detta fall i form av den MDI som finns i Divinycell. Övriga produkter använder enbart risk -och utfasningsämnen i produktionen och återfinns ej i slutliga produkten.

Något som dock bör poängteras är att resultaten för just toxicitet bör tolkas med försiktighet. På grund av avsaknad av metodik kring denna kategori är resultatet enbart kvantitativt och tar

ej upp hur farliga respektive ämnen är. Vidare ger även kemikalieinspektionens klassningssystem ett visst problem vid tolkning av resultaten. Till exempel är vinylklorid och styren som återfinns i produktionen av produkterna klassade som toxiska ämnen medan polyvinylklorid (PVC) samt polystyren som återfinns i själva produkten ej är klassade som toxiska. Dessa ämnen klassas då bara existera i tillverkningen trots att de fortfarande kan ge upphov till giftiga ämnen vid till exempel resthanteringen. Exempelvis kan förbränningen av PVC ge upphov till utsläpp av dioxiner, vilka är farliga om de ej hanteras på rätt sätt. Resultatet kan därav enbart ses som en kvantitativ uppskattning över mängden ämnen som finns i produktkedjan. Vidare gör detta det klart att en tydligare metodik för hur man angriper toxicitet inom livscykelanalyser är behövligt.

R-seriens innehåll av PVC innebär dock att produkten får ett lägre utsläpp av koldioxid vid resthantering. Detta på grund av att polyvinylklorid framförallt består av klorhaltiga salter och ej av kol. Därför erhålls ett förhållandevis lågt utsläpp per kg i denna kategori jämfört med övriga produkter vad gäller klimatpåverkan. Man kan därför argumentera för att innehållet av PVC ej nödvändigtvis behöver innebära mer negativa effekter, förutsatt att avfallsanläggningen som tar hand om produkten är kapabel att hantera material med hög klorhalt.

Sammanfattat kan sägas att R-serien visar upp goda resultat för det tilltänkta användningsområdet. Förbättringarna som kommer ske på Diabs anläggning i framtiden gör resultaten än mer lovande. Det faktum att denna typ av produktionsspill alltid kommer bli till gör även användningen som ny produkt väl motiverad. Produktionen av R-serien innebär således ett bra steg i företagets hållbarhetsarbete, då man förflyttar en stor andel av sitt materialflöde från den lägsta nivån i avfallshierarkin till de högre nivåerna.

9.3 Allokering av spillmaterial

I denna studie studerades tre olika allokeringmetoder för beräkningar av flöden av spillmaterial, till exempel vid öppen återvinning av material eller beräkningar på avfall och biprodukter.

Vid beräkningar på öppen återvinning av en produkt kan man välja vilken av de studerade metoderna man vill använda. För just öppen återvinning är det lätt att se varför allokering enligt uttagsbelastning är den som oftast används. Som nämndes tidigare i avsnitt 7.5.1 gör det mindre behovet av data att man lättare kan utföra beräkningar likt denna studie. Ofta utförs även beräkningarna på produkter som redan redovisat hela sin miljöpåverkan vid ett tidigare skede, vilket då gör att en uppdelning med spridningsbelastning eller ekonomisk allokering blir en form av dubbelräkning. Då metoden tar ett perspektiv som börjar först vid fabriksgrinden kan man dock argumentera för att denna metod är den som stämmer sämst in på det man förknippar med just livscykelanalys, som ska redovisa påverkan från vagga till grav.

Vid beräkningar på avfall och biprodukter är ISO-standarderna dock tydliga med att in- och utflöden endast skall allokeras till den del av produkten som anses vara en biprodukt och ej till den del som antas vara avfall. Om fraktionen för R-serien antas vara tillverkning av en biprodukt eller återanvändning av avfall måste man då specifikt använda sig av den

allokeringsmetod som motsvarar ovanstående krav från ISO-standarden. Klassningen som avfall tillåter då allokering med uttagsbelastning, där hela huvudproduktens tidigare miljöpåverkan kan allokeras bort. Detta medan klassningen som biprodukt tvingar produkten att ta ansvar för sin del av påverkan förknippad med råvaruframställningen, till exempel genom allokering med spridningsbelastning eller ekonomisk allokering.

Hur man ska gå tillväga vid beräkningar av spillmaterial beror då till största del på huruvida materialströmmen klassas som avfall eller biprodukt. Samtliga kriterier för huruvida en produkt utgör avfall eller en biprodukt kan dock tolkas på olika sätt. Tittar man på kriterierna som listades i avsnitt 7.1.6 samt de beslut som tagits av EU-kommissionen vid prövning av restprodukter och applicerar dem på R-serien ges ej heller något självklart svar.

