RAPPORT

Livscykelanalys på återvinning av däck

Jämförelser mellan däckmaterial och alternativa material i konstgräsplaner, dräneringslager och ridbanor

För SDAB

Sara Alongi Skenhall, Lisa Hallberg och Tomas Rydberg

2012-10-18

Arkivnummer: U3891

Svenska Miljöinstitutet

Box 21060, SE-100 31 Stockholm
Valhallavägen 81, Stockholm
Tel: +46 (0)8 598 563 00
Fax: +46 (0)8 598 563 90
www.ivl.se

Box 5302, SE-400 14 Göteborg
Aschebergsgatan 44, Göteborg
Tel: +46 (0)31 725 62 00
Fax: + 46 (0)31 725 62 90

Sammanfattning

Återvunna däck studerades i tre olika anläggningstillämpningar; däckgranulat som fyllnadsmaterial i konstgräsplaner, däckklipp som vattendräneringslager vid sluttäckning av en deponi, samt däckklipp som sviktlager i en ridbana.

I varje tillämpning jämfördes däckscenariot med alternativa (konventionella) material ur ett livscykelperspektiv.

Studien innefattar miljöpåverkan från produktion av material, produktion och användning av energi samt relevanta transporter. Syftet med studien var att ge underlag för producenter, inköpare och tillsynspersoner i valet av material i ett anläggningsbyggande. De inkluderade miljöpåverkanskategorierna är: Klimatpåverkan, Övergödning, Försurning, Marknära ozon, samt resurskategorin Icke förnybar resursanvändning.

För varje tillämpning har ett basfall för de relevanta scenarierna beräknats. Ett antal känslighetsanalyser har också genomförts för att se hur resultaten påverkas när vissa förutsättningar eller parametrar varieras.

Den funktionella enheten var:

- 1 fotbollsplan á 7881 m^2, vilket motsvarar 51, 61 respektive 87 ton av materialen däck-, EPDM- respektive TPE-granulat.
- 1 deponi med ett vattendräneringslager på 0.3 m, vilket motsvarar 1 800 ton däckklipp respektive 6 750 ton stenkross.
- 1 ridbana, vilket motsvarar 264 ton sand för det konventionella alternativet. En ridbana med ett sviktlager av 60 ton däckklipp innehåller också 208 ton stenmjöl, 99 ton sand och 0.15 ton geotextil.

För konstgräsplaner talar resultaten från såväl basfallet som känslighetsanalyserna för att däckgranulat är att föredra som fyllnadslager i konstgräsplaner framför alternativa material (EPDM och TPE) om man ser till de miljöpåverkanskategorier som analyserats.

För vattendräneringslager på deponi ligger däck och det alternativa materialet stenkross på samma nivå i miljöpåverkan. Tittar man på däckinsamlingens betydelse och exkluderar den insamling av däck som ändå behöver göras blir miljöpåverkan för däckscenariot ca 20 % lägre än för stenkrosscenariot. Vidare skall poängteras att en funktionsskillnad kan föreligga mellan ett vattendräneringslager av däckklipp och ett av stenkross. Däckklippens tjälisolerande förmåga kan leda till att annat material (morän) sparas samt kan bidra till deponins stabilitet, vilket i sin tur minskar risken för att deponin havererar. Att materialvalet i vattendräneringslagret har betydelse för dessa aspekter är flera experter därmed överrens om.

För ridbanor ger en ridbana med däckklipp enligt resultaten en större miljöpåverkan än en konventionell ridbana med sand. Dock föreligger en funktionsskillnad mellan alternativen. Ridbanan med däckklipp byggs med ett sviklager som sparar på hästen ligament.

Summary

Recycled tyres are studied in three different applications; tyre granulate as top layer in artificial football fields, tyre cuts as water drainage layer in final covering of landfills, and tyre cuts as spring layer in horse paddocks.

In each application the tyre scenario was compared with alternative (conventional) materials from a life cycle perspective.

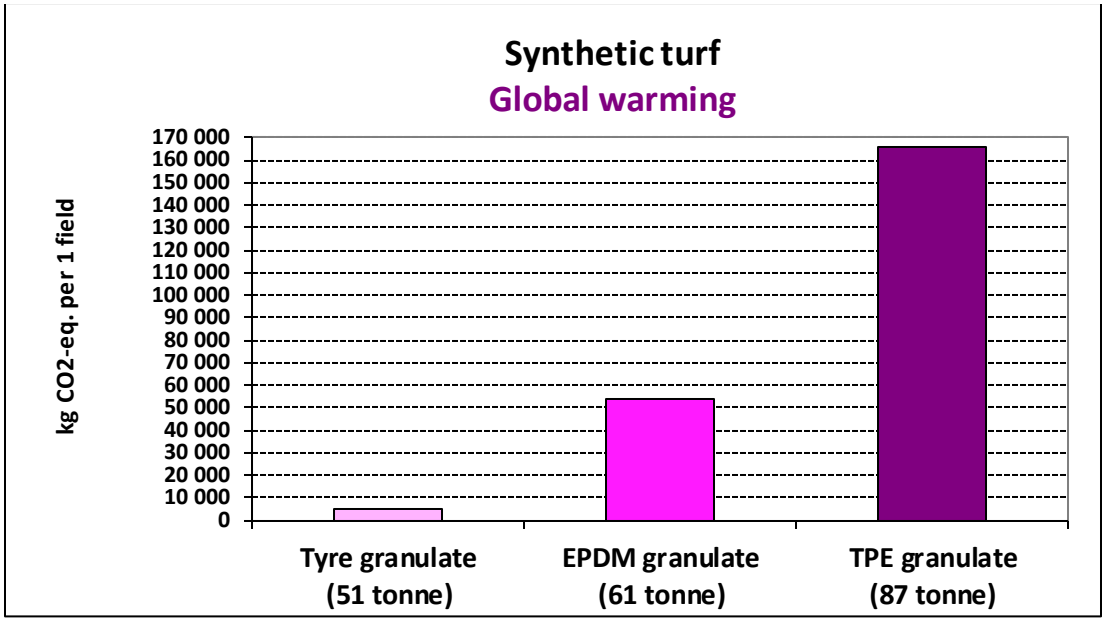
The study embraces the environmental impacts from production of materials, production and use of energy and relevant transportation. The purpose of the study was to form a foundation for decision making concerning the choice of materials for the studied applications. The intended audience is suppliers of civil engineering solutions, purchasers and responsible persons at public authorities.

For each application a base case has been compiled for the relevant scenarios studied. In addition to this, a number of sensitivity analysis calculations have been performed to reflect the influence on the results when certain conditions, assumptions or parameters are varied.

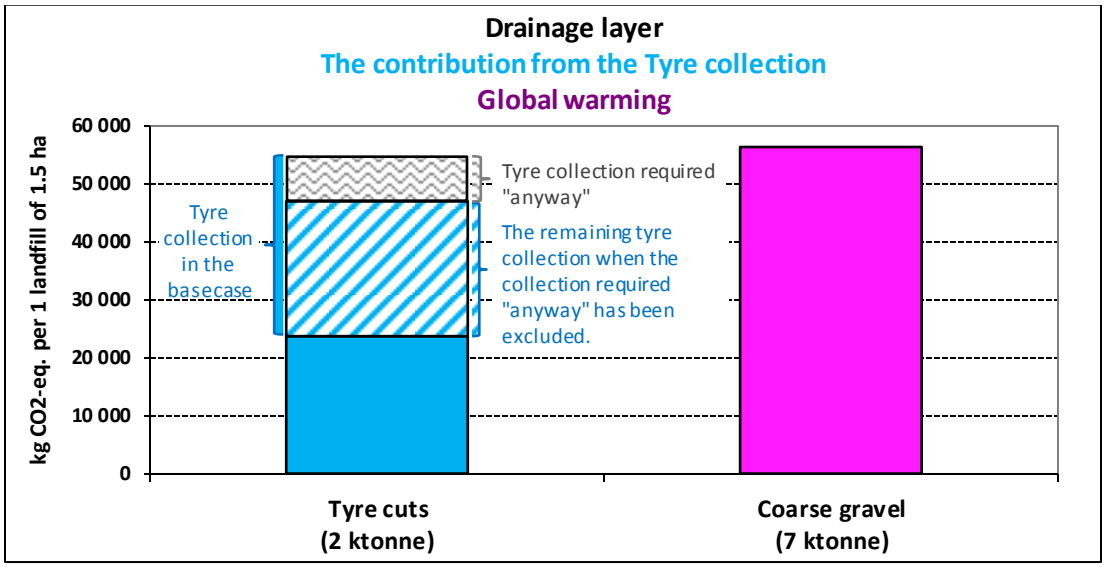
The functional unit was:

- 1 football field of 7881 m^2, which corresponds to 51, 61 and 87 tonnes of the three different granulate materials; tyre, EPDM, and TPE.
- 1 landfill with a drainage layer of 0.3 m, which corresponds to 1 800 tonnes of tyre cuts and 6 750 tonnes of coarse gravel.
- 1 horse paddock, which corresponds to 264 tonnes of sand in the conventional alternative. A horse paddock with a tyre cut spring layer of 60 tonnes also contains 208 tonnes of rock flour, 99 tonnes of sand and 0.15 tonnes of geo textile.

For the artificial football fields the results from the base case as well as the sensitivity analysis show that tyre granulate is preferred to the alternative materials (EPDM and TPE) when looking at the analysed environmental impact categories.

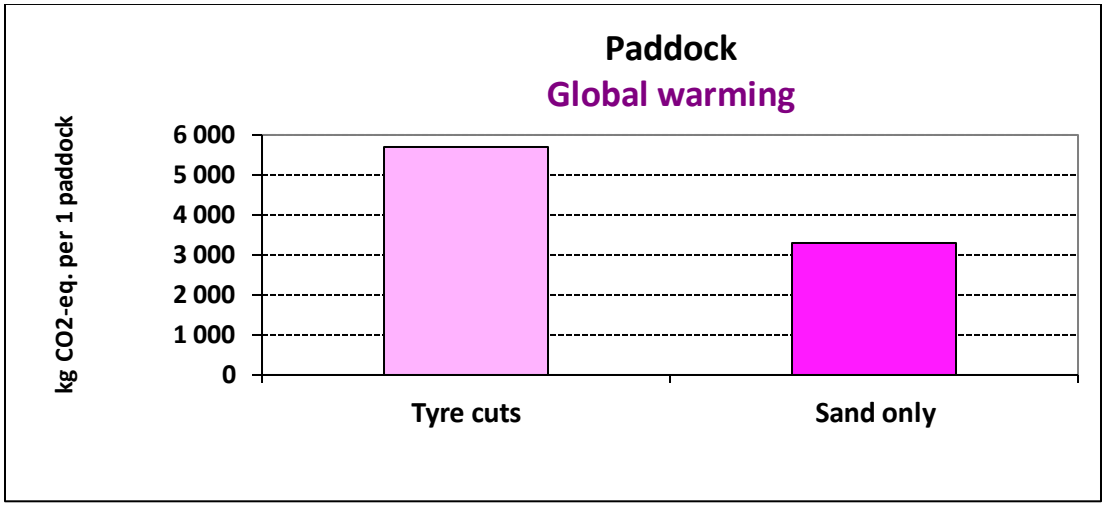


The water drainage layer in landfills from tyre cuts and from coarse gravel both end up on the same level of environmental impact. When further analysing the importance of the tyre collection and when excluding the part of the tyre collection which would have been required irrespective of what the tyres would be used for, the tyre scenario show a 20 % lower environmental impact than the coarse gravel.



Furthermore, it should be pointed out that there could be a difference in functionality in favour for the use of tyre cuts in the drainage layer. The tyre cuts has an isolating capacity which can lead to a decreased demand for other materials (moraine) and can contribute to a more stable landfill, which in turn can decrease the risk for landfill damage. Several experts agree on that the choice of material is important for these aspects.

A horse paddock with tyre cuts is associated with a larger environmental impact than a conventional horse paddock with sand. There is however a difference in functionality between these two alternatives. The application with tyre cuts is built with a spring layer which saves the ligaments of the horse.



Förord

Under 2006 genomförde IVL en livscykelstudie av några alternativ för hantering av uttjänta däck, där fokus låg på var samhällsnyttan var störst i hanteringen av ett ton uttjänta däck. Sedan dess har intresset växt för en studie med ett produktperspektiv på uttjänta däck och dess möjliga tillämpningar. RagnSells har uppdraget att samla in de uttjänta däcken på den svenska marknaden, och man har under 2012 startat upp en däckgranulatfabrik i Vänersborg. Detta bidrar till behovet av vidare kunskapsuppbyggnad kring produkter från uttjänta däck.

Denna studie utfördes under våren 2012 av IVL Svenska Miljöinstitutet (IVL), på uppdrag av Svensk Däckåtervinning AB (SDAB), i samarbete med RagnSells och Ecoloop.

Rapporten är skriven på svenska, men figurer är på engelska så att resultaten även ska kunna tolkas av en icke svenskspråkig läsare.

Projektets arbetsgrupp bestod av:

Lars Åman, SDAB (uppdragsgivare)

Anders Lindblom och Johan Stenberg, RagnSells

Susanna Toller, Ecoloop

Sara Alongi Skenhall, Lisa Hallberg, Tomas Rydberg, IVL Svenska Miljöinstitutet

Innehåll

SAMMANFATTNING ..... **I**

SUMMARY ..... **II**

FÖRORD ..... **IV**

1 INLEDNING, MÅL OCH OMFATTNING **3**
1.1 Bakgrund **3**
1.2 Mål **3**
1.3 Studerade tillämpningar **4**
1.4 Funktionell enhet **4**
1.5 Systemgränser **4**
1.6 Avgränsningar och antaganden **5**
1.7 Miljöpåverkanskategorier **5**

2 KONSTGRÄSPLAN **6**
2.1 Beskrivning av konstruktionen **6**
2.2 Processträd **6**
2.3 Funktionell enhet **7**
2.4 Inventering av data **7**
2.4.1 Inledning 7
2.4.2 Däckscenariot 7
2.4.3 EPDM-scenariot 8
2.4.4 TPE-scenariot 9
2.5 Resultat **9**
2.5.1 Klimatpåverkan 10
2.5.2 Icke förnybara energiresurser 12
2.6 Känslighetsanalyser **12**
2.6.1 Exkludera stål och textil 12
2.6.2 Inkludera produktion av konstgräsmatta & sviktlager 13
2.6.3 Inkludera sluthantering av granulat 14
2.6.4 Inkludera däcktillverkning 15
2.7 Diskussion och slutsatser **16**

3 DRÄNERINGSLAGER **18**
3.1 Beskrivning av konstruktionen **18**
3.2 Processträd **18**
3.3 Funktionell enhet **19**
3.4 Inventering av data **19**
3.4.1 Inledning 19
3.4.2 Däckscenariot 19
3.4.3 Stenkrosscenariot 20
3.4.4 Funktionsskillnad mellan scenarierna 20
3.5 Resultat **21**
3.5.1 Klimatpåverkan 21
3.5.2 Icke förnybara energiresurser 22
3.6 Känslighetsanalyser **23**
3.6.1 Däckinsamlingens betydelse 23
3.6.2 Inkludera däcktillverkning 24
3.7 Diskussion och slutsatser **25**

4 RIDBANA **27**
4.1 Beskrivning av konstruktionen **27**
4.2 Processträd **27**
4.3 Funktionell enhet **28**
4.4 Inventering av data **28**
4.4.1 Inledning 28
4.4.2 Däckscenariot 28
4.4.3 Sandscenariot 29
4.4.4 Funktionsskillnad mellan scenarierna 29
4.5 Resultat **30**
4.5.1 Klimatpåverkan 30

4.5.2 Icke förnybara energiresurser 31
4.6 Känslighetsanalys 32
4.6.1 Inkludera däcktillverkning 32
4.7 Diskussion och slutsatser 33
REFERENSER 34
1 APPENDIX 1: LIVSCYKELANALYS 36
2 APPENDIX 2: DATAFILER 39
3 APPENDIX 3: ÖVRIGA RESULTAT 40
3.1 Konstgräsplan 40
3.1.1 Övergödning 40
3.1.2 Försurning 42
3.1.3 Marknära ozon 43
3.2 Dräneringslager 45
3.2.1 Övergödning 45
3.2.2 Försurning 46
3.2.3 Marknära ozon 47
3.3 Ridbana 48
3.3.1 Övergödning 48
3.3.2 Försurning 49
3.3.3 Marknära ozon 50
4 APPENDIX 4: LAKNING 51
4.1 Inledning 51
4.2 Konstgräsplan 51
4.2.1 Lakresultat för metaller 51
4.2.2 Innehåll av PAH:er 52
4.2.3 Verkliga emissioner 53
4.3 Dräneringslager – Metaller och PAH 54
4.4 Ridbana 55
4.5 Diskussion 55

1 INLEDNING, MÅL OCH OMFATTNING

1.1 Bakgrund

Materialet i bildäck går generellt sett inte att återanvända i nya däck, utan behöver tas om hand på annat sätt. RagnSells samlar in 80 000 ton däck/år för återvinning och dessa utgör en stor materialresurs för samhället. Hur de ska användas på bästa sätt kan diskuteras.

Under 2006 gjorde IVL en livscykelstudie som ur ett samhällsperspektiv undersökte vilken hantering av återvunna däck som gav störst miljövinst [Hallberg et al, 2006]. Studien fokuserade dock på materialet snarare än dess funktion och det var därmed svårt att använda den som beslutsunderlag i enskilda projekt. Denna studie har i stället ett användar- eller funktionsperspektiv på det återvunna däckmaterialet och jämför materialval i tre olika anläggningstillämpningar som också representerar olika krav på storlek hos det återvunna däckmaterialet (små och stora klipp samt granulat).

Däckmaterial används idag i en rad tillämpningar. Denna studie fokuserar på tillämpningarna fyllnadsmaterial i konstgräsplan, dräneringslager vid sluttäckning av deponi, samt sviktlager i ridbana. Uttjänta däck kan även användas i t.ex. bullervallar, som bränsle i cementugnar och fjärrvärmeverk, och som bullerdämpande material i asfalt.

Livscykelanalys (LCA) är en metod som kan användas för att jämföra alternativa material och produkter, där hela livscykeln för dessa inkluderas. Fördelen med LCA är att det inte bara speglar miljöpåverkan från exempelvis en produktionsanläggning, utan även från uppströms produktion av råvaror, energi och transporter samt från nedströms processer som restprodukthantering. Nackdelarna med en LCA kan vara att det krävs insamling av stora mängder data och ofta måste flera antaganden och förenklingar göras för att kunna beskriva en modell som är så nära verkligheten som möjligt. Man måste även göra vissa approximationer, till exempel för att täcka dataluckor. Antaganden, val av systemgränser etc. kan påverka resultatet i ganska stor omfattning. Ett sätt att hantera detta är att göra olika känslighetsanalyser. På så vis kan man bli mer säker på att studiens slutsatser är tillförlitliga. En kort beskrivning av livscykelanalys och dess metodik finns i Appendix 1. Denna studie är utförd enligt ISO-standardiserad livscykelmetodik [ISO 14040:2006 and 14044:2006], men rapporten valdes att göras i ett något mer populärvetenskapligt format.

1.2 Mål

Målet med studien var att ur ett livscykelperspektiv beskriva potentiell miljöpåverkan från användning av däckmaterial i tre olika anläggningstyper jämfört med alternativa lösningar, och därigenom generera underlag för materialval och miljöprövning i enskilda projekt.

De tre anläggningstyperna i vilka däckmaterialets tillämpning studerades var:

- användning av däckgranulat som fyllmedel i konstgräsplaner
- användning av däckklipp (stora klipp) som vattendräneringslager vid sluttäckning av deponier
- användning av däckklipp (små klipp) som sviktlager i ridbanor

Dessa tillämpningar benämns fortsättningsvis Konstgräsplan, Dräneringslager, och Ridbana. Tillämpningarna och de alternativa material som däckmaterialet ersätter samt den potentiella miljöpåverkan som materialvalet ger upphov till beskrivs i tre fristående kapitel (kapitel 2-4).

En verksamhetsutövare som överväger att använda däckråvara i någon av de ovan preciserade tillämpningarna ska kunna använda resultaten av denna studie i en anmälan eller tillståndsansökan.

Resultaten ska exempelvis kunna användas som en del i underlaget vid beaktande av hänsynsreglerna (miljöbalken andra kap.).

1.3 Studerade tillämpningar

I Tabell 1 sammanfattas de studerade tillämpningarna med avseende på material och funktion. Dessa valdes för att de representerar användning av däckmaterial i tre storlekar; stora klipp i dräneringslager, små klipp i sviktlager på ridbana, samt granulat som fyllnadsmaterial i konstgräs. EPDM och TPE är syntestiskt gummi respektive plastmaterial som används som huvudkomponent i dessa fyllnadsmaterial.