Kriteriet att restprodukten med säkerhet skall komma att återanvändas kan i detta fall anses vara uppfyllt. Kommissionen (2007) fastställde i ett mål att exempel på möjligheter att det inte kommer fortsätta användas är det ej finns någon marknad för materialet eller att materialet ej uppfyller de tekniska krav som den tilltänkta användningen kräver. Kommissionen argumenterar vidare att det faktum att tillverkaren kan sälja det berörda materialet är ett tecken på att det säkert kommer fortsätta användas. Vidare ska hänsyn tas till det pris som erbjuds gentemot kostnaden för eventuell avfallsbehandling, där ett högt pris eller ett pris som är över eller på samma nivå som marknadspriserna kan tyda på att det inte rör sig om avfall utan om en biprodukt.

Somt tidigare nämndes ämnas R-serien säljas till ett pris på cirka 8 kr per kg, eller 120 kr per kubik. I jämförelse med dagens marknad är detta pris betydligt lägre per kg och på en jämförbar nivå med andra isoleringsprodukter per kubikmeter. Då R-serien produceras mot en stor marknad tyder detta på att materialet med säkerhet kan användas, dessutom med ett pris som speglar. Detta sammantaget med att de tekniska egenskaperna, som presenteras i Tabell 1, är på en hög nivå för tilltänkt område gör att materialet kan anses vara en biprodukt.

Att materialet ska kunna återanvändas utan föregående bearbetning är ett kriterium som enligt kommissionen kan vara svårtolkat. Detta på grund av att industriella processer ofta är specialiserade så att en restprodukt kan behöva gå igenom flera olika åtgärder innan den kan återvändas, exempelvis torkning, tvättning, raffinering eller åtgärder som kontrollerar kvalitén. Om dessa åtgärder sker i en ingående produktionsprocess kan detta göra att materialet klassas som en biprodukt, oavsett vid vilken anläggning det sker. Om det däremot skulle krävas ytterligare återvinningsprocesser före användningen anser kommissionen att detta kan tas som ett tecken att materialet utgör avfall fram tills denna process är klar och materialet då återigen utgör en vanlig produkt. Ett sådant exempel är om materialet behöver lämna den vanliga anläggningen eller fabriken där det producerats för att undergå den ovanstående bearbetningsprocessen. Dock ska detta ej heller tas som definitivt bevis, just på grund av att dagens industriella processer är allt mer specifika. Detta gör att senare användare och mellanhänder kan få delta i bearbetning av materialet.

Materialet behöver i detta fall ej bearbetas förutom att det krävs att man återigen flisar upp materialet till chips, vilket kan falla under vad som kan antas vara inom industriell praxis. Dock kräver flisning och press inköp av ytterligare maskiner som ej används för övriga delar av den dagliga verksamheten, vilket därav kan tyda på att restmaterialet bör klassas som avfall. I vanliga fall produceras R-serien i Italien på samma fabrik som restmaterialet. Därav sker bearbetningen på samma fabrik och kan då antas vara en del av den ingående produktionsprocessen. För det material som uppkommer i Laholm sker dock den slutliga produktionen på Stena Recyclings anläggning i Halmstad, vilket dock ej behöver påverka klassningen av restprodukten då den redan genomgått den bearbetning som krävs när den anländer på fabriken. Återstående kriterium är att användningen ska vara laglig och ej ge upphov till negativa effekter på människor eller miljö, vilka med säkerhet är uppfyllda i detta fall.

Som kan ses skulle här argument kunna göras för både för och emot de olika klassningarna. Då majoriteten av påverkan kommer från den del som kan allokeras annorlunda beroende på ovanstående klassningen erhålls en stor variation på resultatet. Vid klassning som avfall erhöles värden som till största del var betydligt lägre än för övriga produkter. Vid klassning som biprodukt fick R-serien dock högre värden än övriga produkter, speciellt för kategorierna klimatpåverkan och övergödning.

Om man dock som i detta fall har en tydlig mängd spill som varje år kommer gå till ny användning kan det argumenteras för att det självklara valet är att dela upp belastningen mellan produkterna, oavsett om det är avfall eller en biprodukt. Användning av en allokeringsmetod som delar upp miljöpåverkan tvingar båda produkterna att ta ansvar för sin specifika miljöbelastning, vilket kan anses ge den mest korrekta bilden. Det gör även att båda produkterna redovisas i perspektivet vaggas till grav, vilket både ger bäst information för eventuella konsumenter samtidigt som det bäst motsvarar livscykelanalysens syfte. Att då bli tvingad att använda sig av uttagsbelastning på grund av klassningen från EU inskränker därav på redovisningsmöjligheterna för företaget och följaktligen även på livscykelstandarderna.

Om man som i Diabs fall ej har upprättat någon EPD för sin huvudprodukt är en uppdelning mellan den och R-serien fullt möjlig, då man inte behöver förändra några tidigare dokument. Dock bör det även finnas ett sätt att tydligt kommentera att produkten är gjord av just restmaterial. Annars medför de skillnaderna mellan metoderna att man kan argumentera för att man annars ej ger en konsument en fullt rättvis uppfattning om miljönyttan en produkt inneburit. Exempelvis syns det ej att ökningen om man använder sig av spridningsbelastning eller ekonomisk allokering snarare än allokering med uttagsbelastning beror på en minskning på en annan av företagets produkter. Då syftet med en EPD delvis är att kunna ge konsumenter möjlighet att göra goda produktval är information om denna minskning högst relevant.

Resultaten visar dock även att skillnader kan uppstå för allokeringsmetoder som får användas för samma klassning. Till exempel är skillnaden i utsläppt koldioxid för allokering med spridningsbelastning och ekonomisk allokering, som båda kan användas vid beräkning av biprodukter, 0,74 kg koldioxidekvivalenter. Detta trots att skillnaderna för fraktionen R-serien

tog ansvar för i respektive allokering var relativt liten, cirka 11,5 procent mot 7,5 procent. Detta påvisar att det definitivt kan finnas osäkerheter vid beräkningar på beräkningar av spillmaterial.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att ISO-standarderna ger tydliga instruktioner om vad som ska och ej ska belastas vid beräkningar, det vill säga avfall och biprodukter. Dock ger definitionerna av dessa till synes upphov till situationer där standarderna ej kan användas till fullo, nämligen för att beskriva produkters miljöpåverkan från vagg till grav utan snarare landar i påverkan från fabriksgrind till grav. Det utrymme som finns för tolkning kring hur man ska gå tillväga vid beräkningarna, oavsett klassning, kan ge skillnader i rangordning mellan produkter. Detta är viktigt att ta i beaktande i framtida studier av spillmaterial om man vill uppnå ett system där produkter kan jämföras med varandra på ett bra sätt. Till exempel i systemet med miljövarudeklarationer där konsumenter förväntas få en riktig bild av en produkts miljöbelastning.

10. Slutsatser

Det finns tydliga drivkrafter som gör materialåteranvändning av den typ som studerats i detta arbete åtråvärd. Den studerade produkten har goda tekniska egenskaper som gör användningsområdet väl motiverat. Livscykelanalysen visar vidare upp resultat som är på en god eller jämförbar nivå med övriga produkter i samtliga miljöpåverkanskategorier. Produktionen av R-serien innebär därför ett gott steg i hållbarhetsarbetet för företaget och flyttar effektivt över 400 ton material från den lägsta till de högre stegen i avfallshierarkin

Arbetet visar att standarden för livscykelanalys är ett verktyg som på ett bra sätt kan beskriva påverkan för strömmar av spillmaterial. Det finns idag flera olika allokeringmetoder som kan användas beroende på vilken typ av spillmaterial som behandlas.

Arbetet har liksom tidigare studier på detta område funnit att skillnader kan uppstå beroende på vilken allokeringmetod som används. Dessa variationer är viktiga att ta i beaktande för framtida studier av spillmaterial. Framförallt vid uppförandet av dokument som riktas mot konsumenter, exempelvis miljövarudeklarationer. Studien fann även att definitionerna kring olika typer av spillmaterial gör att livscykelanalysen ibland inte kan användas för sitt fulla syfte, att beskriva produkters påverkan från vaggan till grav.

11. Framtida studier

Hantering av spillmaterial och hur nya produktled kan bildas av dess strömmar kommer bli allt viktigare för framtidens hållbarhetsarbete. Studier kring hur man kan behandla dessa material i olika system behövs därför generellt, oavsett om det gäller beräkningar eller nya idéer kring användningsområden.

Under detta arbete blev det även tydligt att det är behövt med studier kring hur toxicitet ska behandlas inom en livscykelanalys. Större tydlighet för denna kategori är viktig om man i framtiden ska kunna bedöma byggmaterial på ett korrekt sätt inom denna kategori.

Denna studie kommer följas av ytterligare studie på hur marknaden ser ut för R-serien. Mer specifikt kring hur en produkt som har en produktion som både är oönskad samt begränsad till den mängd spill man har ska marknadsföras och säljas.