Tabell 1. De studerade tillämpningarna, inkluderade material samt de alternativa material som däckmaterialet jämfördes med.

Tillämpning	Material i däckscenario	Alternativt material	Funktion
Konstgräsplan	Däckgranulat	EPDM- eller TPE-granulat	Fyllnadslager i konstgräsplaner
Dräneringslager	Däckklipp	Stenkross	Vattendräneringslager vid sluttäckning av deponier
Ridbana	Däckklipp, stenmjöl, geotextil och sand	Sand	Sviktlager (däckklipp) alt. underlag (sand) i ridbanor[1]

1.4 Funktionell enhet

För att kunna jämföra olika materialalternativ i en anläggningskonstruktion, krävs en gemensam jämförelsebas, inom LCA kallat *funktionell enhet*. Denna representerar det studerade systemets funktion.

I alla tre tillämpningarna var den funktionella enheten **en anläggning**, vilken motsvarar en viss mängd av de ingående materialen. Detta för att lättare kunna tolka vilken potentiell miljöpåverkan som materialen i ett anläggningsbygge har, och kunna jämföra effekten av olika materialval. De funktionella enheterna för varje tillämpning redovisas under respektive kapitel.

1.5 Systemgränser

Råvaruutvinning samt produktion och transport av alla ingående material inkluderades samt även produktionen av använd energi (bränslen och elektricitet). Ett undantag är produktion av själva däcken eftersom dessa redan har använts av ett annat produktsystem (bilen). Betydelsen av deras produktion studerades istället i en känslighetsanalys.

Hanteringen av de återvunna däcken inkluderades dock. Byggandet och underhållet av anläggningen eller sluthantering (återvinning eller förbränning) av konstruktionen och materialen inkluderades inte i basfallen. Sluthantering hanterades i en känslighetsanalys.

I alla tre tillämpningar studerades bara de material som *skiljer mellan alternativen*. Det innebär att den totala miljöpåverkan från alla ingående material i hela anläggningen inte beräknades. I fallet

[1] Notera inför jämförelsen att inte samma funktion föreligger mellan däckscenariot och det konventionella fallet med sand.

Konstgräsplan studerades exempelvis endast fyllnadsmaterialet i form av granulat (av däck eller annan råvara), och inte den underliggande konstruktionen eller själva plastgrässtråna. Resultaten anger därför inte den totala miljöpåverkan på anläggningen, utan enbart skillnaden i miljöpåverkan som uppstår till följd av materialvalet.

Studien reflekterar svenska förhållanden och den teknik som används i dagsläget.

1.6 Avgränsningar och antaganden

Studien fokuserar på varje enskild anläggning ur ett produktperspektiv. Den relativa miljöpåverkan från de olika alternativa materialen beräknades. Byggprocessen inkluderades inte eftersom den antogs vara relativt likartad oavsett material. Konsekvenser på en högre systemnivå har inte beaktats (exempelvis skulle användningen av ett visst material kunna leda till brist på samma material för andra funktioner i samhället). Underhåll och sluthantering inkluderades inte.

Vidare antogs att RagnSells information om insamling och klippning/granulering av däck är representativt för alla fallna däck i Sverige. Det antogs också att data som samlats in från materialleverantörer och anläggningsbyggare representerar ett branschgenomsnitt. Exempel på sådana data är uppgifter om materialsammansättningen för EDPM- och TPE-polymererna (de alternativa materialen i Konstgräsplan), samt anläggningskonstruktionens uppbyggnad av olika material.

Detaljer kring begränsningar och antaganden för varje tillämpning beskrivs under respektive kapitel (kapitel 2-4). Detaljerade uppgifter och referenser till inventeringar och beräkningar finns redovisade i ett elektroniskt appendix som tillhandahålls uppdragsgivarna i detta projekt och som beskrivs i Appendix 2.

1.7 Miljöpåverkanskategorier

De miljöpåverkanskategorier som ingick i denna studie var Klimatpåverkan, Övergödning, Försurning och Marknära ozon (Tabell 2). Utöver dessa presenteras även resultat för användning av Icke förnybara energiresurser från de i konstruktionen inkluderade materialen. Toxiska effekter inkluderades inte, men potentiella emissioner från materialen diskuteras i Appendix 1.

Tabell 2. Miljöpåverkanskategorier som använts i studien.

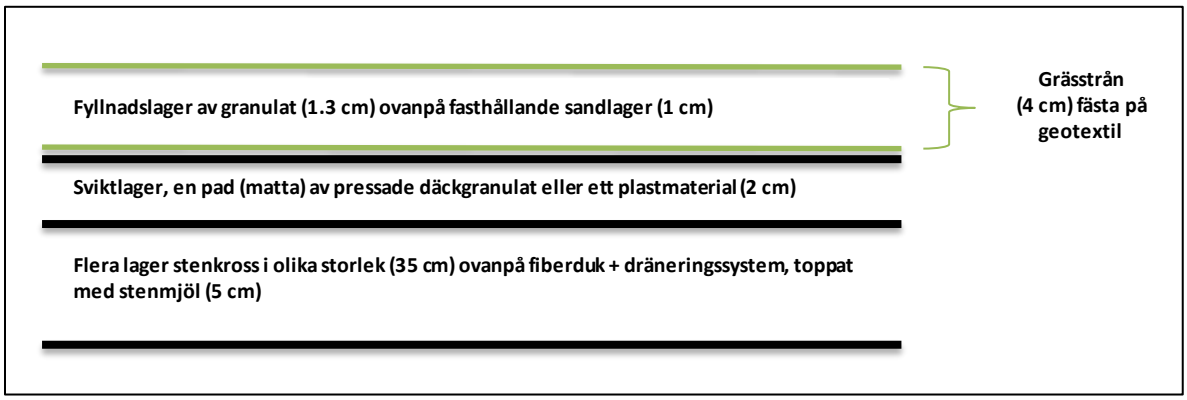
Påverkanskategori	Engelsk beteckning	Kortnamn	Enhet	Referens
Klimatpåverkan	Global warming	GWP	kg CO_2-ekvivalenter[2]	CML 2001
Övergödning	Eutrophication	EP	kg PO_4^{3}- ekvivalenter	CML 2001
Försurning	Acidification	AP	kg SO_2- ekvivalenter[3]	CML 2001
Marknära ozon	Photo-oxidant formation	POCP	kg eten- ekvivalenter	CML 2001

[2] CML 2001-metoden användes med ett undantag: index för förnybar CO_2 exkluderades.
[3] CML 2001-metoden användes med ett undantag: index för SO_2 (0.048 kg eten-ekv/kg SO_2) användes inte.

2 KONSTGRÄSPLAN

2.1 Beskrivning av konstruktionen

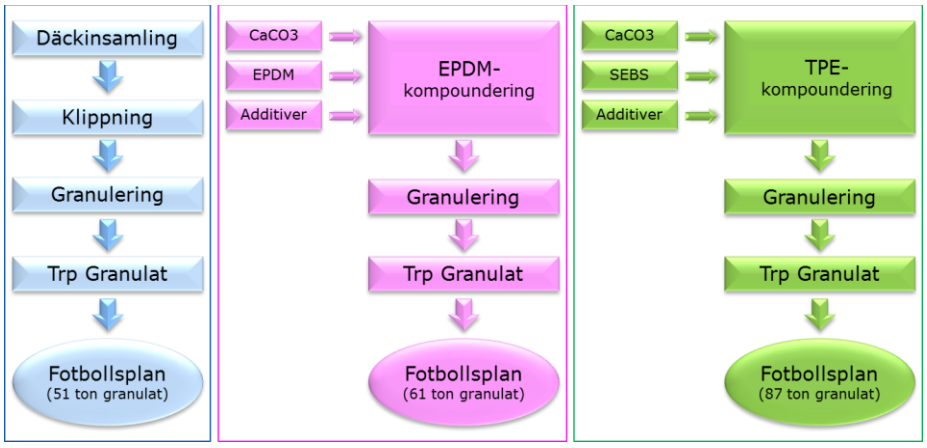
En konstgräsplan antogs bestå av fyllnadslager, sviktlager och underbyggnad med dräneringssystem (Figur 1). Information om en konstgräsplans uppbyggnad och lager, samt materialalternativ, tillhandahölls av flera aktörer [Spentab, 2012; Redox, 2012].



Figur 1. Konstruktionsskiss för lagren i en konstgräsplan.

2.2 Processträd

Processträden för respektive scenario innefattar hantering av återvunna däck, råvaruutvinning och produktion av de alternativa materialen (Figur 2). Dock omfattas inte själva byggandet och underhållet av anläggningen eller sluthantering av konstruktionen och materialen. De data som har använts redovisas i avsnitt 2.4.



Figur 2. Processträd (inkluderade processteg) för de tre granulatmaterialen av däck, EPDM och TPE i konstgräsplanens tre scenarier. För bra överskådlighet visas inte alla transporter.

2.3 Funktionell enhet

Den funktionella enheten är *1 konstgräsplan* till en yta av 7881 m^2 med ett topplager fyllnadsmaterial (granulat) på 13 mm. Beroende på materialvalet krävs olika materialmängder i fyllnadslagret (Tabell 3).

Tabell 3. Mängd material som motsvarar den funktionella enheten.

Scenario	Material	Mängd [ton]
Däck	Däckgranulat	51
EPDM	EPDM-granulat	61
TPE	TPE-granulat	87

Detaljerade uppgifter och referenser till beräkningarna av de olika materialmängderna finns redovisade i ett elektroniskt appendix som tillhandahålls uppdragsgivarna i detta projekt och som beskrivs i Appendix 2.

2.4 Inventering av data

2.4.1 Inledning

RangSells samlar in och bearbetar däcken till klipp och granulat som sedan köps av den som vill bygga en anläggning. De data som samlats in från dessa aktörer och bearbetningen av dessa data redovisas inte i detalj i denna rapport, men finns att tillgå i ett det elektroniska appendixet.

För att kunna beräkna miljöpåverkan från produktion av de alternativa materialen EPDM och TPE, tillfrågades leverantörer om sammansättningen, vilken redovisas under respektive avsnitt. Leverantörerna, eller andra intressenter, tillhandahöll också grundläggande information om konstgräsplanens uppbyggnad samt ingående material och materialmängder.

Data för material redovisas under respektive avsnitt. Data för energi och transporter har hämtats som generiska data ur följande källor:

- Produktion och förbränning av bränslen samt transporter: LCA-programmet Gabis databas [PE Int].
- Produktion av elektricitet: I den här studien är endast el producerad i Sverige relevant. Här har data för svensk genomsnittsel använts. Elstatistik för mixen av energikällor hämtades från International Energy Agency (IEA). Elproduktionsdata för de olika energikällorna hämtades från EcoInvent-databasen [EcoInvent].

2.4.2 Däckscenariot

Insamling av däck

Enligt RagnSells [RagnSells, 2012] är en genomsnittlig insamlingsrunda ca 200 km, med tom uttransport och relativt hög lastgrad. Lastgrad definieras som lastens vikt delat på den maximala vikt fordonet kan ta i last. Man kör oftast till en större däckverkstad först för att fylla så mycket som möjligt och fyller eventuellt på ytterligare hos en eller flera små verkstäder på vägen tillbaka. Hur långt lastbilen kör tom innan första stoppet varierar från fall till fall och det är svårt att göra en exakt bedömning av hur det ser ut i genomsnitt.

I studien har antagits att lastbilen kör tom halva sträckan och full halva sträckan och att lastgraden för den fulla bilen är 75 %. Detta har beräknats som att köra 200 km med 38 % lastgrad.

Klippning av däck

RagnSells har sex stycken klippningsanläggningar i Sverige, en mobil dieseldriven och fem eldrivna enheter. Information om den genomsnittliga energiförbrukningen (20 kWh el/ton däckklipp och 108.3 MJ diesel/ton däckklipp) för dessa anläggningar tillhandahölls av RangSells [RagnSells, 2012]. Av de insamlade däcken klipps 60 % med el.

Granulering av däckklipp

Däckgranulat produceras från däckklipp i RagnSells anläggning i Vänersborg. Information om elförbrukningen (294 kWh/ton ingående däckklipp) och utbytet i granuleringen (67 %) tillhandahölls av RangSells [RagnSells, 2012]. I granuleringsprocessen separeras stål och textilfluff från däcken, men detta är inte borträknat i basfallet, utan behandlas i en känslighetsanalys (avsnitt 2.6.1).

Transport av granulat

För transport av granulat från anläggningen i Vänersborg till en tänkt konstgräsplan någonstans i Sverige, antogs ett genomsnittavstånd på 1000 km. Vidare antogs transporten ske med lastbil (totalvikt 40 ton) och med en lastgrad på 80 %.

2.4.3 EPDM-scenariot

Tillverkning av EPDM-materialet

EPDM-materialet består av EPDM-polymer, fyllmedel och additiver (Tabell 4). EPDM står för etylen-propylen-dien-monomer, ett syntetiskt gummi. Information om sammansättningen erhölls av EDPM-leverantörer [Melos, 2012; Gezolan, 2012].

Tabell 4. Materialhalter i EPDM-granulat [Melos, 2012; Gezolan, 2012].

Material	%
Kalciumkarbonat (CaCO3)	68
EPDM (etylen-propylen-dien-monomer)	22
Additiver såsom mjukgörare, UV-skydd, pigment mm	10

Data för tillverkning av kalciumkarbonat och EPDM-polymeren (inklusive de transporter som dessa tillverkningar kräver) hämtades från LCA-programvaran Gabis databas [PE Int].

EPDM-leverantörerna tillhandahöll inte några detaljerade uppgifter om vilka additiver man använder. För att undvika datalucka för dessa antogs additiverna bestå av 20 % ftalater och 80 % mineralolja, för vilkas produktion (inklusive materialtransporter) data från LCA-programvaran Gabis databas [PE Int] användes.

Granulering

Energiförbrukning vid granuleringsprocessen av EPDM-granulat approximerades med energin för granuleringen av däckklipp, men med ett materialutbyte i processen på 99 % (detta är normalt för syntetiska material som produceras från jungfruliga råvaror).

Transport av granulat

Transporten av granulat till en tänkt konstgräsplan någonstans i Sverige baserades på uppgifter från leverantören. Man köper ungefär hälften från Europa och hälften från Kina. Transporten inom Europa (2 200 km) antogs ske med lastbil (totalvikt 40 ton) och med en lastgrad på 80 %.

Transporten från Kina (20 072 km) antogs ske med båt samt med lastbil inom Kina (1 000 km, totalvikt 40 ton, lastgrad på 80 %).

2.4.4 TPE-scenariot

Tillverkning av TPE-materialet

TPE-materialet består av TPE-polymeren SEBS, fyllmedel och additiver (Tabell 5). TPE betyder termoplastisk elastomer, och SEBS (styren-butadien-polymer) är en sådan. Flera TPE-leverantörer kontaktades, men endast en svarade. Denna leverantör [Terra, 2012] uppgav en sammansättning som bedömdes vara av generell karaktär.

Tabell 5. Materialhalter i TPE-granulat [Terra, 2012].

Material	%
Kalciumkarbonat (CaCO3)	40
SEBS (styren-butadien-polymer)	40
Additiver såsom mjukgörare, UV-skydd, pigment mm	20

Data för tillverkning av kalciumkarbonat och TPE-polymeren (inklusive de transporter som dessa tillverkningar kräver) hämtades från LCA-programvaran Gabis databas [PE Int].

Eftersom detaljerade uppgifter om vilka additiver man använder saknades gjordes antagandet att additiverna består av 20 % ftalater och 80 % mineralolja, för vilkas produktion (inklusive materialtransporter) data från LCA-programvaran Gabis databas [PE Int] användes.

Granulering

Energiförbrukning vid granuleringsprocessen av TPE-granulat approximerades med energin för granuleringen av däckklipp, men med ett materialutbyte i processen på 99 % (detta är normalt för syntetiska material som produceras från jungfruliga råvaror).

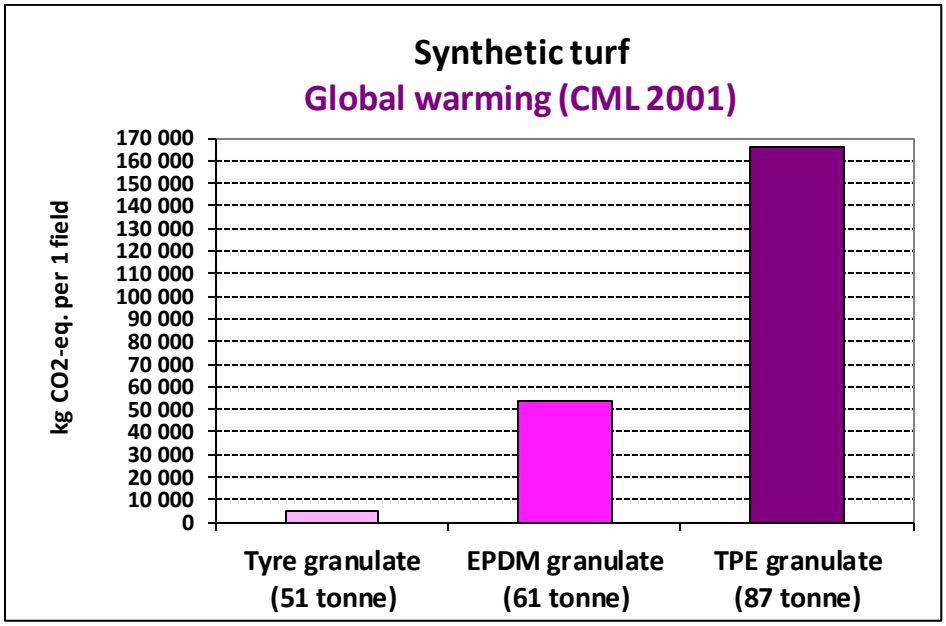
Transport av granulat

Transporten av granulat till en tänkt konstgräsplan någonstans i Sverige baserades på uppgifter från leverantören. Man köper ungefär hälften från Europa och hälften från Kina. Transporten inom Europa (2 200 km) antogs ske med lastbil (totalvikt 40 ton) och med en lastgrad på 80 %. Transporten från Kina (20 072 km) antogs ske med båt samt med lastbil inom Kina (1 000 km, totalvikt 40 ton, lastgrad på 80 %).

2.5 Resultat

I detta avsnitt presenteras miljöpåverkan i form av Klimatpåverkan (GWP) för de tre scenarierna samt även användningen av Icke förnybara energiresurser. Resultaten för Övergödning, Försurning samt Marknära ozon uppvisar samma trend som Klimatpåverkan och Icke förnybara energiresurser, varför dessa presenteras i en bilaga (Appendix 3).

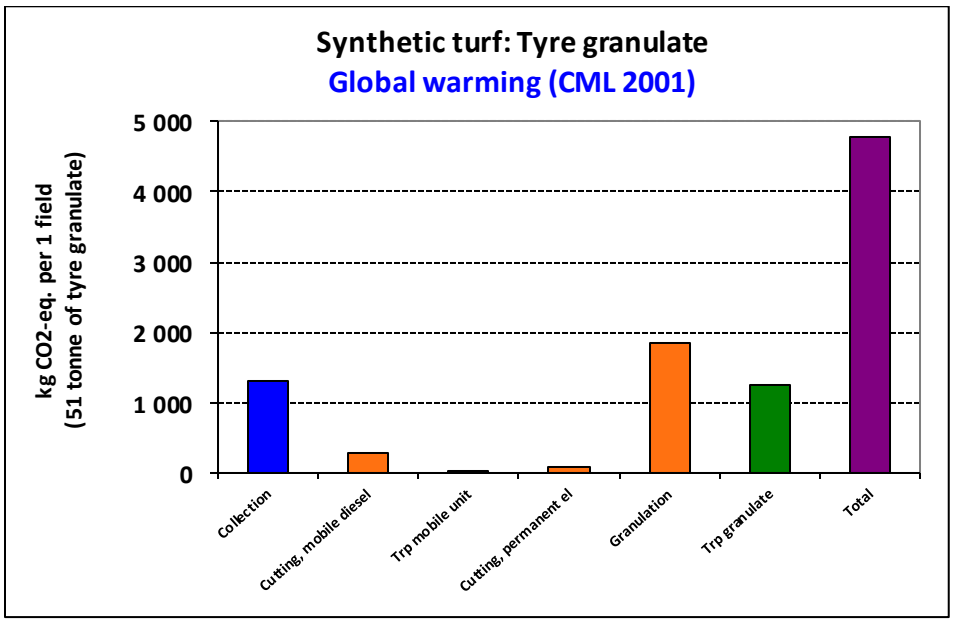
2.5.1 Klimatpåverkan



Figur 3. Klimatpåverkan [kg CO_2-ekvivalenter/konstgräsplan] för de tre studerade scenarierna. Siffor inom parentes anger mängderna av material som behövs i fyllnadslagret i respektive scenario.