12. Referenser

- Avfall Sverige (2015), *Förebyggande av avfall*,
<http://www.avfallsverige.se/avfallshantering/foerebyggande-av-avfall/> [Hämtad: 2017/11/07]
- Avfall Sverige (2017a), *Materialåtervinning gör avfall till resurs*,
<http://www.avfallsverige.se/avfallshantering/materialaatervinning/> [Hämtad:2017/11/07]
- Avfall Sverige (2017b), *Energiåtervinning*,
<http://www.avfallsverige.se/avfallshantering/energiatervinning/>, [Hämtad: 2017/11/07]
- Boverket (2014), *Miljöpåverkan från Bygg- och Fastighetsbranschen 2014*
- Diab (u.å.a), *About us*, <https://www.Diabgroup.com/en-GB/About-us>
- Diab (u.å.b), *Sustainability Report*, <https://www.Diabgroup.com/en-GB/Sustainability>
- [Diab \(2012\)](#), *DIAB Guide to Core and Sandwich*
- Diab (2016), *Diab Sustainability Report*,
- Ecoinvent (2017), <http://www.ecoinvent.org/>
- Erlandsson, M. Ekvall, T. Jelse, K. Lindfors, L. Gustavsson M. Karlsson, P. Stripple, H. & Zetterberg L. (2014), *Robust LCA: PCR guide for construction products and works*, Stockholm: Svenska miljöinstitutet
- Erlandsson, M. Lindors, L. & Jelse, K. (2013), *Robust LCA: Metodval för robust miljöjämförelse med livscykelanalys (LCA) - introduktion för nyfikna*, Stockholm: Svenska miljöinstitutet
- Havs -och vattenmyndigheten (2017), *Övergödning*, <https://www.havochvatten.se/hav/fiske--fritid/miljopaverkan/overgodning.html>, [Hämtad: 2017/11/23]
- IEC (2015), *General programme instructions for the international EPD-system*, Stockholm: International EPD Consortium
- IEC (2016), *Product Category Rules According to ISO 14025: Insulation Materials*, Stockholm: International EPD Consortium
- ISO (2006a), *Miljöledning – Livscykelanalys – Krav och Vägledning (ISO:14044:2006)*. Genève: International Organization for Standardization
- ISO (2006b), *Miljöledning – Livscykelanalys – Principer och struktur (ISO:14040:2006)*, Genève: International Organization for Standardization
- ISO (2006c), *Miljömärkning och Miljödeklaration – Typ 3 (ISO: 14025:2006)*, Genève: International Organization for Standardization

IPCC (2014), *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom & New York, NY, USA.

IVA & Sveriges Byggindustrier (2014), *Klimatpåverkan från Byggprocessen*

IVL (2011), *Miljöfaktaboken 2011 Uppskattade emissionsfaktorer för bränslen, el, värme och transporter*, Stockholm: Svenska Miljöinstitutet

Kemikalieinspektionen (u.å.a), <https://www.kemi.se/om-kemikalieinspektionen/verksamhet>, [Hämtad: 2018/02/09]

Kemikalieinspektionen (u.å.b), *Innan du börjar*, <https://www.kemi.se/prio-start/innan-du-borjar> [Hämtad:2018/02/09]

Kemikalieinspektionen (u.å.c), *Sök i prio*, <https://www.kemi.se/prio-start/sok-i-prio>

Kemikalieinspektionen (2016), <https://www.kemi.se/prio-start/kriterier/prio-amnens-egenskaper>, [Hämtad: 2018/02/12]

KOM (2007), *Meddelande från kommissionen till rådet och Europaparlamentet – Tolkningsmeddelande om avfall och biprodukter 59 slutlig*, Bryssel: EU-Kommissionen

Naturvårdsverket (2012a), *De svenska miljömålen – En introduktion*, Stockholm: Naturvårdsverket

Naturvårdsverket (2012b), *Från avfallshantering till resurshushållning*, Stockholm: Naturvårdsverket

Naturvårdsverket (2016a), *Fossila bränslen*, <https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Energi/Fossila-branslen/>, Stockholm Naturvårdsverket [Hämtad: 2017/11/10]

Naturvårdsverket (2016b), *Ökad resurshållning i byggsektorn*, <http://www.miljomal.se/etappmalen/Avfall/Okad-resurshushallning-i-byggsektorn/> [Hämtad: 2017/11/14]

Naturvårdsverket (2017a), *Cirkulär Ekonomi*, <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/EU-och-internationellt/EUs-miljoarbete/Cirkular-ekonomi/>[Hämtad: 2017/11/17]

Naturvårdsverket (2017b), *Att styra mot en effektivare avfallshantering*, Stockholm Naturvårdsverket

Naturvårdsverket (2017c), *Utsläpp av kväveoxid till luft*, <http://www.naturvardsverket.se/Samar-miljon/Statistik-A-O/Kvaveoxid-till-luft/>, [Hämtad: 2017/11/23]

NE (u.å.a), *isolermaterial*

<http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/isolermaterial>, [Hämtad: 2017/11/01]

NE (u.å.b), *Värmeledningsförmåga*,

<https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/v%C3%A4rmeledningsf%C3%B6rm%C3%A5ga>, [Hämtad 2017/11/02]

NE (u.å.c), *Kapillärkraft*,

<https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/kapill%C3%A4rkraft>, [Hämtad: 2017/12-06]

Nicholson, A. Olivetti, E. Gregory, J. Field, F & Kirchain R. (2009), *End-of-life LCA allocation methods: Open loop recycling impacts on robustness of material selection decisions*, DOI: 10.1109/ISSST.2009.5156769