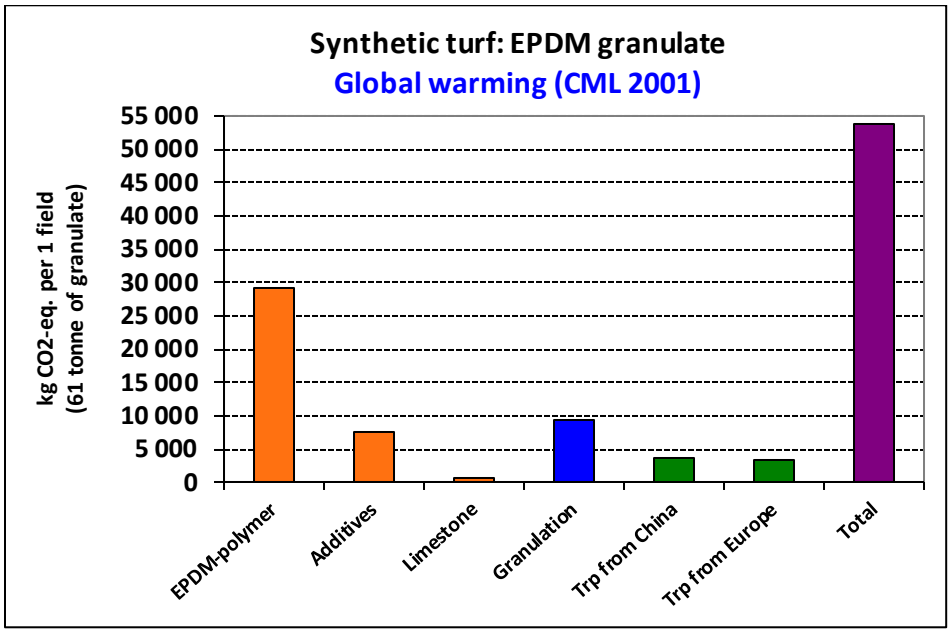
I resultaten för konstgräsplaner rangordnades tydligt de olika materialen. Användning av EPDM- eller TPE-granulat i en konstgräsplan innebär 11 respektive 35 gånger högre miljöpåverkan (GWP) jämfört med användning av däckgranulat (Figur 3). Känslighetsanalyser behandlas i avsnitt 2.6.

Skillnaden i GWP mellan EPDM- och däckscenariot motsvarar utsläppen från 220 tur- och returresor med bil mellan Stockholm och Göteborg. Skillnaden mellan däck- och TPE-scenariot motsvarar 730 ToR-resor.



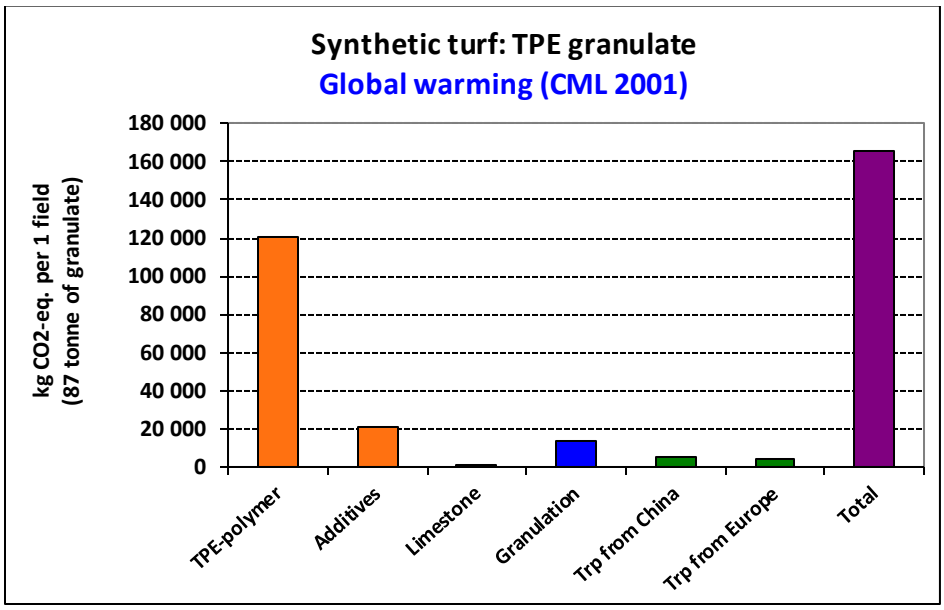
Figur 4. Klimatpåverkan [kg CO_2-ekvivalenter/konstgräsplan] för däckscenariot uppdelat i livscykelfaser.

När det gäller de olika livscykelfaserna i däckscenariot bidrar granuleringen mest (39%) till total GWP, tätt följt av insamling av däck (27 %) samt transport av däckgranulat (26 %) (Figur 4).



Figur 5. Klimatpåverkan [kg CO_2-ekvivalenter/konstgräsplan] för EPDM-scenariot uppdelat i livscykelfaser. Staplarna EPDM-polymer, additiver och kalciumkarbonat inkluderar transport och produktion. Transport från Kina och Europa avser granulatet.

För scenariot med EPDM-granulat är tillverkningen av själva EPDM-polymeren det som dominerar (Figur 5). Den står för 54 % av den total miljöpåverkan, följt av granulering (18%) och tillverkning av additiver (14%). Transporter spelar en mindre roll för total GWP i detta scenario.

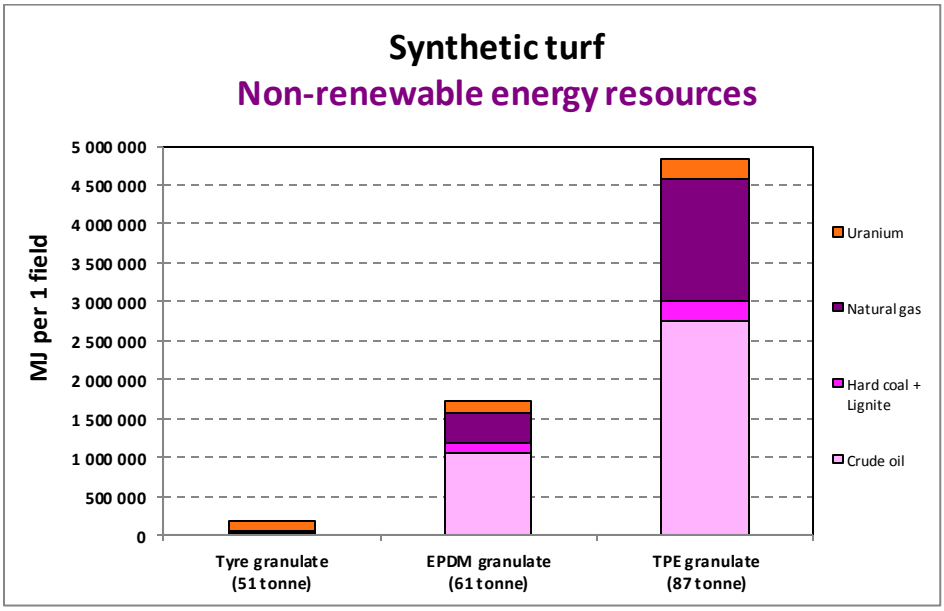


Figur 6. Klimatpåverkan [kg CO_2-ekvivalenter/konstgräsplan] för TPE-scenariot uppdelat i livscykelfaser. Staplarna TPE-polymer, additiver och kalciumkarbonat inkluderar transport och produktion. Transport från Kina och Europa avser granulatet.

För scenariot med TPE-granulat är tillverkningen av TPE-polymeren det som dominerar (Figur 6). Den står för 73 % av total miljöpåverkan, följt av tillverkningen av additiver (13%). Granuleringen och transporterna spelar en mindre roll för total GWP i detta scenario.

2.5.2 Icke förnybara energiresurser

Förbrukningen av Icke förnybar energi var 25 och 65 gånger högre i EPDM- respektive TPE-scenariot jämfört med däckscenariot (Figur 7), vilket ger samma rangordning mellan alternativen som för GWP. Denna kategori innefattar även fossilt baserat råmaterial som använts i de olika scenarierna, t.ex. för produktion av polymerer. Råolja dominerade som resurs i scenarier med EPDM- och TPE-material.



Figur 7. Icke förnybar energi [MJ] för de tre studerade scenarierna. Siffor inom parentes anger mängderna av material för respektive scenario. Staplarna har delats upp så att man kan se de inbördes bidragen från resurserna uran, naturgas, kol och råolja.

2.6 Känslighetsanalyser

För att se vilken betydelse vissa aspekter eller antaganden har för resultatet utfördes flera känslighetsanalyser. I Tabell 6 visas en översikt över vilka förändringar som beaktades i känslighetsanalyserna för Konstgräsplan. I känslighetsanalyserna beräknades nya resultat för Klimatpåverkan (GWP), vilka jämfördes med de tidigare beräkningarna (basfallen).

Tabell 6. Översikt över de förändringar som beaktades i känslighetsanalyserna för konstgräsplan.

Aspekter
Exkludera stål och textil
Konstgräsmatta och sviktlager inkluderas för bättre totalt perspektiv
Inkludera sluthantering av material för bättre totalt perspektiv
Inkludera däcktillverkning

2.6.1 Exkludera stål och textil

I basfallet baserades beräkningen på allt material i ett däck, trots att granulaten egentligen bara består av gummimaterialet från däcken. I granuleringsprocessen erhålls förutom däckgranulatet även biprodukterna stål och textilfluff. Stålet säljs som stålskrot till stålverken och ”fluffen” som bränsle till t.ex. cementugnar.

Baserat på RagnSells [RagnSells, 2012] information om utbytet av däckgranulat, och information om ett däcks sammansättning [Edeskär, 2010; ETRMA, 2012] antogs följande produktion ske i

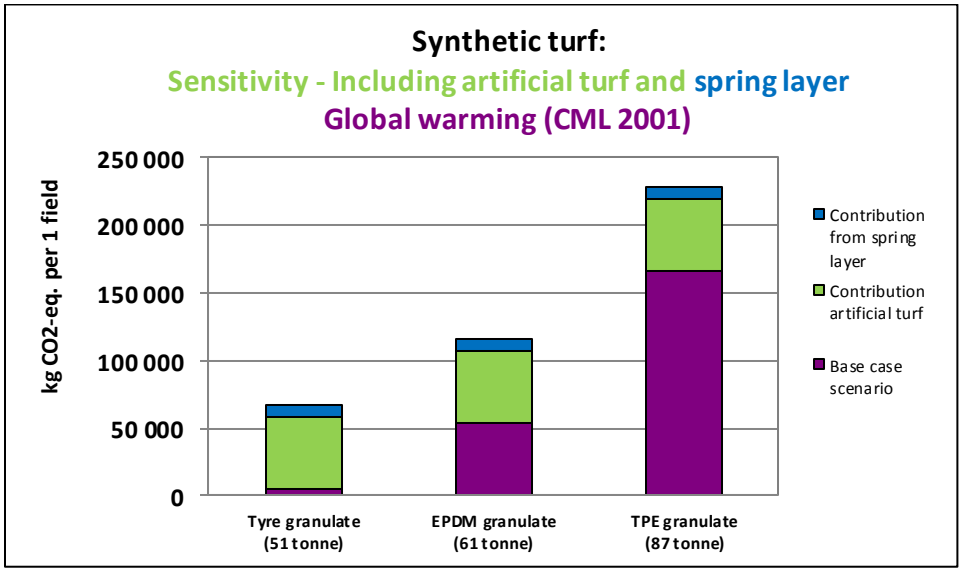
granuleringsprocessen per ton däckklipp in: 670 kg däckgranulat, 115 kg stål, 49 kg textilfluff, samt 116 kg spill som inte kan utnyttjas. Stål och textilfluff utgör alltså 16 % av de säljbara produkterna från granuleringsprocessen. Utifrån detta undersöktes påverkan på resultat, om en del av miljöpåverkan från granuleringen allokerades till produkterna stål och textil. Därför inkluderades 84 % av miljöpåverkan från granuleringen, klippningen och insamlingen i stället för 100 %. Detta för att exkludera biprodukterna stål och textilfluff, och allokera en del av miljöpåverkan till dem.

Om miljöpåverkan från granuleringen, klippningen och insamlingen, som kan hänföras till biprodukterna stål och textilfluff, exkluderas så minskar total GWP för konstgräsplanen från 4800 till 4200 kg CO_2-ekv. Detta påverkar inte rangordningen mellan däckgranulat, EPDM och TPE (Figur 3 i avsnitt **Error! Reference source not found.**).

2.6.2 Inkludera produktion av konstgräsmatta & sviktlager

I basfallet för Konstgräsplan låg fokus på att jämföra de tre granulaten (däck, EPDM och TPE) för användning i fyllnadslagret. Eftersom konstgräsplanen byggs upp av fler komponenter (Figur 1 i avsnitt 2.1) kan man dock tänka sig att inkludera även konstgräsmattan och sviktlagret. De ssa är samma i alla scenarier, vilket innebär att de inte påverkar rangordningen mellan scenarierna med avseende på miljöpåverkan. Däremot erhålls ett bättre totalt perspektiv på resultaten genom denna systemutvidgning. Konstgräsplanen innehåller också 2 lager av sand samt grövre material i bottenskonstruktionen, som har försummats då det är plast och gummimaterial som generellt har den största miljöpåverkan.

Materialmängder för konstgräs och sviktlager baserades på information från Spentab [Spentab, 2012]. Konstgräsmattan antogs väga 2 kg/m^2, varav grässtrån (polypropen, PP) står för 1 kg och matta (polyuretan, PUR) för 1 kg. Detta motsvarar 15.7 ton totalt per konstgräsplan. Sviktlagret består av 20 mm däckgranulat pressat till en ”pad” (matta) med densiteten 600 kg/m^3, vilket motsvarar 126 ton per konstgräsplan.



Figur 8. Klimatpåverkan [kg CO_2-ekvivalenter/konstgräsplan] för känslighetsanalysen där sviktlager och gräsmatta inkluderats.

Rangordningen mellan scenarierna ändrades inte när konstgräsmattan och sviktlagret inkluderades (Figur 8). Däremot minskade de relativa skillnaderna mellan EPDM- respektive TPE-scenarierna jämfört med däckscenariot. I basfallet gav EPDM-scenariot 11 ggr och TPE-scenariot 35 ggr större utsläpp (i GWP) än däckscenariot. Då konstgräs och sviktlager inkluderades gav EPDM-scenariot 1.7 ggr och TPE-scenariot 3.4 ggr större utsläpp (i GWP) än däckscenariot. Miljöpåverkan från

däckgranulatet utgör därmed en liten andel av miljöpåverkan från den totala konstruktionen; konstgräsets och sviktlagrets påverkan är större. Slutsatsen blir att skillnaderna mellan EPDM- och TPE-scenarierna jämfört med däckscenariot minskar men att de fortfarande är betydande.

2.6.3 Inkludera sluthantering av granulat

Det kan vara rimligt att räkna på vad som händer om granulaten tas om hand och förbränns med energiåtervinning när konstgräsplanen demonteras/byts ut. Då inkluderas också den miljövinst som erhålls genom att granulaten i konstgräsplanen ersätter ett annat bränsle.

Förbränningen skulle sannolikt ske tillsammans med själva gräsmattan, men här har enbart själva granulaten inkluderats. Det antogs att 80 % av granulatet förbränns, dvs. ett spill på 20 % sker i sluthanteringen. Spillet skulle ev. kunna vara högre, men då antagandet är detsamma för alla scenarier påverkar detta inte jämförelsen. Det ersatta bränslet antas vara naturgas (GWP 0.06 kg CO_2-ekv/MJ naturgas enligt Gabidatabasen [PE Int]).

För att kunna beräkna mängden producerad energi gjordes först en uppskattning av respektive materials värmevärde. Vidare uppskattades emissionen av koldioxid baserat på de olika materialens estimerade kolhalter. En översiktlig summering av detta redovisas i Tabell 7. Detaljerna kring antaganden, beräkningar och referenser redovisas i det elektroniska appendix som beskrivs i Appendix 2.

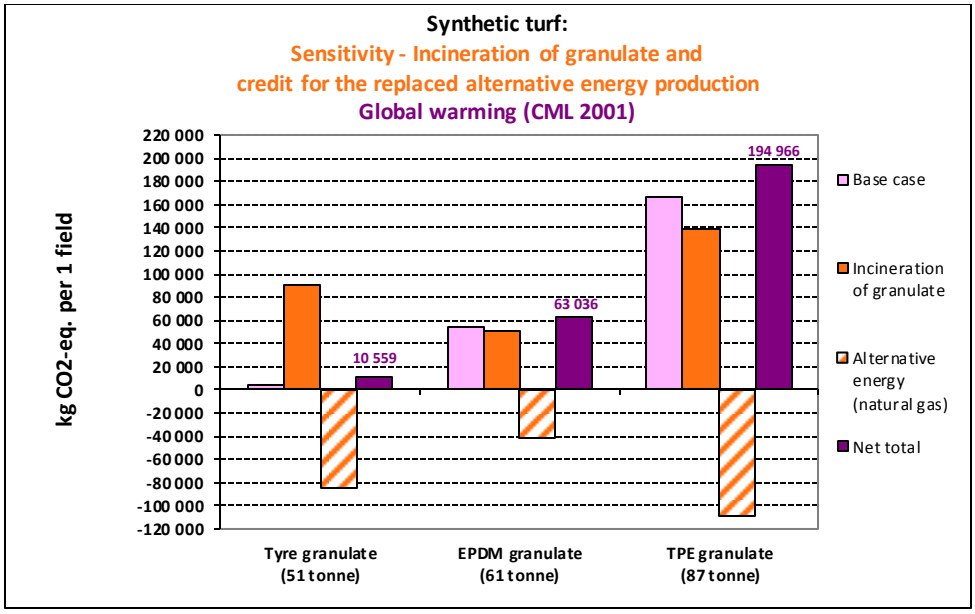
Tabell 7. Förbränning av granulat. Uppskattning av värmevärden för beräkning av producerad energi samt beräknade koldioxidemissioner.

Parameter	Enhet	Däck	EPDM	TPE
Värmevärden (Hi)	MJ/kg granulat	33	13	25
Emission av CO_2	kg/kg granulat	2.2[4]	1.0[5]	2.0[5]
CO_2 från det polymera materialet bygger på följande kolhalt	kg kol/kg polymer	77 %	86 %	89 %
CO_2 från additiver[6] (mineralolja och ftalater)	kg CO_2/kg additiv	(inkluderat ovan)	3.4	3.4

[4] Data från Cementa [Hallberg et al, 2006] för däckgranulat. Icke fossil CO_2 från naturgummi (20 % av däckgranulatet) har exkluderats.

[5] För EPDM och TPE har CO_2 uppskattats. CO_2 kommer från kolet i själva polymeren. Fyllmedlet (calciumkarbonat) antas inte ge något nettotillskott av CO_2. Det kalcinerar visserligen under förbränningen, men antas återkarbonatiserat ganska snart (dvs. CO_2 tas upp).

[6] Förbränningen av additiver har approximerats med förbränning av diesel.



Figur 9. Klimatpåverkan [kg CO_2-ekvivalenter/konstgräsplan] för systemutvidgningen av de tre studerade scenarierna, där resthantering av granulat inkluderats. "Net total" visar netto-miljöförlusten i respektive scenario (nettobidraget till Klimatpåverkan).

Rangordningen mellan materialen ändrades inte när sluthanteringen inkluderades (Figur 9). Däremot minskade de relativa skillnaderna mellan EPDM- respektive TPE-scenarierna jämfört med däckscenariot. I basfallet (då sluthanteringen inte inkluderas) gav EPDM-scenariot 11 ggr och TPE-scenariot 35 ggr större utsläpp (i GWP) än däckscenariot. Då sluthanteringen inkluderades gav EPDM-scenariot 6 ggr och TPE-scenariot 18 ggr större utsläpp (i GWP) än däckscenariot.

Nettoutsläppen (GWP) i scenario däck, EPDM, och TPE motsvarar i detta fall utsläppen från 50, 285, respektive 885 ToR-resor med bil mellan Stockholm och Göteborg.