NTM (2017), <https://www.transportmeasures.org/sv/>, [Hämtad: 2017/12/14]

PlasticsEurope (u.å.a), *Expanded Polystyrene (EPS)*, <http://www.plasticseurope.org/what-is-plastic/types-of-plastics-11148/expanded-polystyrene.aspx>, [Hämtad: 2017/11/06]

PlasticsEurope (u.å.b), *Polystyrene*, <http://www.plasticseurope.org/what-is-plastic/types-of-plastics-11148/polystyrene.aspx>, [Hämtad: 2017/12/27]

Rydh, C. Lindahl, M & Tingström, J. (2002), *Livscykelanalys – en metod för miljöbedömning av produkter och tjänster*, Lund: Studentlitteratur

Sandin, K (2004), *Praktiskt husbyggnadsteknik*, Lund: KFS Förlag

Shen, L, Worrell, E & Patel, M. (2010), *Resources, Conservation and Recycling 55, Open-loop Recycling: A LCA case study of PET bottle-to-fibre recycling*, ss 34-52

SundaHus (2016), *Bedömningskriterier 6.1.2*,

SundaHus (u.å.), <https://www.sundahus.se/tjanster/miljodata/>, [Hämtad: 2017/11/17]

Transportstyrelsen (u.å.), *Bruttovikter för fordon*,

<https://www.transportstyrelsen.se/sv/vagtrafik/Yrkestrafik/Gods-och-buss/Matt-och-vikt/Bruttovikter-for-fordon/>, [Hämtad: 23/11/2017]

Utredning Cirkulär Ekonomi (2017), *Från värdekedja till värdecykel – så får Sverige en mer cirkulär ekonomi (SOU 2017:22)*, Stockholm: Miljö- och Energidepartementet

Victor, P.A & Jackson, T (2015), *The Trouble with Growth*. Gardner, G., Prugh, T. & Renner, M (red.) *State of the World 2015: Confronting hidden threats to sustainability*. Washington: World Watch Institute, ss. 37–49

Bilaga 1 – Beräkningsunderlag

Källor till produkter och råmaterial

Ecoinvent

Althaus, H. (2000), Bitumen adhesive compound, cold, RER
Althaus, H (2000), Bitumen adhesive compound, hot, RER
Hischier, R (2013), Latex production, RER
Hischier, R. (2001), Pentane production, RER
Sutter, J. (2006), Acetic anhydride production, ketone route, RER

SundaHus

Isodrän skivan (2017)
Ignucell Drain (2016)
Sundolitt XPS grundskiva (2016)
Jackopor 150 (2016)

BVD

Isodrän skivan (2011)
Ingucell Drain (2015)
Sundolitt XPS (2014)
Jackopor 150 (2007)

EPD

Brodr (2016), Sundolitt XPS, Oslo: Norwegian EPD-foundation
EUMPS (2013), Expanded Polystyrene (EPS) Foam Insulation
PlasticsEurope (2008), Polystyrene
PlasticsEurope (2012), Toluene Diisocyanate (TDI) & Methylendiphenyl Diisocyanate (MDI)
PlasticsEurope (2015), Vinyl chloride (VCM) & Polyvinyl chloride (PVC)

Karaktäriseringsfaktorer

Tabell 8. Karaktäriseringsfaktorer för studerade ämnen.

Emissioner	Växthuseffekt (gCO ₂ -ekvivalenter)	Övergödning (gPO ₄ - ekvivalenter)	Försurning (gSO ₂ -ekvivalenter)
CO ₂	1		
CH ₄	28		
N ₂ O	265		0,7
NO _x		0,13	0,696
NH ₃		0,35	1,88
SO ₂			1
PO ₄		1	
NO ₃		0,095	

Transporter

Tabell 9. Uträkningar för transporter med lastbil.

Använda parametrar	Värde	Enhet	Antagande	Källa			
Bränsleförbrukning	3	l/mil					
Last	15	Ton		Transportstyrelsen (u.å.)			
Diesel			5 % inblandning av RME				
Densitet	0,82	kg/l		IVL (2011)			
Energiinnehåll	35,2	MJ/l		IVL (2011)			
Omvandlingsfaktor	1,1	MJ primärenergi per MJ bränsle		IVL (2011)			
Utsläpp							
Framställning & Distribution							
CO ₂	6,32	g/MJ		IVL (2011)			
CH ₄	0,03						
NO ₂	0,001						
NO _X	0,018						
NH ₃	0,00284						
SO ₂	0,0168						
PO ₄	0,000000304						
NO ₃	0,0000258						
Förbränning							
CO ₂	69,6						
CH ₄	0,00083						
NO ₂	0,001						
NO _X	0,680						
NH ₃	0,00038						
SO ₂	0,000093						
PO ₄							
NO ₃							
Total påverkan							
Energianvändning	0,00063	MJ/km och kg last					
GWP	0,049	gCO ₂ e/km och kg last					
EP	5,8E-05	gPO ₄ e/km och kg last					
AP	0,00032	gSO ₂ e/km och kg last					

Tabell 10. Beräkningar för transporter med tåg.

Annända parametrar	Värde	Enhet	Antagande	Källa
Bränsleförbrukning				
El	0,0396	kWh/tkm		Ecoinvent (2010)
Diesel	0,000226	kg/tkm		Ecoinvent (2010)
Utsläpp		kg/tkm	Medelvärden för Europeisk tågmix	Ecoinvent (2010)
<i>CO2</i>	0,00712			
<i>CH4</i>	0,000000294			
<i>NO2,NO3</i>	0,000000226			
<i>NOX</i>	0,000124			
<i>NH3</i>	4,52E-08			
<i>SO2</i>	0,000000136			
Total påverkan				
Energianvändning	7,4E-05	MJ/km och kg last		
GWP	0,0072	gCO2e/km och kg last		
EP	8,1E-06	gPO4e/km och kg last		
AP	8,8E-05	gSO2e/km och kg last		

Tabell 11. Beräkningar för transporter med båt.

Använda parametrar	Värde	Enhet	Antagande	Källa
Bränsleförbrukning	0,000205	MJ/km och kg last		IVL (2011)
Omvandlingsfaktor	1,09	MJ primärenergi/MJ bränsle		
Marin tjockolja				IVL (2011)
Utsläpp				
Framställning & Distribution		g/MJ		
<i>CO2</i>	6,7			
<i>CH4</i>	0,073			
<i>NO2</i>	0,00015			
<i>NOX</i>	0,019			
<i>NH3</i>	0,000074			
<i>S02</i>	0,039			
<i>PO4</i>				
<i>NO3</i>				
Förbränning			Ro-Ro Fartyg	
<i>CO2</i>	79			
<i>CH4</i>	0,00746			
<i>NO2</i>	0,0036			
<i>NOX</i>	1,6			
<i>NH3</i>	0,00035			
<i>S02</i>	0,5			
<i>PO4</i>				
<i>NO3</i>				
Total påverkan				
Energianvändning	0,00022	MJ/km och kg last		
GWP	0,020	gCO2e/km och kg last		
EP	4,7E-05	gPO4e/km och kg last		
AP	0,00037	gSO2e/km och kg last		

Bilaga 2 – Produktinformation

Nedan presenteras information kring de olika produkterna samt var den hämtats ifrån. Vidare visas även ingående ämnens eventuella klassning som riskminskningsämne (R) eller utfasningsämne (U) enligt Kemikalieinspektionens PRIO-lista.

Tabell 12. Information om R-serien.

	Underlag	Klassning	Antaganden
Tillverkare	DIAB		
Produktnamn	R-serien		
Tillverkningsplats	Laholm, Sverige		
	Divinycell H (80%)		
	- Polyvinylklorid (47%)	(U) i tillverkning	
	- Metylendifenyl-diisocyanat (MDI) (38%)	(R) i produkt	
	- Anhydrid (10%)		
Ingående ämnen	- AZDN (3,5%)		
	- ADC (1%)		
	- Sufraktant (0,5%)		
	Polymetylendifenyl-diisocyanat (PMDI) (20%)	(R) i tillverkning	
	- MDI		
	Divinycell H från Sverige		
	PVC från Tyskland		
	MDI från Nederländerna		
Ursprung för råvaror	Anhydrid från Italien		
	AZDN från Frankrike		
	ADC från Tyskland		
	PMDI från Sverige		
Bedömningsunderlag	Information från DIAB		

Tabell 13. Transportsträckor för råmaterial till R-serien.

Ingående råmaterial	Transport	Distans (km)
Divinycell H	Laholm (SWE) till Halmstad (SWE) med lastbil	18
- PVC	Marl (DEU) till Göteborg (SWE) med tåg Göteborg (SE) till Laholm (SWE) med lastbil	650 160
- MDI	Antwerpen (NL) till Rozenburg (NLD) med lastbil Rozenburg (NLD) till Göteborg (SWE) med båt	1300
- Anhydride	Scanzorosciate (ITA) till Laholm (SWE) med lastbil	1725
- AZDN	Columbus Cedex (FRA) till Falkenberg (SWE) och vidare till Laholm (SWE) med lastbil	2170
- ADC	XX (KOR) till Hamburg (DEU) med båt Hamburg (DEU) till Laholm (SWE) med lastbil	14 000 490
- Surfraktant	XX (USA) till Rotterdam (NLD) med båt Rotterdam (NLD) till Laholm (SWE) med lastbil	6000 2700
P-MDI (lim)	Göteborg (SWE) till Halmstad (SWE) med lastbil	146

Tabell 14. Information om dräneringskivan Isodrän.