2.6.4 Inkludera däcktillverkning

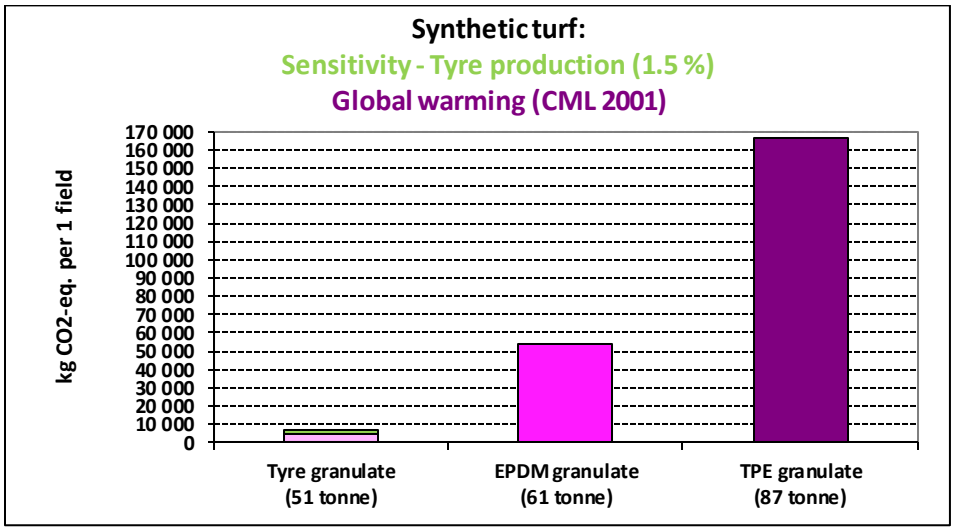
Det är rimligt att som i studiens basfall exkludera själva däcktillverkningen då däckets syfte är att användas på en bil. Vår studie handlar om vad man kan göra med däcket när det tjänat detta syfte. Till exempel Internationella EPD-systemet är tydligt med att tillverkning av föregående produkt inte ska belasta den produkt som använder återvunnet material [IVL, 2012].

Samma avgränsning gjordes i den tidigare systemanalysen av däckmaterial [Hallberg et al, 2006]. Då ifrågasattes det dock att tillverkningen av däcken var exkluderad. I den internationella utvecklingen av standarder och praxis, diskuteras andra metoder vid beräkning av miljöpåverkan för avfallsmaterial, där ett förslag är att den användningsfas som är sist i kedjan av flera återvinningscykler, ska bära miljöpåverkan från materialets ursprungliga tillverkning. För att få en uppfattning om hur detta skulle kunna påverka resultaten i vår studie, gjordes känslighetsanalys på detta, fast med en del av miljöpåverkan från tillverkningsfasen och inte hela.

Vi valde en ekonomisk allokeringsmodell i den här känslighetsanalysen. I samråd med SDAB noterades att den avgift som man lägger på priset för nya däck för att täcka kostnaden för dess sluthantering är ca 1.5 % av däckens försäljningspris. Därför allokerade vi i vårt fall 1.5 % av däckets miljöpåverkan från tillverkningen till användningen av uttjänta däck. Modellen för tillverkning av ett ton däck baseras på uppgifter om dess sammansättning från ETRMA [ETRMA, 2012] samt "Varudeklaration gummiklipp" [Edeskär, 2010]. Information om däcktillverkningen är baserad på sammansättningen som visas i Tabell 8.

Tabell 8. Antagen sammansättning för däckgranulat (stål och textil exkluderat eftersom dessa material utgör biprodukter vid granuleringen).

Material/ämne	%
Syntetiskt gummi (SBR)	30
Naturgummi	20
Kimrök	29
”Krita” (Kiselförening)	6
Svavel	1.6
Zinkoxid	1.9
Återvunnet gummi	0.6
Additiver	11



Figur 10. Klimatpåverkan [kg CO_2-ekvivalenter/konstgräsplan] för känslighetsanalysen där däcktillverkning inkluderats.

Tillverkningen av de i däcken ingående materialen[7] resulterade i en miljöpåverkan på 2350 kg CO_2-ekv/ton däckmaterial, vilket motsvarar 35.2 kg CO_2-ekv/ton vid en 1.5 % allokering. Om denna påverkan inkluderas i basfallet ökar GWP marginellt, från 4800 till 6570 kg CO_2-ekv (Figur 10). Detta påverkar inte jämförelsen mellan materialen eftersom EPDM- respektive TPE-scenarierna ligger så pass högt redan i basfallet. Det extra GWP för däckscenariot från däcktillverkningen motsvarar utsläppen från 8 ToR-resor med bil mellan Stockholm och Göteborg.

2.7 Diskussion och slutsatser

Sammanfattningsvis talar resultaten från såväl basfallet som känslighetsanalyserna för att däckgranulat är att föredra som fyllnadsmaterial i konstgräsplaner framför EPDM och TPE om man ser till den miljöpåverkan som här inkluderats. Resultatet för GWP i basfallet visar att däckscenariot är att föredra jämfört med EPDM- och TPE-scenarierna. Denna slutsats gäller även för de övriga påverkanskategorier Övergödning, Försurning och Marknära ozon. Resultaten från de olika känslighetsanalyserna visar också att däckscenariot faller ut som det bästa, oavsett vilka systemgränser som används vid beräkningarna:

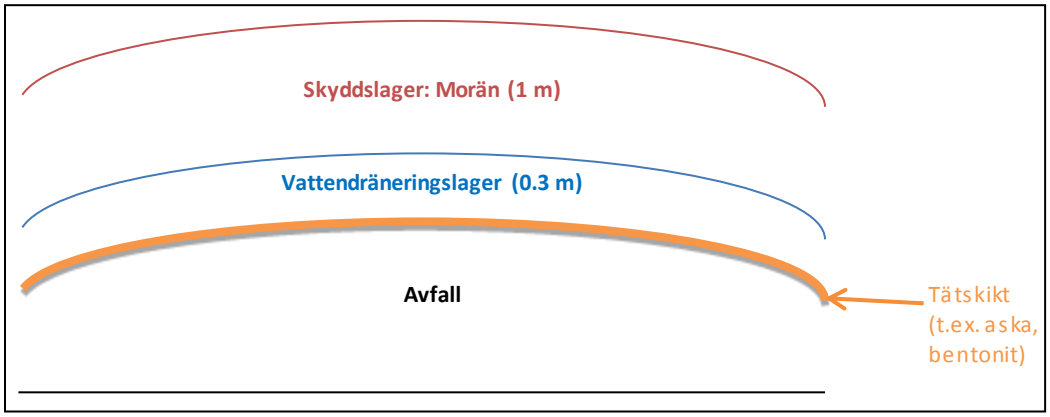
[7] För uppströms data har en mycket grov uppskattning gjorts.

- Om miljöpåverkan från granulering, klippning och insamling som kan hänföras till biprodukterna stål och textil exkluderas minskar total Klimatpåverkan för konstgräsplanen något, men det påverkar inte jämförelsen/slutsatsen.
- Inkluderas produktion av konstgräsmatta och sviktlager för alla scenarier så minskar visserligen skillnaderna mellan EPDM- respektive TPE-scenarierna jämfört med däckscenariot men skillnaderna är fortfarande betydande.
- Inkluderas sluthantering (förbränning) av granulatet i konstgräset för alla scenarier ändras inte rangordningen mellan materialen även om de relativa skillnaderna mellan EPDM- respektive TPE-scenarierna minskar.
- Inkluderas 1.5 % av miljöpåverkan som härrör från däcktillverkningen ökar miljöpåverkan från däckscenariot obetydligt.

3 DRÄNERINGSLAGER

3.1 Beskrivning av konstruktionen

I Figur 11 visas en förenklad bild av hur konstruktionen för en deponis sluttäckning kan se ut.



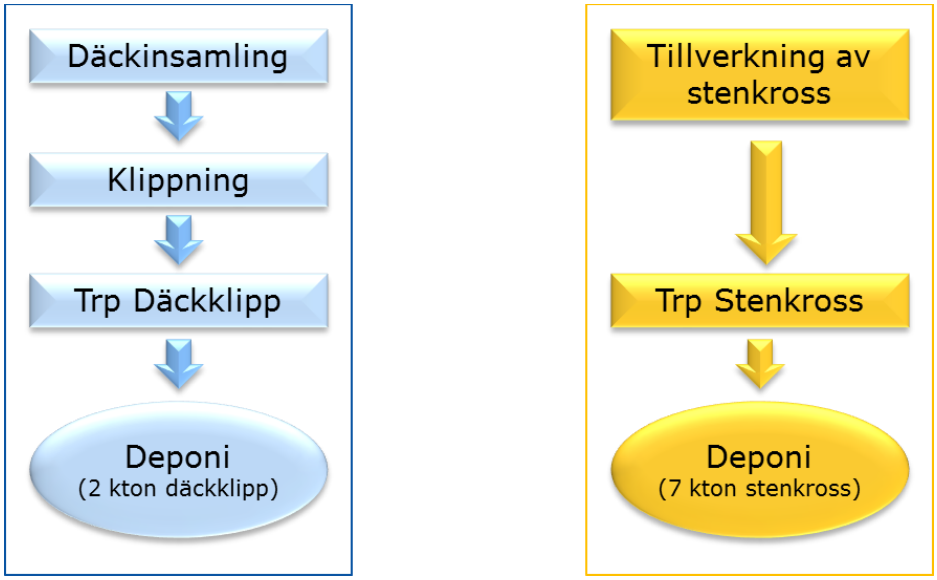
Figur 11. Konstruktionsskiss för lagren vid sluttäckning av en deponi.

Information kring konstruktion och lagertjocklekar baseras på en föregående LCA-studie [Hallberg et al, 2006] samt information från Ecoloop [Mácsik, 2012].

Fokus för denna studie är att analysera användning av däckklipp respektive stenkross i vattendräneringslagret, dvs. hela deponikonstruktionen inkluderas ej. En deponi innehåller även ett gasdräneringslager, men det är alltså vattendräneringslagret som studerats här.

3.2 Processträd

Processträden för respektive scenario innefattar hantering av återvunna däck, råvaruutvinning samt produktion av det alternativa materialet (Figur 12). Dock omfattar analysen inte själva byggandet och underhållet av anläggningen eller sluthantering av konstruktionen och materialen. De data som har använts redovisas i avsnitt 3.4.



Figur 12. Processträd (inkluderade processteg) för de två materialen däckklipp och stenkross i dräneringslagrets två scenarier.

3.3 Funktionell enhet

Den funktionella enheten är *1.5 ha deponi* med ett vattendräneringslager på 0.3 m. Denna yta motsvarar ungefär den yta som normalt sluttäcks på en deponi i Sverige under ett år. De materialmängder som behövs för dräneringslagret i de olika scenarierna redovisas i Tabell 9.

Tabell 9. Mängd material som motsvarar den funktionella enheten för dräneringslagret.

Scenario	Material	Mängd [ton]
Däck	Däckklipp	1 800
Stenkross	Stenkross	6 750

Det framkom att det föreligger en viss funktionsskillnad mellan de två scenarierna, se avsnitt 3.4.4.

Detaljerade uppgifter och referenser till beräkningarna av de olika materialmängderna finns redovisade i ett elektroniskt appendix som tillhandahålls uppdragsgivarna i detta projekt och som beskrivs i Appendix 2.

3.4 Inventering av data

3.4.1 Inledning

RangSells samlar in och bearbetar däcken till klipp som sedan köps av den som vill bygga en anläggning. De data som samlats in från dessa aktörer och bearbetningen av dessa data redovisas inte i detalj i denna rapport, men finns att tillgå i ett det elektroniska appendixet.

Data för material redovisas under respektive avsnitt. Data för energi och transporter har hämtats som generiska data ur följande källor:

- Produktion och förbränning av bränslen samt transporter: LCA-programmet Gabis databas [PE Int].
- Produktion av elektricitet: I den här studien är endast el producerad i Sverige relevant. Här har data för svensk genomsnittsel använts. Elstatistik för mixen av energikällor hämtades från International Energy Agency (IEA). Elproduktionsdata för de olika energikällorna hämtades från EcoInvent-databasen [EcoInvent].

Beräkningarna baserades på antagandet att 0.3 m vattendräneringslager behövs oavsett om däckklipp eller stenkross används. Vidare exkluderades skyddslagret eftersom detta antogs vara detsamma i båda fall.

3.4.2 Däckscenariot

Insamling av däck

Enligt RagnSells [RagnSells, 2012] är en genomsnittlig insamlingsrunda ca 200 km, med tom uttransport och relativt hög lastgrad. Lastgrad definieras som lastens vikt delat på den maximala vikt fordonet kan ta i last. Man kör oftast till en större däckverkstad först för att fylla så mycket som möjligt och fyller eventuellt på ytterligare hos en eller flera små verkstäder på vägen tillbaka. Hur långt lastbilen kör tom innan första stoppet varierar från fall till fall och det är svårt att göra en exakt bedömning av hur det ser ut i genomsnitt.

Lastbilen antogs köra tom halva sträckan och full halva sträckan och lastgraden för den fulla bilen antogs vara 75 %. Detta beräknades som att köra 200 km med 38 % lastgrad. Däckinsamlingen diskuteras ytterligare i en känslighetsanalys (avsnitt 3.6.1).

Klippning av däck

RagnSells har sex stycken klippningsanläggningar i Sverige, en mobil dieseldriven och fem eldrivna enheter. Information om den genomsnittliga energiförbrukningen (20 kWh el/ton däckklipp och 108.3 MJ diesel/ton däckklipp) för dessa anläggningar tillhandahölls av RangSells [RagnSells, 2012]. Av de insamlade däcken klipps 60 % med el.

Transport av däckklipp

För transport av däckklippen till en deponi antogs ett snittavstånd på 200 km (lastbil med totalvikt 40 ton, 100 % lastfaktor). Detta avstånd valdes eftersom det finns flera klippningsanläggningar i Sverige och många deponier och ett rimligt avstånd däremellan därför torde vara ganska kort i genomsnitt.

3.4.3 Stenkrosscenariot

Endast krossningen av berg (med el och diesel) inkluderades, eftersom energin för sprängning av berg ansågs försumbar. Data för tillverkning av stenkross baserades på en specifik anläggning [Stripple, 2001]. Transport av stenkross antogs ske 150 km med lastbil (totalvikt 40 ton, 100 % lastfaktor). Detta eftersom stenkrossanläggningar ansågs ligga relativt tätt i Sverige med närhet till en deponi.

3.4.4 Funktionsskillnad mellan scenarierna

Efter diskussion med deponiexperter [Mácsik, 2012; Edeskär, 2012] framkom att en funktionsskillnad kan föreligga mellan ett vattendräneringslager av däckklipp och ett av stenkross.

Det är viktigt att lagren ovanför tätskiktet isolerar, annars bildas lätt sättningar vilket kan leda till att tätskiktet spricker. Detta leder i sin tur till att metan emitteras och att vatten läcker in, vilket gör att mer organiskt material bryts ned, mer metan läcker ut etc., dvs. deponin ”havererar”. Förutom att det läcker ut metan måste man då bygga om deponin med allt vad detta kan innebära i form av miljöpåverkan.

Använder man däckklipp som vattendräneringslager finns det ingen anledning att använda ett lika tjockt skyddslager som man gör med ett dito av bergkross eftersom däckklippet fungerar tjälisolerande. Med däckklipp i vattendräneringslagret kan man spara minst 0.5 m morän i skyddslagret [Mácsik, 2012].

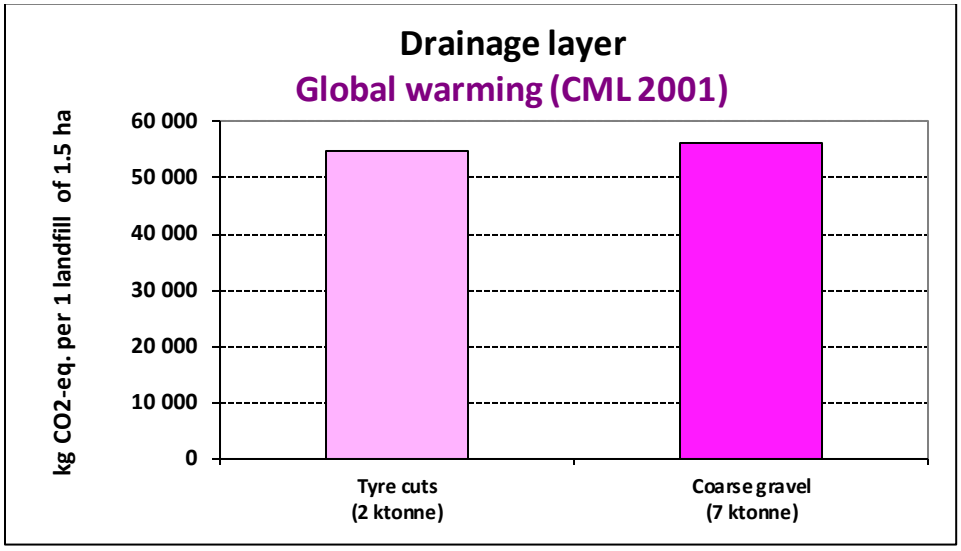
Eftersom dessa uppgifter framkom i ett mycket sent skede av projektet kvantifierades inte miljövinsten från mängden sparad morän. Det har inte heller kvantifierats hur många fler havererade deponier man eventuellt skulle få med stenkross samt hur mycket mer metan som då skulle läcka ut, och inte heller vad en ombyggnad skulle innebära i form av extra material och transporter. Dessa aspekter bedömdes vara alltför osäkra att uppskatta.

Det är dock viktigt vid tolkningen av resultaten att notera däckklippets fördel jämfört med stenkross, dvs. att däckklippet sparar täckmaterial (morän) samt minskar risken för att tätskiktet spricker.

3.5 Resultat

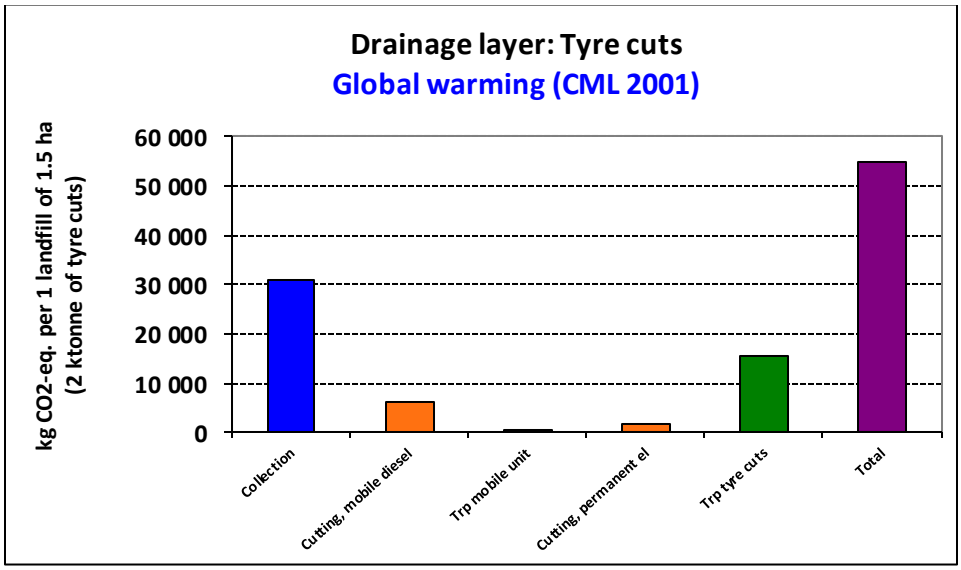
I detta avsnitt presenteras miljöpåverkan i form av Klimatpåverkan (GWP) för de två scenarierna samt även användningen av Icke förnybara energiresurser. Resultaten för Övergödning, Försurning samt Marknära ozon uppvisar samma trend som Klimatpåverkan och Icke förnybara energiresurser, varför dessa presenteras i en bilaga (Appendix 3).

3.5.1 Klimatpåverkan



Figur 13. Klimatpåverkan [kg CO_2-ekvivalenter/deponi] för de två studerade scenarierna. Siffor inom parentes anger mängderna av material för respektive scenario.

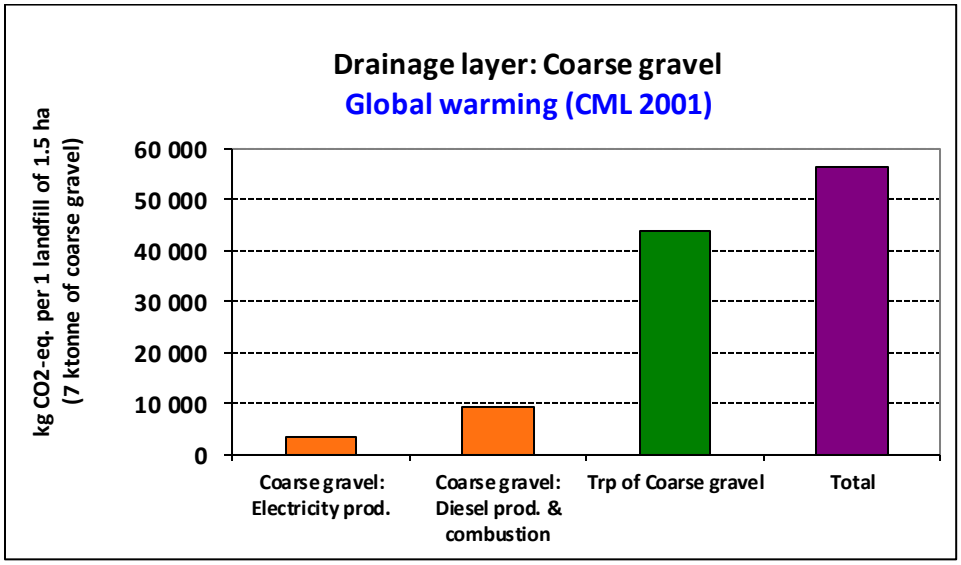
Det kunde inte påvisas någon signifikant skillnad mellan de två dräneringslagerscenarierna (Figur 13). GWP för varje scenario (ca 55 000 CO_2-ekv) motsvarar utsläppen från 250 ToR-resor med bil mellan Stockholm och Göteborg.