	Underlag	Klassning	Antaganden
Tillverkare	Isodrän AB		
Produktnamn	Isodrän-skivan		
Tillverkningsplats	Haninge, Sverige		
Ingående ämnen	Polystyrencellplast (73%)		
	- Styren	(R) i tillverkning	
	Bitumen (21%)		
	Pentan ($\leq 1\%$)		
	Vattendispersion av en 1,3-butadien-styren copolymer (6%)		I beräkningarna antas
	- Butadien ($\leq 4.8\%$)	(U) i tillverkning	50% Butadien och 50%
	- Styren ($\leq 4.8\%$)	(R) i tillverkning	Styren
Ursprung för råvaror			
Bedömningsunderlag	BVD (Isodrän-Skivan 2011)		
	Hemsida (Isodrän u.å.)		
	Produktblad (Isodrän 2011)		

Tabell 15. Information om dräneringsskivan Ignucell Drain.

	Underlag	Klassning	Antaganden
Tillverkare	Byggsystem Direkt Sverige AB		
Produktnamn	Ignucell Drain		
Tillverkningsplats	Laholm, Sverige		
Ingående ämnen	Polystyrencellplast (97,5%)		
	- Styren	(R) i tillverkning	
	Latexlim E19140 (1,5%)		
	- 1,2-benzisotiazol-3(2H)-on (BIT) (<0.015 %)		
	- 2-metyl-2H-isotiazol-3-on (MIT) (<0.015 %)	(R) i tillverkning	I beräkningarna antas 0,015 % för samtliga ämnen
	- 5-chlor-2metyl-2H-isothiazol-3-on (CMIT) (<0.015 %)		
	Karboxylerad styren-butadien copolymer latex	(U) i tillverkning	
	Pentan (≤1%)		I beräkningarna antas
	Iso-pentan (≤1%)		0,5% för båda ämnena
Ursprung för råvaror			
Bedömningsunderlag	BVD (Ignucell Drain 2015)		
	Hemsida (Ignucell Drain u.å.)		

Tabell 16. Information om isolerskivan Sundolitt XPS.

	Underlag	Klassning	Antaganden
Tillverkare	Sundolitt AB		
Produktnamn	Sundolitt XPS Grundskiva		
Tillverkningsplats	Skedsmo, Norge		
Ingående ämnen	Polystyrencellplast (93.3%)		
	- Styren	(R) i tillverkning	
	Koldioxid (4.4%)		
	Tillsatsmedel (0.5%)		
	Färgpigment (0.2%)		
Ursprung för råvaror	Ingen information		
Bedömningsunderlag	EPD (Sundolitt XPS 2016)		
	BVD (Sundolitt XPS 2014)		
	Produktblad (Sundolitt 2017)		
	Hemsida (Sundolitt u.å.)		

Tabell 17. Information om isolerskivan Jackopor EPS.

	Underlag	Klassning	Antaganden
Tillverkare	Jackon		
Produktnamn	Jackopor 150		
Tillverkningsplats	Malmö, Sverige		
Ingående ämnen	Polystyrencellplast (98%) - Styren Pentan (<2%) Iso-pentan (<2%)	(R) i tillverkning	
Ursprung för råvaror	Ingen information		
Bedömningsunderlag	EPD (EUMPS 2013) BVD (Jackopor 2007) Produktblad (Jackopor u.å.)		

BILAGA 3 – Inventeringstabeller

I Tabell 18 – 20 nedan visas insamlade värden R-serien samt de två dräneringsskivorna Ignucell Drain och Isodrän skivan. Specifika data för produkterna har använts i den mån det varit möjligt och i annat fall har Ecoinvent eller miljövarudeklarationer framförallt använts som källa.

Tabell 18. Påverkan per kg R-serie för varje livscykelstadie. Råvarorna visar påverkan per kg Divinycell.

Livscykelstadie		Miljöpåverkan				Källa
		MJ	kgCO2	gPO4	gSO2	
A1. Råvaruframställning	Divinycell H	55,5	2,36	1,28	5,67	
	- PVC	25,71	0,93	0,44	2,37	PlasticsEurope (2015)
	- MDI	19,46	0,91	0,26	1,63	PlasticsEurope (2012)
	- Anhydrid	7,3	0,37	0,58	1,66	Ecoinvent (2006)
	- AZDN	2,1	0,11	0,00	0,00	DIAB
	- ADC	0,60	0,03	0,00	0,00	DIAB
	- Sufraktant	0,30	0,02	0,00	0,00	DIAB
	PMDI	51,20	2,39	0,94	5,05	PlasticsEurope (2012)
A1. Transport av råmaterial		2,75	0,03	0,04	0,31	IVL (2011) Ecoinvent (2016) DIAB
A1. Tillverkning av Divinycell	Totalt	32,95	1,87	0,04	0,74	IVL (2011) DIAB
	Varav elanvändning	11,19	0,24	0,01	0,10	
	Varav naturgasanvändning	21,68	1,63	0,04	0,64	
	- Interna transporter	0,08	0,00	0,00	0,00	
A2. Transport		0,27	0,00	0,00	0,01	
A3. Tillverkning		0,32	0,01	0,00	0,00	Stena Recycling
A4. Transport		2,47	0,02	0,02	0,13	IVL (2011)
C2. Transport		0,62	0,00	0,01	0,03	IVL (2011)
C3. Avfallshantering		0,00	0,43	0,04	0,27	IVL (2011) DIAB
D. Energiåtervinning etc		25,36	0,26	0,02	0,23	DIAB IVL (2011)