Figur 14. Klimatpåverkan [kg CO_2-ekvivalenter/deponi] för däckscenariot uppdelat i livscykelfaser.

Aktiviteten ”insamling av däck” (eng. collection) i däckscenariot är möjligen något överskattad. Insamlingen utgör 57 % av total GWP. Däckinsamlingens betydelse för dräneringslager-tillämpningens resultat behandlades därför i en känslighetsanalys (avsnitt 3.6.1).

Transport av däckklipp till deponin utgör 28 %, medan de övriga aktiviteterna har mindre inverkan.

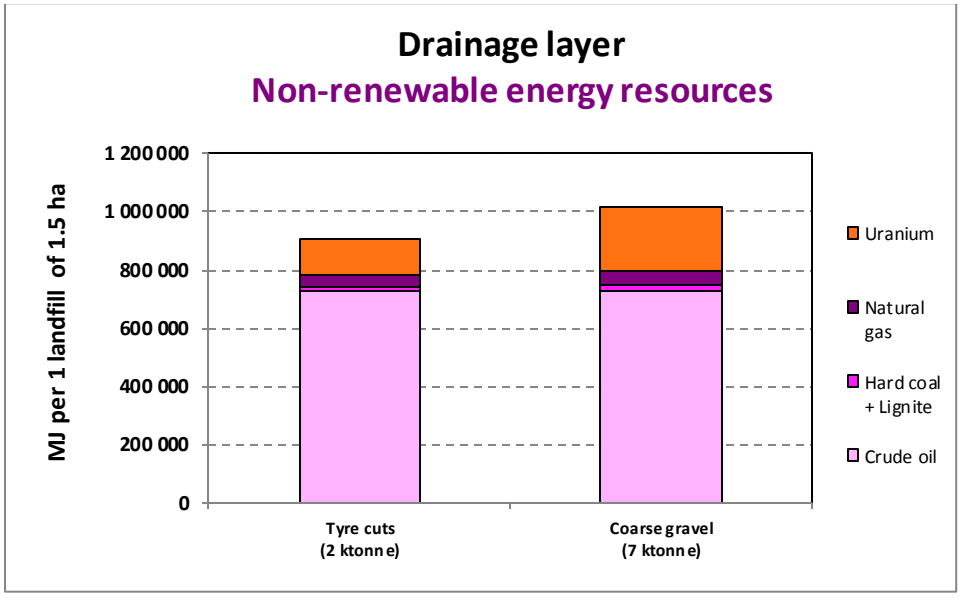


Figur 15. Klimatpåverkan [kg CO_2-ekvivalenter/deponi] för stenkrosscenariot uppdelat i livscykelfaser.

I stenkrosscenariot är transporten till deponin den stora posten, 78 % av totala GWP, medan energin för krossning av bergmaterial har mindre betydelse (Figur 15).

3.5.2 Icke förnybara energiresurser

Resultaten för Icke förnybar energi (Figur 16) följde i stort sett samma mönster som resultaten för GWP, dvs. de båda scenarierna har inte någon signifikant skillnad sinsemellan.



Figur 16. Icke förnybar energi [MJ/deponi] för de två studerade scenarierna. Siffor inom parentes anger mängderna av material för respektive scenario. Staplarna har delats upp så att man kan se de inbördes bidragen från resurserna uran, naturgas, kol och råolja.

3.6 Känslighetsanalyser

För att se vilken betydelse vissa aspekter eller antaganden har för resultatet utfördes flera känslighetsanalyser. I Tabell 10 visas en översikt över vilka förändringar som beaktades i känslighetsanalyserna för Dräneringslager. I känslighetsanalyserna beräknades nya resultat för Klimatpåverkan (GWP), vilka jämfördes med de tidigare beräkningarna (basfallen).

Tabell 10. Översikt över de förändringar som beaktades i känslighetsanalyserna för dräneringslagret.

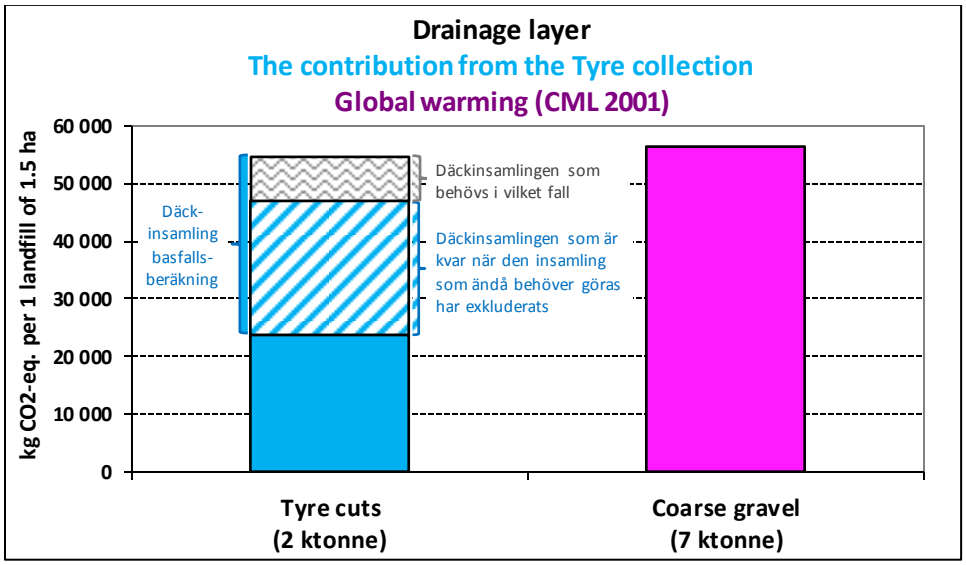
Aspekter
Däckinsamlingens betydelse
Inkludera däcktillverkning

3.6.1 Däckinsamlingens betydelse

Beräkningen i basfallet baserades på antagandet att lastbilen kör tom halva sträckan och full halva sträckan och att lastgraden för den fulla bilen är 75 %. Denna lastgrad är rimlig enligt RagnSells eftersom transport av ett bulkigt material som däck inte når upp till 100 % lastgrad. Detta betyder att däckinsamlingen i basfallet troligen är något ”överskattad” eftersom bilen sannolikt blir full lite snabbare än efter att ha kört så som långt som halva sträckan. Andelen tom bil skulle förmodligen justeras ned lite. Detta har dock inte gjorts då det är svårt att bedöma exakt hur en insamlingsrunda i genomsnitt ser ut i basfallet.

Hur man bör förhålla sig till det faktum att däcken faktiskt måste samlas in oavsett om de ska användas i ett anläggningsbyggande eller inte är också intressant att diskutera. Även om man inte använder däcken för anläggningsbyggande behöver de fortfarande tas om hand. Insamlingsrundan kan eventuellt då förkortas. Därför justeras beräkningen för insamlingen till att motsvara den sträcka som återstår då den insamling som ändå behöver göras har dragits bort.

I Figur 17 illustreras hur stor betydelse det har för resultatet att minska transportsträckan för däckmaterialet. Om den insamling av däck som ändå behöver göras exkluderas från beräkningarna ger däckscenariots basfall 83 % av den GWP som stenkrosscenariot ger.



Figur 17. Klimatpåverkan [kg CO_2-ekvivalenter/deponi] för känslighetsanalysen av de två studerade scenarierna, där andelen GWP från däckinsamlingen som antas belasta användningen av materialet i dräneringslagret justerats.

Från att ha legat på ungefär samma nivå som stenkrosscenariot i basfallet, så hamnar däckscenariot ca 20 % lägre om man exkluderar den insamling av däck som troligtvis ändå skulle gjorts (Figur 17). Detta bör beaktas när man gör en total bedömning av de två scenarierna.

Skillnaden mellan scenarierna i denna känslighetsanalys motsvarar utsläppen från 35 ToR-resor med bil mellan Stockholm och Göteborg.

3.6.2 Inkludera däcktillverkning

Det är rimligt att som i studiens basfall exkludera själva däcktillverkningen då däckets syfte är att användas på en bil. Vår studie handlar om vad man kan göra med däcket när det tjänat detta syfte. Till exempel Internationella EPD-systemet är tydligt med att tillverkning av föregående produkt inte ska belasta den produkt som använder återvunnet material [IVL, 2012].

Samma avgränsning gjordes i den tidigare systemanalysen av däckmaterial [Hallberg et al, 2006]. Då ifrågasattes det dock att tillverkningen av däcken var exkluderad. I den internationella utvecklingen av standarder och praxis, diskuteras andra metoder vid beräkning av miljöpåverkan för avfallsmaterial, där ett förslag är att den användningsfas som är sist i kedjan av flera återvinningscykler, ska bära miljöpåverkan från materialets ursprungliga tillverkning. För att få en uppfattning om hur detta skulle kunna påverka resultaten i vår studie, gjordes känslighetsanalys på detta, fast med en del av miljöpåverkan från tillverkningsfasen och inte hela.

Vi valde en ekonomisk allokeringsmodell i den här känslighetsanalysen. I samråd med SDAB noterades att den avgift som man lägger på priset för nya däck för att täcka kostnaden för dess sluthantering är ca 1.5 % av däckens försäljningspris. Därför allokerade vi i vårt fall 1.5 % av däckets miljöpåverkan från tillverkningen till användningen av uttjänta däck. Modellen för tillverkning av ett ton däck baseras på uppgifter om dess sammansättning från ETRMA [ETRMA, 2012] samt ”Varudeklaration gummiklipp” [Edeskär, 2010]. Information om däcktillverkningen är baserad på sammansättningen som visas i Tabell 11.

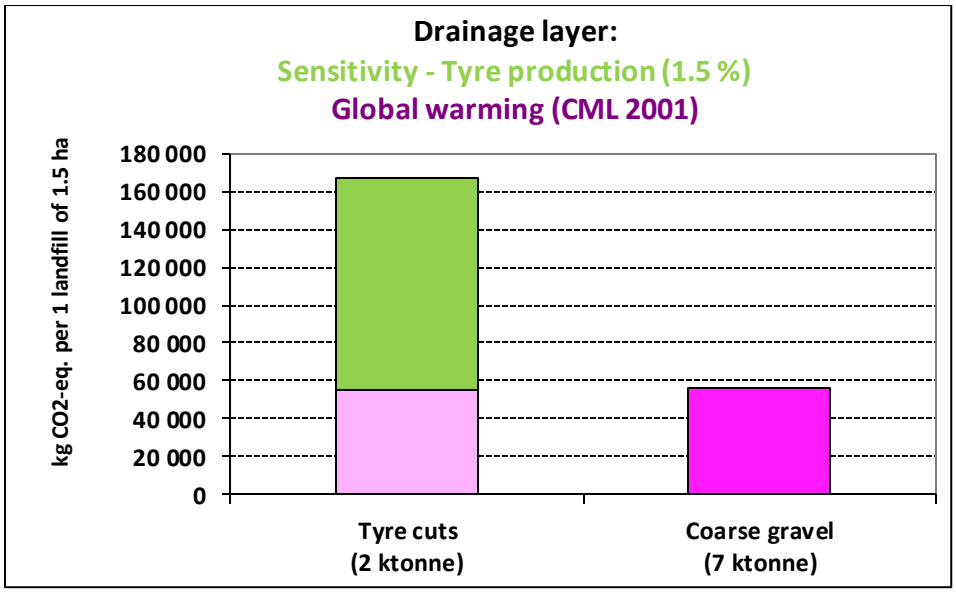
Tabell 11. Däcksammansättning inklusive stål och textil, eftersom detta ingår i däckklippet.

Material/ämne	%
Syntetiskt gummi (SBR)	25
Naturgummi	17
Kimrök	24
”Krita” (Kiselförening)	5
Svavel	1.3
Zinkoxid	1.6
Återvunnet gummi	0.5
Additiver	9.2
Stål	11.5
Textil	4.9

Modelleringen av tillverkningen av de i däcken ingående materialen[8] resulterade i en miljöpåverkan på 2763 kg CO_2-ekv/ton, vilket motsvarar 41.5 kg CO_2-ekv/ton vid en 1.5 % allokering. Om detta inkluderas i basfallet ökar total GWP för *Dräneringslager* från 55 000 till 170 000 kg CO_2-ekv. Detta

[8] För uppströms data har en mycket grov uppskattning gjorts.

påverkar jämförelsen radikalt (Figur 18). Däckscenariot ger i detta fall ca 3 gånger större GWP än stenkrosscenariot. Pålägget på GWP motsvarar utsläppen för 509 ToR-resor med bil mellan Stockholm och Göteborg.



Figur 18. Klimatpåverkan [kg CO_2-ekvivalenter/deponi] för känslighetsanalysen av de två studerade scenarierna, där däcktillverkning inkluderats.

3.7 Diskussion och slutsatser

Resultatet för GWP i basfallet visar att däckscenariot och stenkrosscenariot ligger på samma nivå. Denna slutsats gäller även för de övriga påverkanskategorierna.

När man tar in resultaten från känslighetsanalyserna ser det ut enligt följande:

- Tittar man på däckinsamlingens betydelse och exkluderar den insamling av däck som ändå behöver göras blir GWP för däckscenariot ca 20 % lägre än för stenkrosscenariot.
- Inkluderas 1.5 % av miljöpåverkan som härrör från däcktillverkningen ökar miljöpåverkan från däckscenariot och blir tre gånger större än stenkrosscenariot, dvs. en stor påverkan på jämförelsen sker.

Vidare ska dock poängteras att en funktionsskillnad kan föreligga mellan ett vattendräneringslager av däckklipp och ett av stenkross. Använder man däckklipp som vattendräneringslager finns det ingen anledning att använda ett lika tjockt skyddslager som man gör med ett dito av bergkross eftersom däckklippet fungerar tjälisolerande. Det är viktigt att lagren ovanför tätskiktet isolerar, annars bildas lätt sättningar vilket kan leda till att tätskiktet spricker. Detta leder i sin tur till att metan emitteras och att vatten läcker in, vilket gör att mer organiskt material bryts ned, mer metan läcker ut etc., dvs. deponin ”havererar”. Förutom att det läcker ut metan måste man då bygga om deponin med allt vad detta kan innebära i form av miljöpåverkan. Användingen av däckklipp sparar täckmaterial (morän) samt minskar risken för att tätskiktet spricker.

Det ska också nämnas att tätskiktet kan spricka av många olika orsaker, t.ex. så skulle en felkonstruktion också kunna leda till detta. Eftersom det är många faktorer som samverkar kan man alltså inte säga att det enbart är valet av material (däckklipp eller stenkross) som leder till ett eventuellt deponihaveri. Miljövinsten från mängden sparad morän beräknades inte inom projektet, men att materialvalet har en viss betydelse är dock flera experter överrens om.

Baserat på resultaten ovan är den sammanvägda bedömningen att däckscenariot står sig väl jämfört med stenkrossalternativet och att det eventuellt t.o.m. är ett något bättre alternativ pga. dess tjälisolerande förmåga.

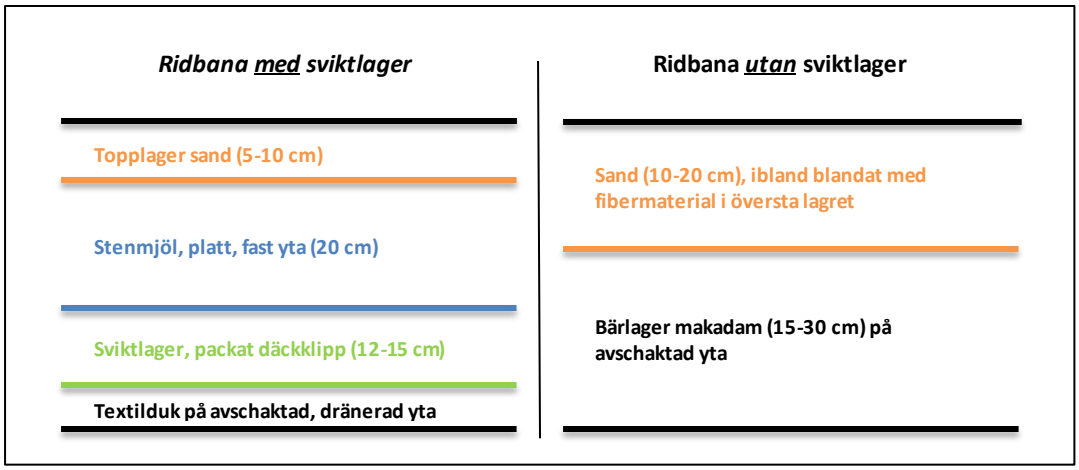
Antagandena om hur lång sträcka däcken i genomsnitt samlas in är förknippad med en relativt stor osäkerhet. Denna osäkerhet får stor betydelse i dräneringstillämpningen eftersom insamlingen här utgör en stor andel av den totala miljöpåverkan. Resultatet av känslighetsanalysen som redovisas ovan visar just detta.

Data för tillverkning av stenkross är baserad på en enda källa [Stripple, 2001] och är specifika data från en svensk tillverkare. Det fanns även data i Gabi-databasen och dessa låg sju gånger högre i miljöpåverkan för GWP. Dessa data bygger på ett europeiskt genomsnitt, vilket innebär att el tillverkad med en större miljöpåverkan än svensk el har använts. Data var aggregerade och inte speciellt väldokumenterade och användes inte. Det är dock lätt att räkna ut att stenkrosscenariot skulle ha fått en mycket högre miljöpåverkan om de hade använts. Att samla in ytterligare data för stenkross gjordes inte. Man kan dock säga att på grund av detta val av data för stenkross så favoriserar studien inte däckscenariot.

4 RIDBANA

4.1 Beskrivning av konstruktionen

Konstruktionen skiljer sig mellan en ridbana med däckklipp och en konventionell ridbana med enbart sand. Ridbanan med däckklipp byggs upp av ett sviktlager bestående av ett antal material, medan den konventionella ridbanan inte har något sviktlager (Figur 19).

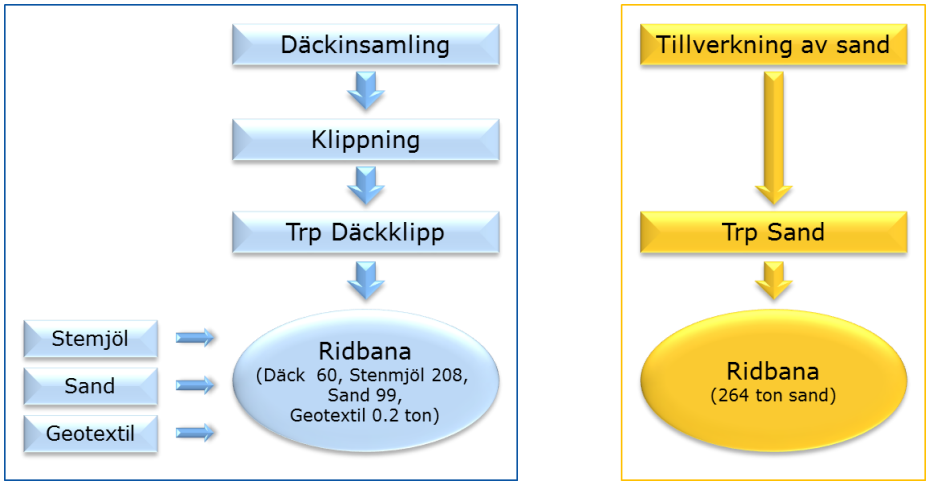


Figur 19. Konstruktionsskiss för lagren i en ridbana (med eller utan sviktlager).

Information kring uppbyggnad och material tillhandahölls av flera aktörer [Roepstorff, 2012; Redox, 2012].

4.2 Processträd

Processträden för respektive scenario innefattar hantering av återvunna däck, råvaruutvinning samt produktion av de alternativa materialen (Figur 20). Dock omfattar studien inte själva byggandet och underhållet av anläggningen eller sluthantering av konstruktionen och materialen. De data som har använts redovisas i avsnitt 4.4.



Figur 20. Processträd (inkluderade processteg) för ridbanans två scenarier, med de ingående materialen; däckklipp, stenmjöl, sand och geotextil, respektive enbart sand. För bra överskådlighet visas inte alla transporter.

4.3 Funktionell enhet

För ridbanan visade det sig att det förelåg en funktionsskillnad mellan scenarierna. En ridbana av enbart sand sliter mer på hästens ligament, än en ridbana med ett sviktlager av däckklipp [Roepstorff, 2012]. Trots detta har vi ändå valt att inkludera jämförelsen av de två scenarierna i studien. Därför är begreppet ”beräkningsbas” mer korrekt än funktionell enhet. Denna valdes till 800 m^2, vilket motsvarar en vanlig *inomhusridbana*. De materialmängder detta motsvarar i de olika scenarierna redovisas i Tabell 12.

Tabell 12. Mängd material som motsvarar den funktionella enheten för ridbanan.

Scenario	Material	Mängd [ton]
Däck	Däckklipp	60
	Stenmjöl	208
	Geotextil	0.15
	Sand	99
Sand	Sand	264

Detaljerade uppgifter och referenser till beräkningarna av de olika materialmängderna finns redovisade i ett elektroniskt appendix som tillhandahålls uppdragsgivarna i detta projekt och som beskrivs i Appendix 2.

4.4 Inventering av data

4.4.1 Inledning

RangSells samlar in och bearbetar däcken till klipp som sedan köps av den som vill bygga en anläggning. De data som samlats in från dessa aktörer och bearbetningen av dessa data redovisas inte i detalj i denna rapport, men finns att tillgå i ett det elektroniska appendixet.

Data för material redovisas under respektive avsnitt. Data för energi och transporter har hämtats som generiska data ur följande källor:

- Produktion och förbränning av bränslen samt transporter: LCA-programmet Gabis databas [PE Int].
- Produktion av elektricitet: I den här studien är endast el producerad i Sverige relevant. Här har data för svensk genomsnittsel använts. Elstatistik för mixen av energikällor hämtades från International Energy Agency (IEA). Elproduktionsdata för de olika energikällorna hämtades från EcoInvent-databasen [EcoInvent].

4.4.2 Däckscenariot

Insamling av däck

Enligt RagnSells [RagnSells, 2012] är en genomsnittlig insamlingsrunda ca 200 km, med tom uttransport och relativt hög lastgrad. Lastgrad definieras som lastens vikt delat på den maximala vikt fordonet kan ta i last. Man kör oftast till en större däckverkstad först för att fylla så mycket som möjligt och fyller eventuellt på ytterligare hos en eller flera små verkstäder på vägen tillbaka. Hur långt lastbilen kör tom innan första stoppet varierar från fall till fall och det är svårt att göra en exakt bedömning av hur det ser ut i genomsnitt.

Lastbilen antogs köra tom halva sträckan och full halva sträckan och lastgraden för den fulla bilen antogs vara 75 %. Detta beräknades som att köra 200 km med 38 % lastgrad.

Klippning av däck

RagnSells har sex stycken klippningsanläggningar i Sverige, en mobil dieseldriven och fem eldrivna enheter. Information om den genomsnittliga energiförbrukningen (20 kWh el/ton däckklipp och 108.3 MJ diesel/ton däckklipp) för dessa anläggningar tillhandahölls av RangSells [RagnSells, 2012]. Av de insamlade däcken klipps 60 % med el.

Transport av däckklipp

Transport av däckklipp till ridbana antogs vara 200 km (lastbil med totalvikt 40 ton, 70 % lastfaktor).

Tillverkning och transport av övriga material

Data för tillverkning av sand, stenmjöl och geotextil (PP) har hämtats från LCA-programvaran Gabis databas [PE Int]. Geotextil antogs vara polypropen (PP) i bruksklass 3 (0.19 kg/m^2). Den transporterades 2200 km från Tyskland (lastbil med totalvikt 40 ton, 80 % lastfaktor). Sand transporterades 200 km från leverantör i Sverige (lastbil med totalvikt 40 ton, 80 % lastfaktor). Stenmjöl transporterades 200 km från leverantör i Sverige (lastbil med totalvikt 40 ton, 80 % lastfaktor).

4.4.3 Sandscenariot

Data för tillverkning av sand har hämtats från LCA-programvaran Gabis databas [PE Int]. Sand antogs bli transporterad 200 km från leverantör i Sverige (lastbil med totalvikt 40 ton, 80 % lastfaktor).

4.4.4 Funktionsskillnad mellan scenarierna

Det ansågs föreligga en funktionsskillnad mellan de två materialalternativen [Roepstorff, 2012]:

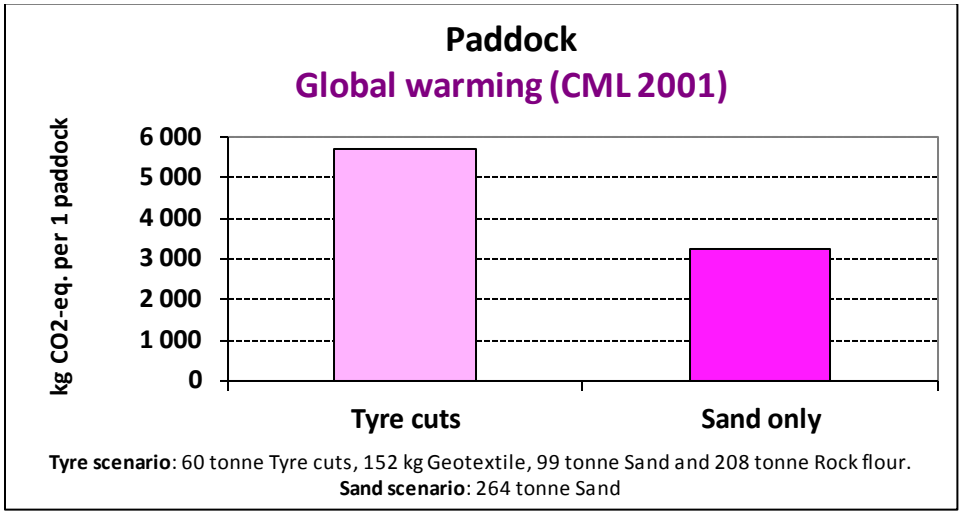
- Däckscenario: Ett sviktlager av däckklipp som skonar hästens ligament.
- Sandscenario: En klassisk sandbana utan sviktlager som är billigare och enklare att bygga, men sliter mer på hästens ligament.

Trots denna funktionsskillnad görs ändå en jämförelse mellan ridbana med däckklipp respektive med sand, men man bör ha i åtanke att det finns en ytterligare aspekt att beakta, nämligen hästen. Att försöka kvantifiera slitning på hästens ligament i termer av miljöpåverkan låg utanför denna studies gränser och skulle troligtvis vara komplicerat att göra.

4.5 Resultat

I detta avsnitt presenteras miljöpåverkan i form av Klimatpåverkan (GWP) för de två scenarierna samt även användningen av Icke förnybara energiresurser. Resultaten för Övergödning, Försurning samt Marknära ozon uppvisar samma trend som Klimatpåverkan och Icke förnybara energiresurser, varför dessa presenteras i en bilaga (Appendix 3).

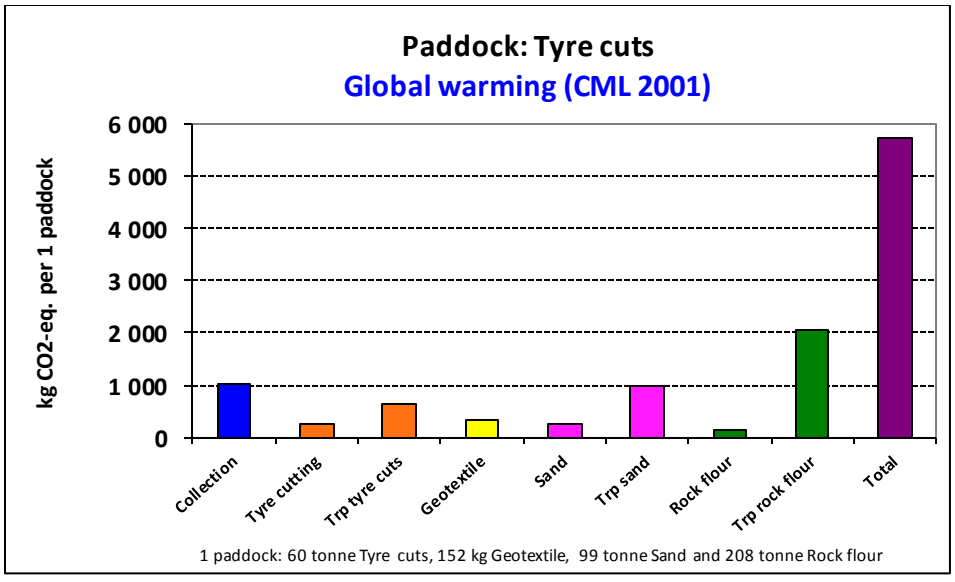
4.5.1 Klimatpåverkan



Figur 21. Klimatpåverkan [kg CO_2-ekvivalenter/ridbana] för de två studerade scenarierna. Siffor nedanför diagram anger mängderna av material för respektive scenario.

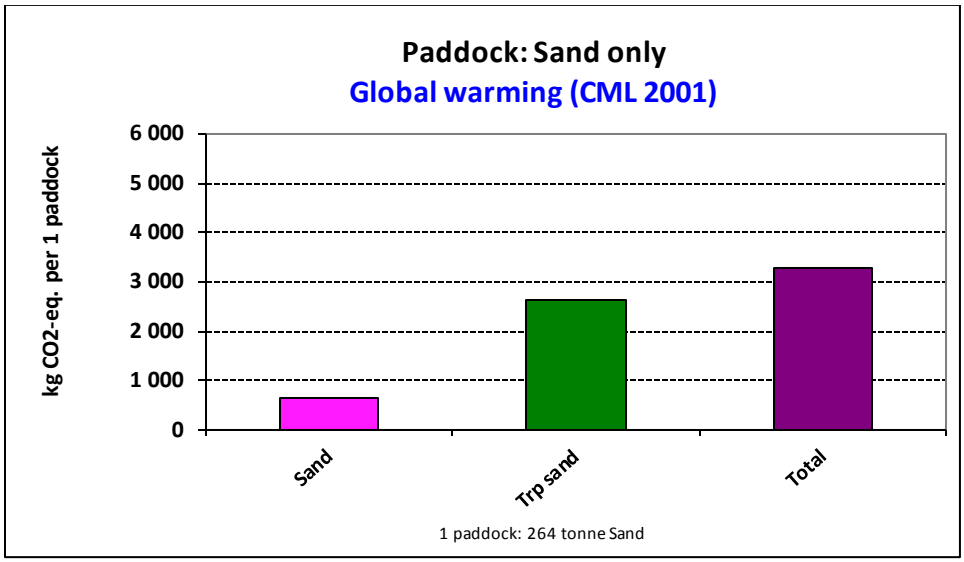
Resultaten för ridbanan (Figur 21) talar för det alternativa materialet, sand. Dock skall återigen noteras skillnaden i funktion och antal ingående material mellan de två scenarierna.

Skillnaden i GWP mellan scenarierna motsvarar utsläppen från 11 ToR-resor med bil mellan Stockholm och Göteborg.



Figur 22. Klimatpåverkan [kg CO_2-ekvivalenter/ridbana] för däckscenariot uppdelat i livscykelfaser.

Transporten av stenmjöl är den största posten i däckscenariot, och utgör 36 % av totala GWP (Figur 22). Detta förklaras av den energiåtgång som krävs för att transportera det. Stenmjöl är den materialpost i konstruktionen som utgör den största mängden, 208 ton. Insamling av däck och transport av sand utgör 18 % respektive 17% av totalen.

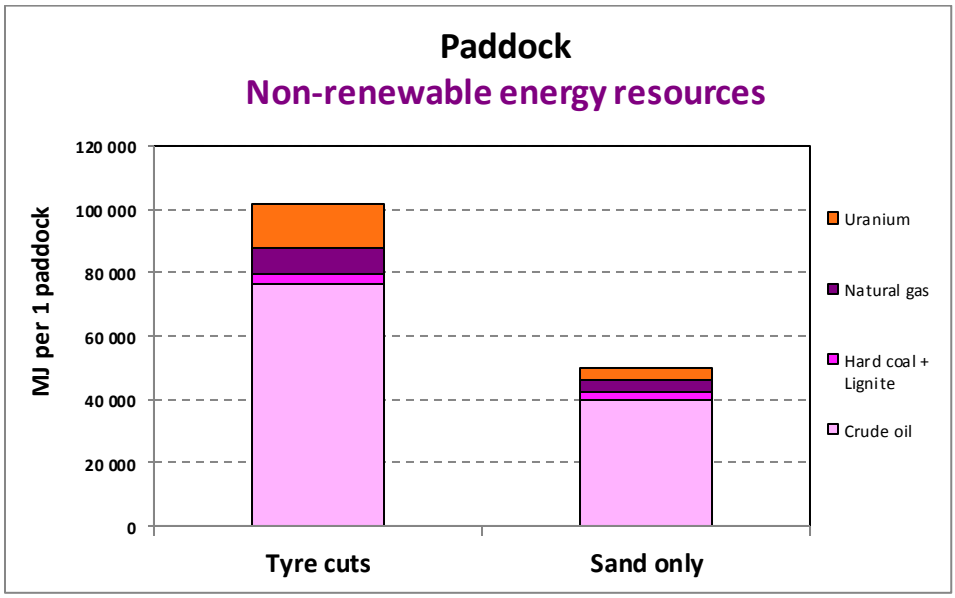


Figur 23. Klimatpåverkan [kg CO_2-ekvivalenter/ridbana] för sandscenariot uppdelat i livscykelfaser.

Sandscenariot består bara av två aktiviteter, där transporten av sand utgör 80 % på grund av den stora mängden material (Figur 23).

4.5.2 Icke förnybara energiresurser

Resultaten för Icke förnybar energi (Figur 24) följde i stort sett samma mönster som resultaten för GWP, dvs. resultaten talar för det alternativa materialet.



Figur 24. Icke förnybar energi [MJ] för de två studerade scenarierna. Staplarna har delats upp så att man kan se de inbördes bidragen från resurserna uran, naturgas, kol och råolja.

4.6 Känslighetsanalys

För att se vilken betydelse vissa aspekter eller antaganden har för resultatet utfördes en känslighetsanalys där nya resultat för Klimatpåverkan (GWP) beräknades och jämfördes med de tidigare beräkningarna (basfallen).

Den förändring som beaktas i känslighetsanalysen för Ridbana är ”Inkludera däcktillverkning”.

4.6.1 Inkludera däcktillverkning

Det är rimligt att som i studiens basfall exkludera själva däcktillverkningen då däckets syfte är att användas på en bil. Vår studie handlar om vad man kan göra med däcket när det tjänat detta syfte. Till exempel Internationella EPD-systemet är tydligt med att tillverkning av föregående produkt inte ska belasta den produkt som använder återvunnet material [IVL, 2012]

Samma avgränsning gjordes i den tidigare systemanalysen av däckmaterial [Hallberg et al, 2006]. Då ifrågasattes det dock att tillverkningen av däcken var exkluderad. I den internationella utvecklingen av standarder och praxis, diskuteras andra metoder vid beräkning av miljöpåverkan för avfallsmaterial, där ett förslag är att den användningsfas som är sist i kedjan av flera återvinningscykler, ska bära miljöpåverkan från materialets ursprungliga tillverkning. För att få en uppfattning om hur detta skulle kunna påverka resultaten i vår studie, gjordes känslighetsanalys på detta, fast med en del av miljöpåverkan från tillverkningsfasen och inte hela.

E ekonomisk allokeringsmodell valdes i den här känslighetsanalysen. I samråd med SDAB noterades att den avgift som man lägger på priset för nya däck för att täcka kostnaden för dess sluthantering är ca 1.5 % av däckens försäljningspris. Därför allokerade vi i vårt fall 1.5 % av däckets miljöpåverkan från tillverkningen till användningen av uttjänta däck. Modellen för tillverkning av ett ton däck baseras på uppgifter om dess sammansättning från ETRMA [ETRMA, 2012] samt ”Varudeklaration gummiklipp” [Edeskär, 2010]. Information om däcktillverkningen är baserad på sammansättningen som visas i Tabell 13.

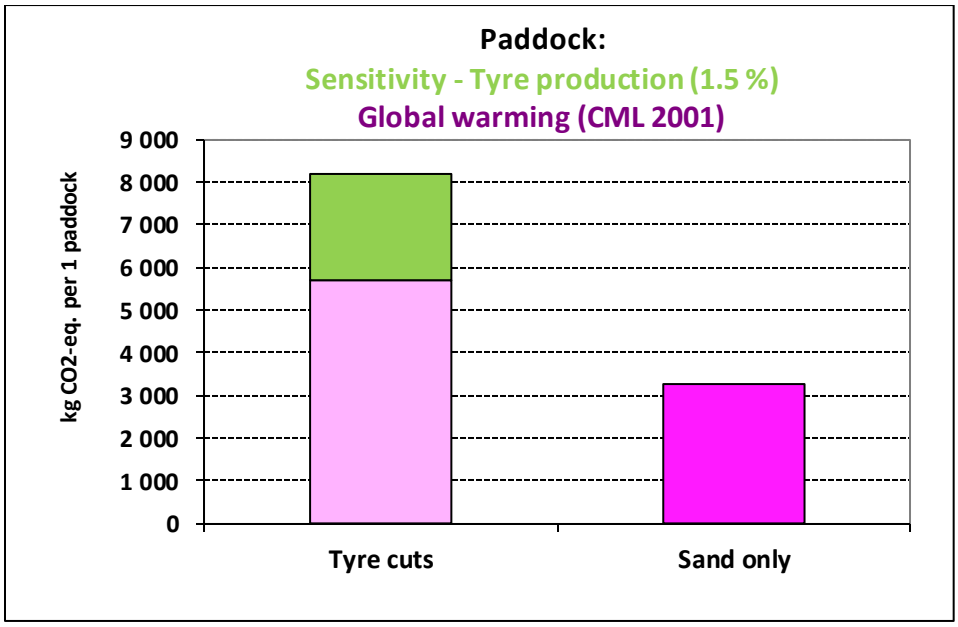
Tabell 13. Däcksammansättning inklusive stål och textil, eftersom detta ingår i däckklippet.

Material/ämne	%
Syntetiskt gummi (SBR)	25
Naturgummi	17
Kimrök	24
”Krita” (Kiselförening)	5
Svavel	1.3
Zinkoxid	1.6
Återvunnet gummi	0.5
Additiver	9.2
Stål	11.5
Textil	4.9

Tillverkningen av de i däcken ingående materialen[9] resulterade i en miljöpåverkan på 2763 kg CO_2-ekv/ton, vilket motsvarar 41.5 kg CO_2-ekv/ton vid en 1.5 % allokering (Figur 25). Om detta allokeras

[9] För uppströms data har en mycket grov uppskattning gjorts.

till däckklippet så ökar total GWP för *Ridbana* från 5 700 till 8 200 kg CO_2-ekv. Detta påverkar jämförelsen något då skillnaden mellan scenarierna ökar ytterligare. Skillnaden i GWP mellan scenarierna motsvarar nu utsläppen från 22 ToR-resor med bil mellan Stockholm och Göteborg.



Figur 25. Klimatpåverkan [kg CO_2-ekvivalenter/ridbana] för känslighetsanalysen av de två studerade scenarierna, där däcktillverkning inkluderats.

4.7 Diskussion och slutsatser

Det föreligger en funktionsskillnad mellan alternativen konventionell ridbana med sand och konstruktionen där däckklipp används och detta bör beaktas vid tolkningen av resultaten. En ridbana med däckklipp innehåller ett sviktlager som spar på hästen ligament. Man bör alltså ha i åtanke att det finns en ytterligare aspekt att beakta, nämligen hästen. Att försöka kvantifiera slitning av hästens ligament i termer av miljöpåverkan låg utanför denna studies gränser och skulle troligtvis vara komplicerat att göra. Konstruktionen är därmed mer komplicerad och det krävs mer av olika material för att bygga den.

En ridbana med däckklipp ger enligt resultaten en större GWP än en konventionell ridbana. Denna slutsats gäller även för de övriga påverkanskategorierna.

Inkluderas 1.5 % av miljöpåverkan som härrör från däcktillverkningen ökar miljöpåverkan från däckscenariot och blir tre gånger större istället för knappt dubbelt så stor som det konventionella alternativet, dvs. en väsentlig påverkan på jämförelsen sker.