Tabell 19. Påverkan per kg för varje livscykelstadie för Ignucell Drain.

Livscykelstadie		Miljöpåverkan				Källa
		MJ	kgCO2	gPO4	gSO2	
A1. Råvaruframställning	Polystyren		3,37	1,3	10,8	PlasticsEurope (2008)
	Latexlim	98,3	0,04	0,02	0,2	Ecoinvent (2013)
	Pentan		0,02	0,01	0,08	Ecoinvent (2001)
A2. Transport						
A3. Tillverkning		3,3	0,12	0,00	0,03	BVD (2015) IVL (2011)
A4. Transport		8,24	0,06	0,08	0,42	IVL (2011)
C2. Transport		2,06	0,02	0,02	0,1	IVL (2011)
C3. Avfallshantering			2,58	0,06	0,4	IVL (2011)
D. Energiåtervinning etc		-36	-1,3	-0,06	-0,6	BVD (2015) IVL (2011)

Tabell 20. Påverkan per kg produkt för varje livscykelstadium för Isodrän skivan.

Livscykelstadium		Miljöpåverkan (per kg råvara)				Källa
		MJ	kgCO2	gPO4	gSO2	
A1. Råvaruframställning	Polystyren	36,7	3,2	0,66	10,2	PlasticsEurope (2008)
	Bitumenlim	10,2	0,13	0,18	1,03	Ecoinvent (2000)
	Latexlim	6,5	0,2	0,12	1,12	Ecoinvent (2008)
	Pentan	1,1	0,014	0,004	0,056	Ecoinvent (2001)
A2. Transport						
A3. Tillverkning		3,6	0,13	0,0034	0,036	BVD (2011) IVL
A4. Transport		10,6	0,1	0,1	0,54	IVL (2011)
C2. Transport		2,65	0,02	0,2	0,13	IVL (2011)
C3. Avfallshantering			2,3	0,08	0,5	IVL (2011)
D. Energiåtervinning etc		- 42,3	- 0,89	-0,049	-0,53	BVD (2011) IVL (2011)

I Tabell 21 presenteras nedan presenteras en sammanställning över samtliga produkters påverkan per livscykelstadium.

Tabell 21. Total påverkan per FE för samtliga produkters livscykelstadium.

Produkt	Kategori	Livscykelstadium							
		A1	A2	A3	A4	C2	C3	D	Totalt
R-serien	MJ	60 - 110	1,61	1,9	14,5	3,6	0,00	-148	(-66) - (-17)
	GWP	2,8 - 5,1	0,01	0,04	0,1	0,03	2,52	-2,24	3,26 - 5,56
	EP	1,1 - 1,9	0,01	0,00	0,13	0,03	0,25	-0,12	1,39 - 2,19
	AP	5,9 - 9,6	0,04	0,02	0,73	0,2	1,6	-1,33	7,16 - 10,66
Ignucell Drain	MJ	179		5,41	15,24	4,65	0,00	-66,5	138
	GWP	6,34		0,20	0,12	0,04	2,6	-2,42	6,88
	EP	1,35		0,00	0,14	0,04	0,1	-0,06	1,57
	AP	20,52		0,05	0,77	0,24	0,72	-0,6	21,7
Isodrän	MJ	54,5		4,0	11,9	3,0	0,00	-42	31,8
	GWP	3,53		0,15	0,09	0,02	2,3	-0,9	5,19
	EP	0,97		0,00	0,10	0,03	0,1	-0,05	1,15
	AP	12,4		0,05	0,60	0,2	0,64	-0,53	13,3
Sundolitt XPS	MJ	93			0,19	0,20	1,35	-53	42
	GWP	4,14			0,01	0,02	1,91	-2,14	3,94
	EP	1,46			0,01	0,02	0,60	-0,66	1,43
	AP	13,44			0,00	0,07	0,39	-0,76	13,1
Jackopor EPS	MJ	65,00			0,38	0,06	0,86	-25,00	41,3
	GWP	2,00			0,03	0,00	2,9	-1,6	3,33
	EP	0,53			0,03	0,00	0,07	-0,29	0,34
	AP	4,80			0,12	0,02	0,2	-3,7	1,62