REFERENSER

DIN (2002). DIN V 18035-7:2002-06, www.din.de

EcoInvent. Swiss Centre for Lifecycle Inventories - a Competence Centre of ETHZ, EPFL, PSI, Empa and ART

Edeskär, Tommy. 2004a. Miljöbedömning av gummiklipp i ridbanor. Avd för geoteknik, Luleå tekniska universitet

Edeskär, Tommy. 2004b. Miljöbedömning av gummiklipp i hoppbanor. Avd för geoteknik, Luleå tekniska universitet

Edeskär, Tommy. 2006. Use of tyre shreds in civil engineering applications. Luleå tekniska universitet, doktorsavhandling

Edeskär, Tommy. 2010. Varudeklaration gummiklipp

Edeskär, Tommy. 2012. Forskare Luleå tekniska universitet, personlig kommunikation

Ekvall et al, 2006. Lakegenskaper för naturballast - Bergmaterial och moräner. RVF rapport 2006:06

ETRMA, 2012. Jean-Pierre Taverne, teknisk koordinator, personlig kommunikation

Gezolan, 2012. Joseph Roger, personlig kommunikation

Hallberg et al, 2006. Comparative life cycle assessment of the utilisation of used tyres. CIT Ekologik & IVL Svenska Miljöinstitutet

Intron, 2007. ENVIRONMENTAL AND HEALTH RISKS OF RUBBER INFILL - rubber crumb from car tyres as infill on artificial turf, English summary.
http://www.intron.nl/files/INTRON%20report%20rubber%20infill%20summary.pdf

Lindfors, Jelse, Ekvall, Eriksson, Rydberg, 2012. The ILCD Handbook in a NUTSHELL - A brief analysis of the ILCD Handbook and the Draft Guidance on Product Environmental Footprint. IVL Report B2020.

Lörcher, 2012. Labresultat från Institut Dr Lörcher, Ludwigsburg, Tyskland, och ISA Sport, Tyskland, dok Nr 25110107 Ragn Sells - rubber research PAH.PDF, 25110107 Ragn Sells - 3 x rubber research PAH.PDF.

Mácsik, Josef. 2012. Forskare Ecoloop, personlig kommunikation

Melos, 2012. Thomas Kubitza, marknadsföringschef, personlig kommunikation

Naturvårdsverket. 2002. Sammanställning av laktester för oorganiska ämnen. Rapport 5207.
http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5207-1.pdf

Naturvårdsverket. 2006. Laktester för riskbedömning av förorenade områden. Huvudrapport och underlagsrapport 1a. Rapport 5535.
http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5535-6.pdf

PE Int. 2012. Gabi 4 LCA-mjukvara och tillhörande databaser förses av PE International in Leinfelden-Echterdingen, Tyskland.

RagnSells, 2012. Anders Lindblom, avdelningschef däck; Johan Stenberg, affärsutvecklare, personlig kommunikation

Redox, 2012, Lars Jönsson, entreprenör, personlig kommunikation

Roepstorff, Lars. 2012. Forskare SLU, personlig kommunikation

SDAB, 2012. Lars Åman, personlig kommunikation

SGI. Miljölaboratoriet SGI – En beskrivning av våra laboratorietester. Swedac Ackreditering 1148. http://www.swedgeo.se/upload/Publikationer/%C3%96vrigt/pdf/SGI-Milj%C3%B6lab.pdf

Spentab, 2012. Stefan Otterström, VD, personlig kommunikation

Strandberg, Johan. 2012. Forskare/konsult IVL Svenska Miljöinstitutet, personlig kommunikation

Stripple, Håkan. 2001. Life Cycle Assessment of Road - A Pilot Study for Inventory Analysis. IVL-rapport B 1210 E, Andra upplagan

Terra Sportstech, 2012. Bart Wijers, teknisk kontaktperson, personlig kommunikation

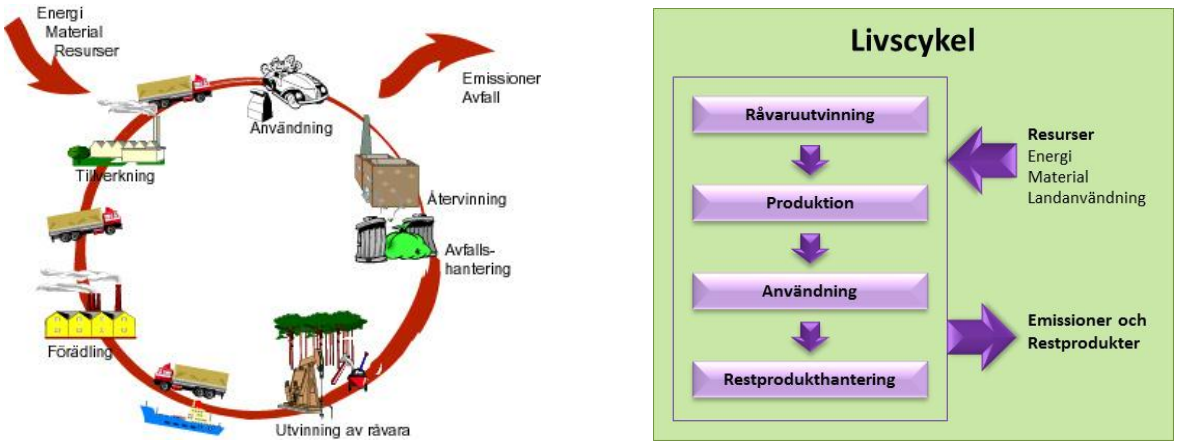
Westerberg, Bo, Mácsik, Josef. 2001. Laboratorieprovning av gummiklipps miljögeotekniska egenskaper. Avdelningen för Geoteknik, Luleå tekniska universitet. Teknisk rapport 2001:02

1 APPENDIX 1: Livscykelanalys

Livscykelanalys (LCA) är en sammanställning och utvärdering av relevanta inflöden och utflöden från ett produktsystem samt utvärdering av de potentiella miljöeffekterna hos produktsystemet över hela dess livscykel (ISO 14040:2006 and 14044:2006). Med inflöden och utflöden avses användning av naturresurser respektive generering av emissioner och restprodukter som är knutna till systemet.

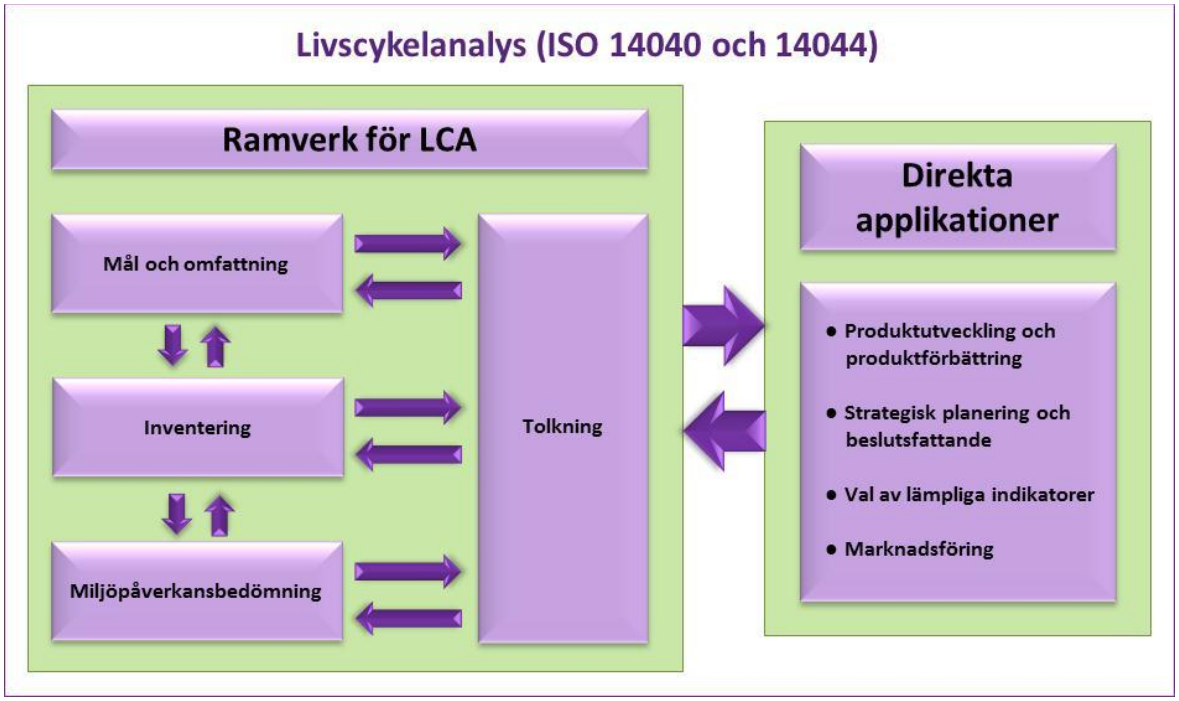
Livscykeln utgör ett tekniskt system bestående av processer och transporter i alla stadier från och med uttag av naturresurser till och med slutligt omhändertagande av produkten samt kvittblivning av restprodukter (avfallshantering och återvinning).

LCA kallas ibland ”vagga-till-graven-analys” (Figur 26).



Figur 26. Illustration av ett LCA system.

En livscykelanalys består av fyra faser, vilka enligt ISO-standarden benämns; definition av målsättning och omfattning, inventeringsanalys, miljöpåverkansbedömning och tolkning av resultaten (Figur 27).



Figur 27. LCA-studiens faser.

Mål och omfattning

I första fasen beskrivs målsättningen med studien. Denna skall entydigt beskriva den avsedda tillämpningen, skälen till att utföra studien samt den tilltänkta mottagaren, d.v.s. till vem resultaten av studien avses att förmedlas. Vidare definieras studiens omfattning. Här ingår följande:

- att beskriva det eller de produktsystem som studeras
- produktsystemets funktion (vilken eller vilka nyttor genereras? - kan vara en eller flera)
- den funktionella enheten (beräkningsbasen)
- systemgränserna
- datakrav, krav på datakvalitet, antaganden, begränsningar
- eventuella allokeringar (t ex fördelning av miljöpåverkan mellan produkter och bi-produkter)
- metodiken för miljöpåverkansbedömning
- efterföljande tolkning
- typ av kritisk granskning om detta tillämpas samt typ samt format på rapporten som krävs för studien

Omfattningen av studien kan behöva justeras allteftersom studien genomförs och mer information samlas in; LCA är således en iterativ teknik.

Inventering

Inventeringsanalysen innefattar datainsamling, tolkning och bearbetning av data samt beräkningar för att kvantifiera relevanta inflöden och utflöden för produktsystemet över hela dess livscykel. Resultatet från inventeringsanalysen utgör också indata till miljöpåverkansbedömningen. En inventeringsanalys genomförs iterativt. I allmänhet är det först när en första miljöpåverkansbedömning är gjord som de delar av livscykeln som ger störst potentiell miljöpåverkan är identifierade, och därför kräver extra uppmärksamhet i inventeringen. Ibland uppmärksammas uppgifter och information som kräver en förändring av själva målsättningen med eller omfattningen av studien.

Miljöpåverkansbedömning

I miljöpåverkansbedömningen (life cycle impact assessment (LCIA) på engelska) utvärderas betydelsen av de miljöeffekter som produktsystemet potentiellt bidrar till. Först väljs de miljöpåverkanskategorier (t ex klimatpåverkan) som skall inkluderas i studien, liksom de kategoriindikatorer (t ex gram koldioxidekvivalenter) som skall användas för att beskriva denna miljöpåverkanskategori. Därefter görs klassificeringen, som innebär att de parametrar som erhålls i inventeringen sorteras efter vilka miljöpåverkanskategorier de potentiellt bidrar till. I nästa steg, karaktäriseringen, kvantifieras det potentiella bidraget till respektive miljöeffekt. Ett och samma utsläpp kan bidra till flera miljöeffekter parallellt. Denna bedömningsfas tar även fram information till tolkningsfasen.

Följande delar av miljöpåverkansbedömningen är enligt ISO obligatoriska:

- Val av miljöpåverkanskategorier, kategoriindikatorer och karaktäriseringsmodeller
- Fördelning av inventeringsresultat till någon miljöpåverkanskategori (klassificering)
- Beräkning av systemets bidrag till olika miljöpåverkanskategorier (karaktärisering) och

Följande delar är frivilliga:

- Beräkna storleken av karaktäriseringsresultat relativt en given referens (normalisering)
- Gruppering
- Viktning
- Analys av datakvalitet

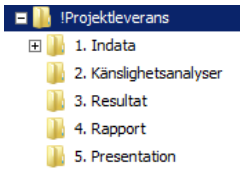
Tolkning

En tolkning av resultaten görs genom att resultatens användbarhet och fullständighet kontrolleras. De underliggande antagandenas påverkan på resultatet analyseras liksom resultatets känslighet för metodval. Betydelsen av dataluckor och använd datakvalitet skall också beskrivas i tolkningsdelen. Resultatet av känslighetsanalyser och osäkerhetsanalyser som görs i andra delar av studien skall också redovisas här.

Resultaten av tolkningen kan ta formen av slutsatser och rekommendationer till beslutsfattare i enlighet med studiens målsättning och omfattning.

2 APPENDIX 2: Datafiler

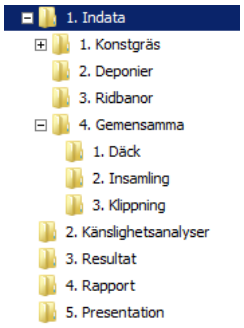
Projektet levereras i elektroniskt format och här ingår förutom rapporten och Power Point-presentationen även alla filer med indata, filerna i vilka känslighetsanalyserna har beräknats samt alla resultatfiler.



Majoriteten av filerna är på Excelformat.

Indata

De indata som har använts redovisas i Excelfiler i en **mappstruktur** som heter **1. Indata**. Det finns en mapp för varje tillämpning samt en mapp med filer för de gemensamma processerna.

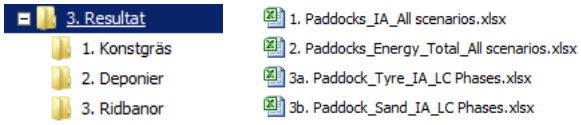


Känslighetsanalyser

Känslighetsanalyser har beräknats i Excel-filer. I mappen ligger en Word-fil (Info om känslighetsanalyser.docx) som beskriver var man hittar vad.

Resultat

Excelfiler med resultatligger i en **mappstruktur** som heter **3. Resultat**. Det finns fyra filer per tillämpning och filnamnen följer samma konvention som i bilden nedan. IA står för Impact Assessment (miljöpåverkansbedömning) dvs. den första filen innehåller resultaten för Klimatpåverkan, Försurning etc. Den andra filen innehåller energianvändningen. Filtyp nummer tre innehåller resultaten för respektive scenario uppdelat på livscykelfaser.



Rapport

Rapporten levereras i form av en pdf-fil.

Presentation

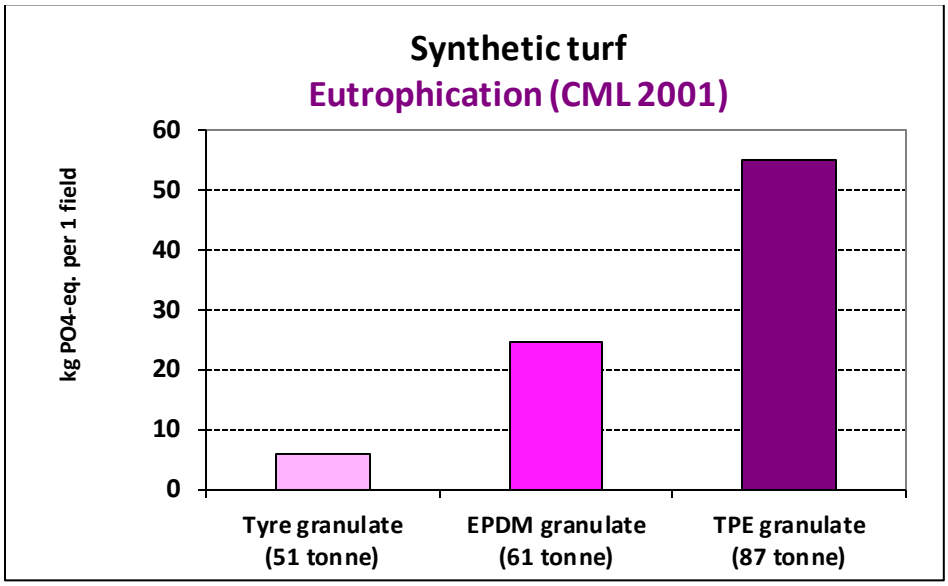
Power Point-presentationen levereras i Power Point-format.

3 APPENDIX 3: Övriga resultat

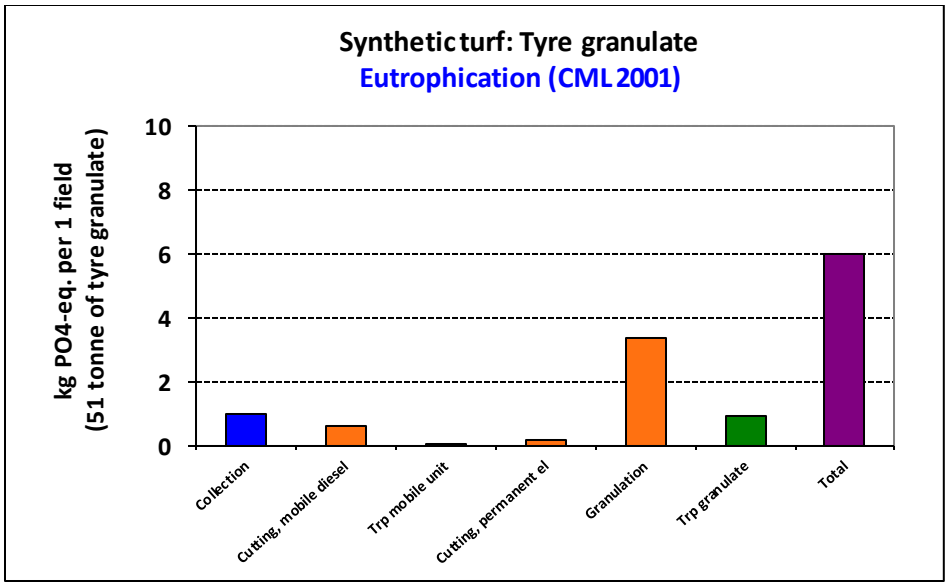
Detta appendix presenterar resultaten för de övriga miljöpåverkanskategorier, utöver GWP, som användes i studien. De presenteras under respektive tillämpning i samma ordning som i huvudrapporten. Som beskrevs i huvudrapporten, följer resultaten för Övergödning, Försurning och Marknära Ozon resultaten för GWP, och leder i princip till samma slutsatser i jämförelsen mellan scenarier inom varje tillämpning.

3.1 Konstgräsplan

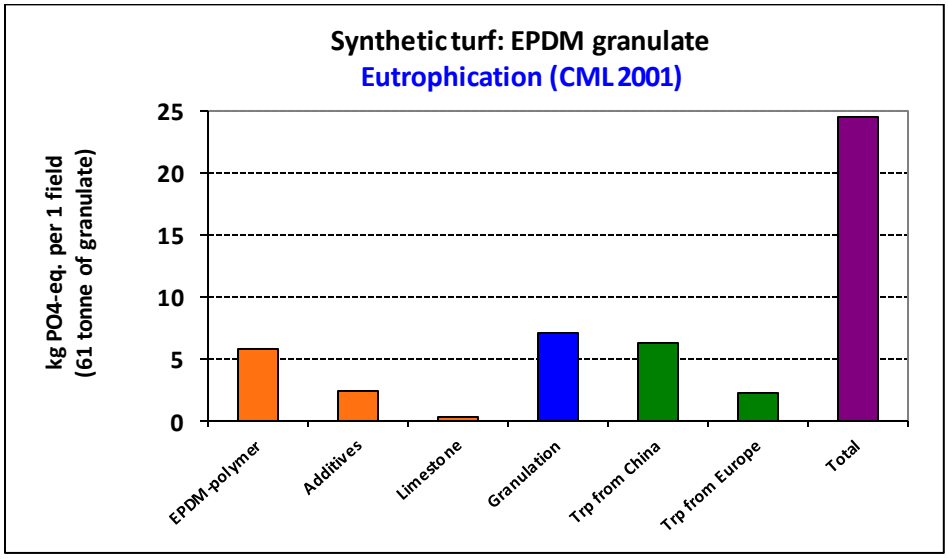
3.1.1 Övergödning



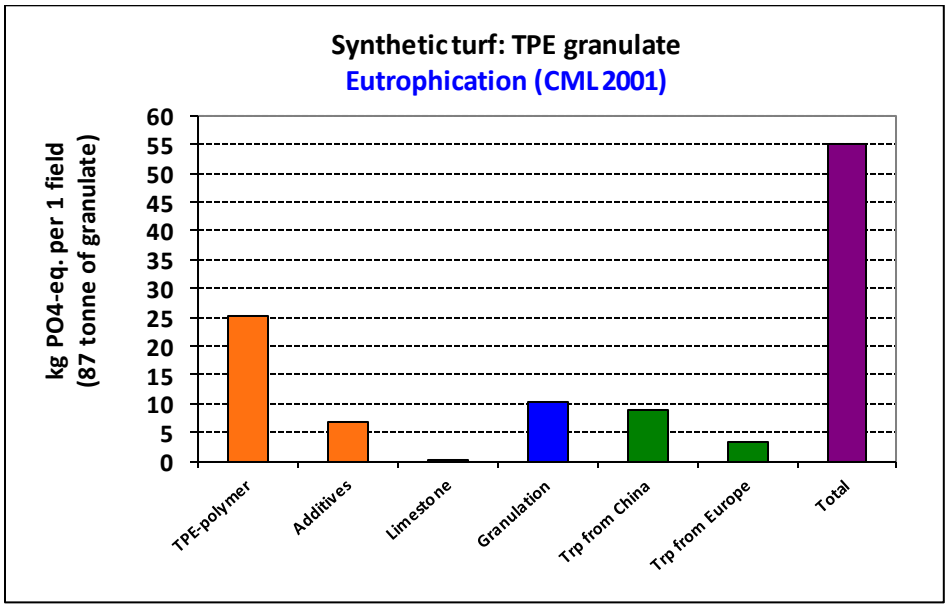
Figur 28. Övergödning [kg PO_4-ekvivalenter/konstgräsplan] för de tre studerade scenarierna.



Figur 29. Övergödning [kg PO_4-ekvivalenter/konstgräsplan] för däckscenariot uppdelat i livscykelfaser.

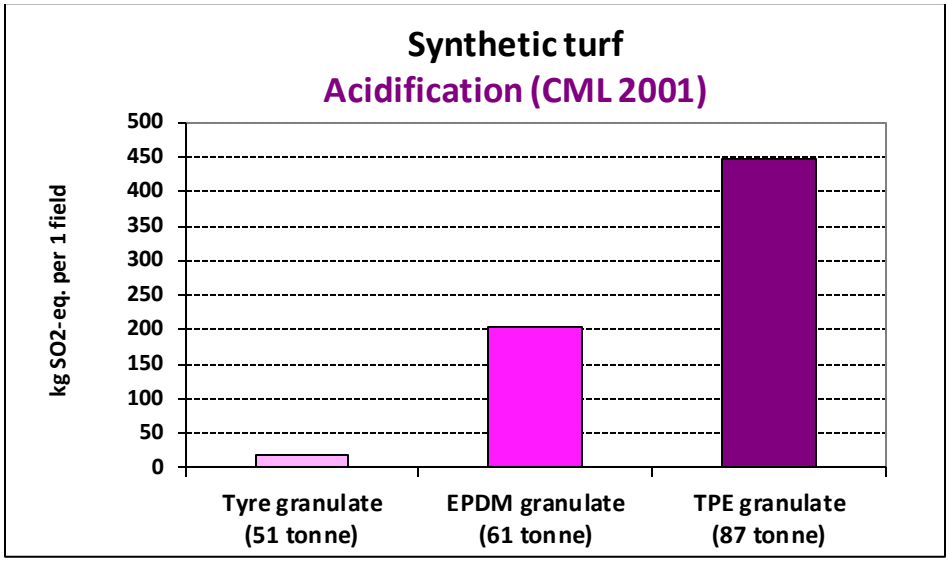


Figur 30. Övergödning [kg PO_4-ekvivalenter/konstgräsplan] för EPDM-scenariot uppdelat i livscykelfaser.

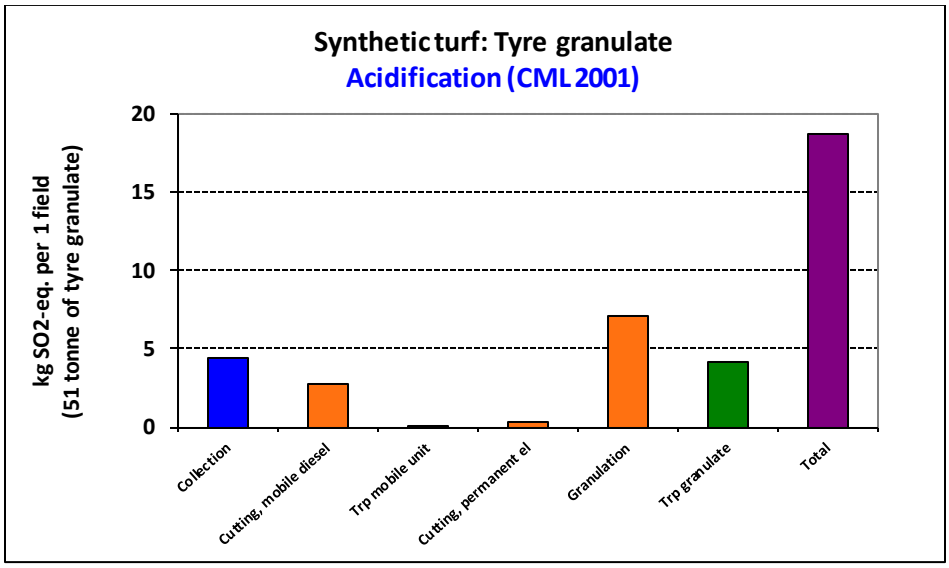


Figur 31. Övergödning [kg PO_4-ekvivalenter/konstgräsplan] för TPE-scenariot uppdelat i livscykelfaser.

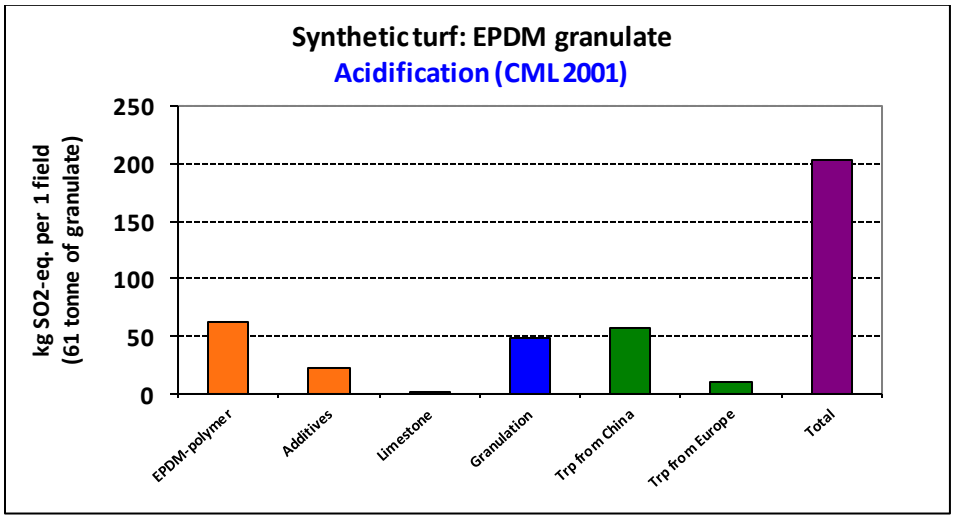
3.1.2 Försurning



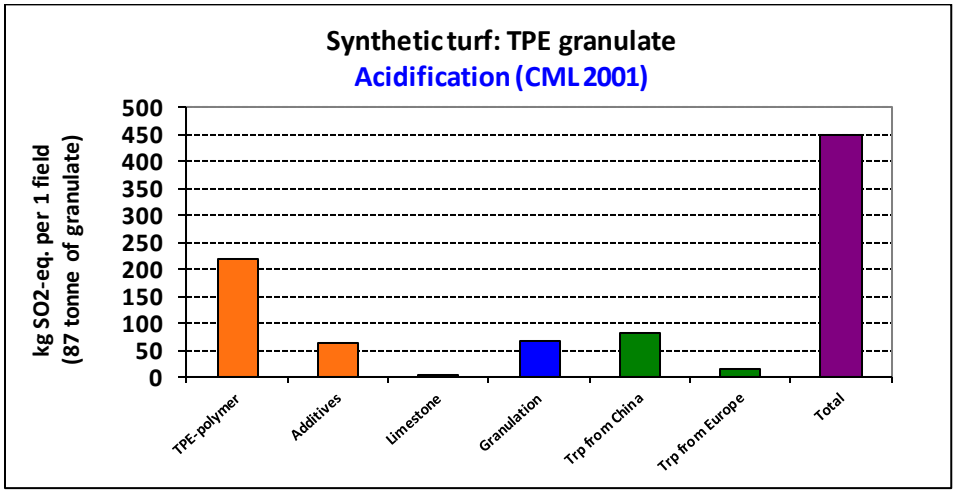
Figur 32. Försurning [kg SO_2-ekvivalenter/konstgräsplan] för de tre studerade scenarierna.



Figur 33. Försurning [kg SO_2-ekvivalenter/konstgräsplan] för däckscenariot uppdelat i livscykelfaser.

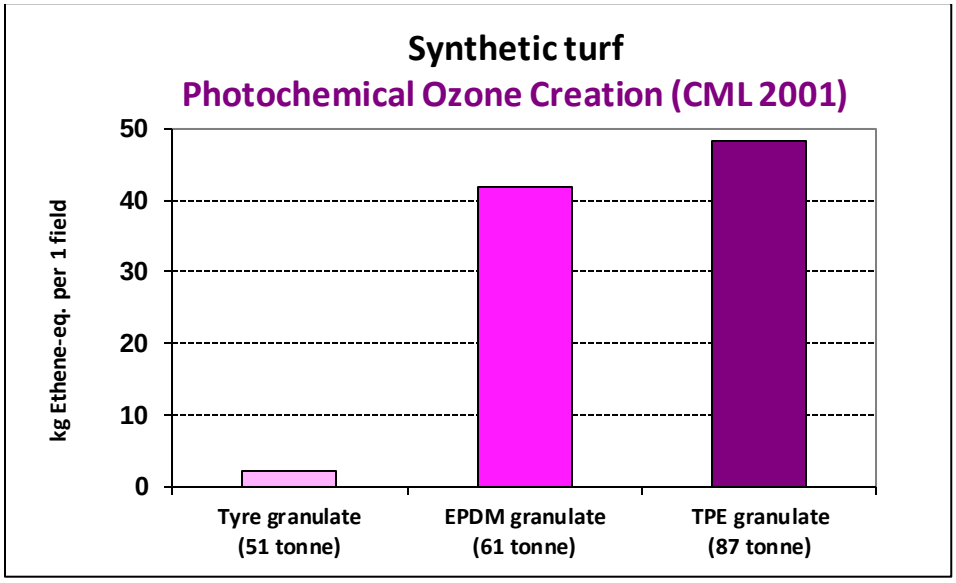


Figur 34. Försurning [kg SO_2-ekvivalenter/konstgräsplan] för EPDM-scenariot uppdelat i livscykelfaser.

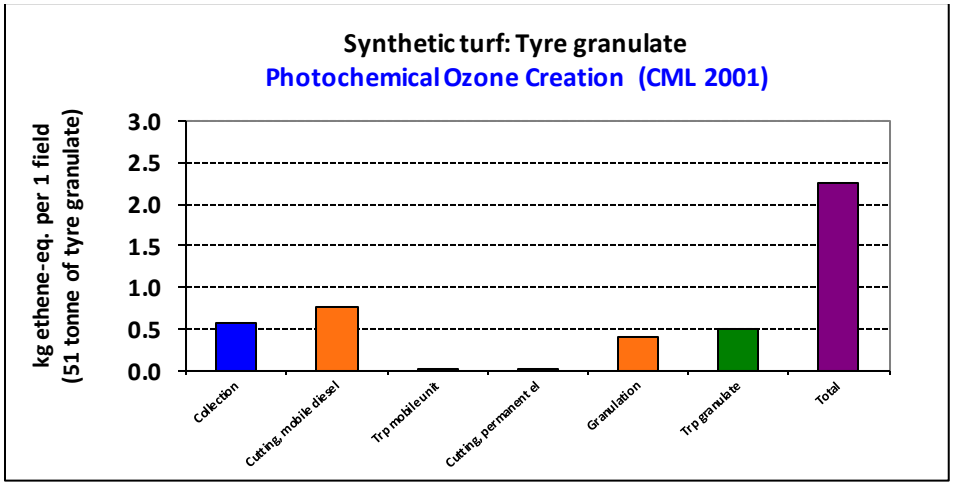


Figur 35. Försurning [kg SO_2-ekvivalenter/konstgräsplan] för TPE-scenariot uppdelat i livscykelfaser.

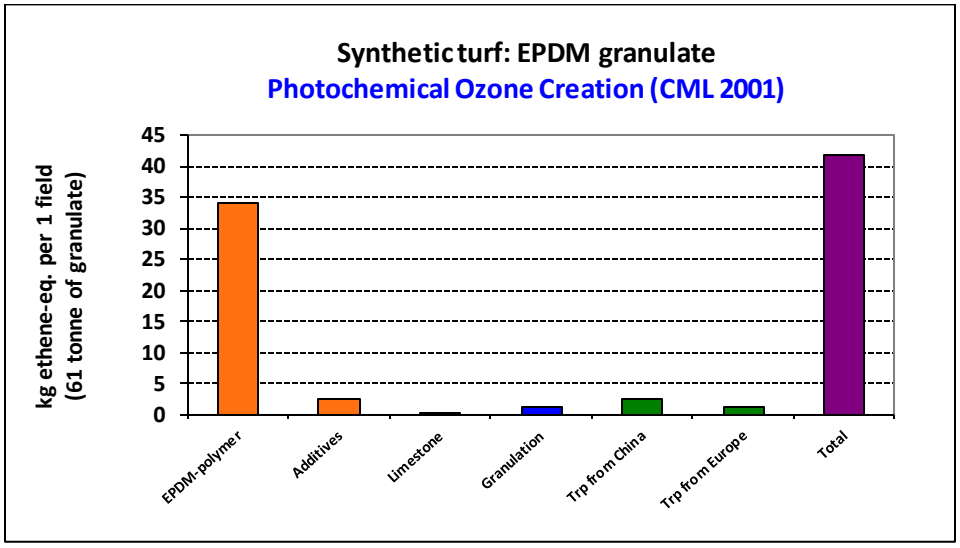
3.1.3 Marknära ozon



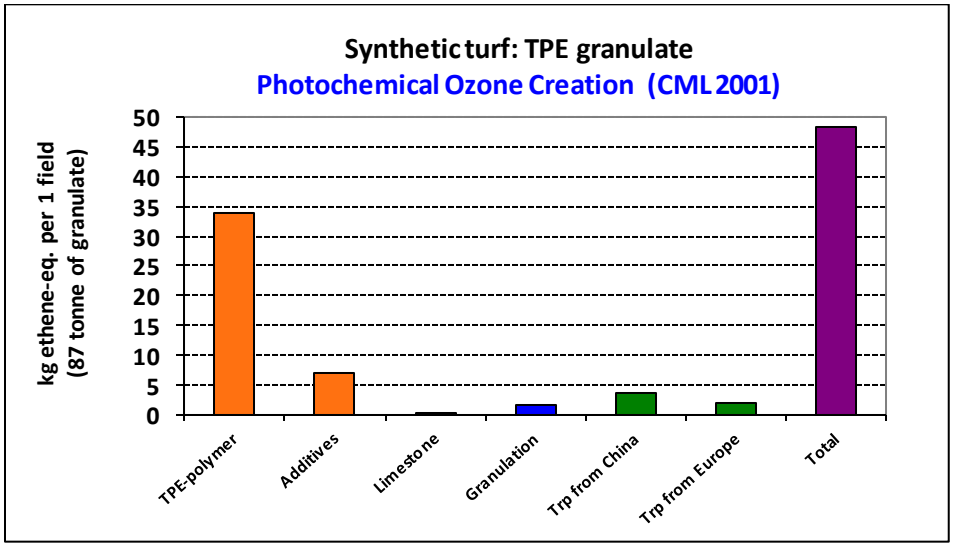
Figur 36. Marknära ozon [kg eten-ekvivalenter/konstgräsplan] för de tre studerade scenarierna.



Figur 37. Marknära ozon [kg eten-ekvivalenter/konstgräsplan] för däckscenariot uppdelat i livscykelfaser.



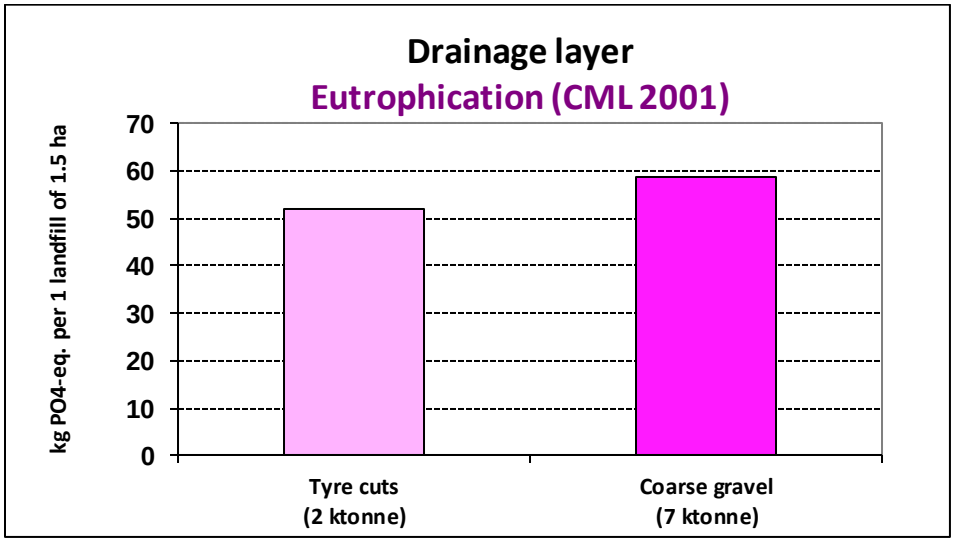
Figur 38. Marknära ozon [kg eten-ekvivalenter/konstgräsplan] för EPDM-scenariot uppdelat i livscykelfaser.



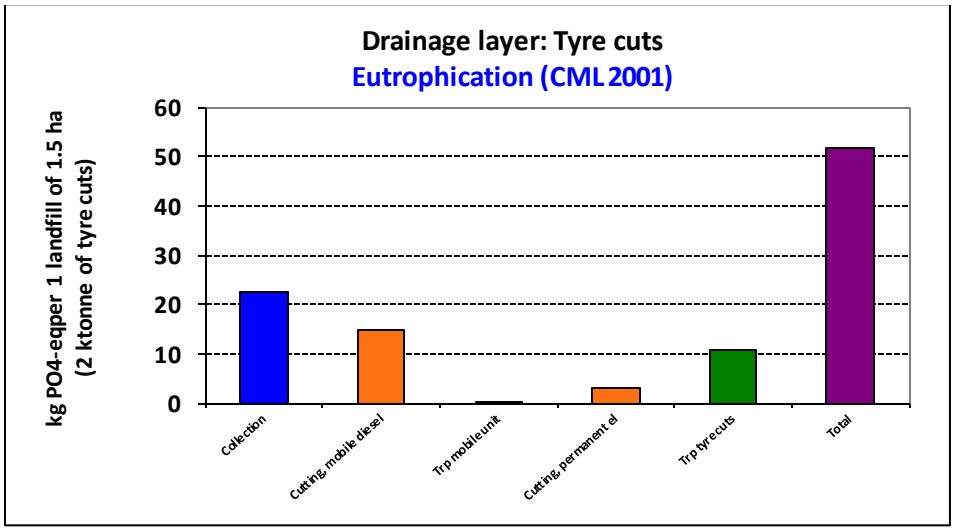
Figur 39. Marknära ozon [kg eten-ekvivalenter/konstgräsplan] för TPE-scenariot uppdelat i livscykelfaser.

3.2 Dräneringslager

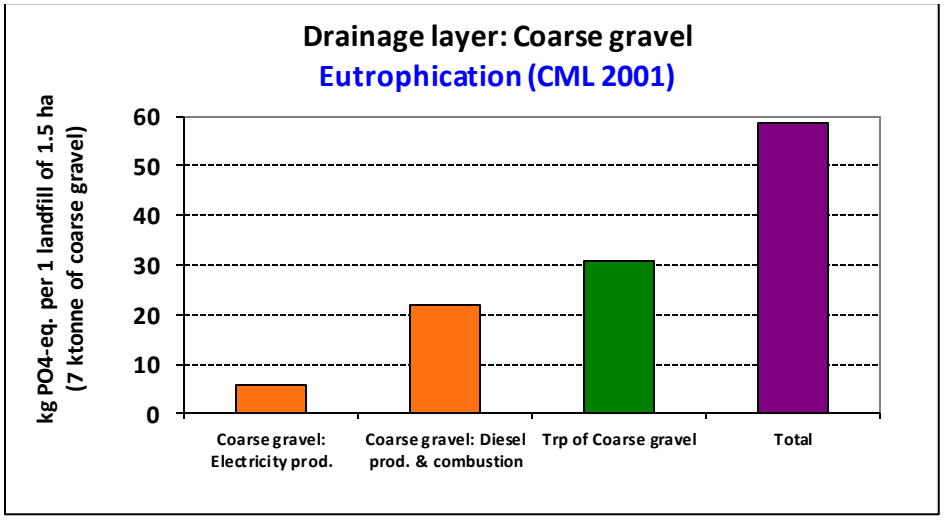
3.2.1 Övergödning



Figur 40. Övergödning [kg PO_4-ekvivalenter/deponi] för de två studerade scenarierna.

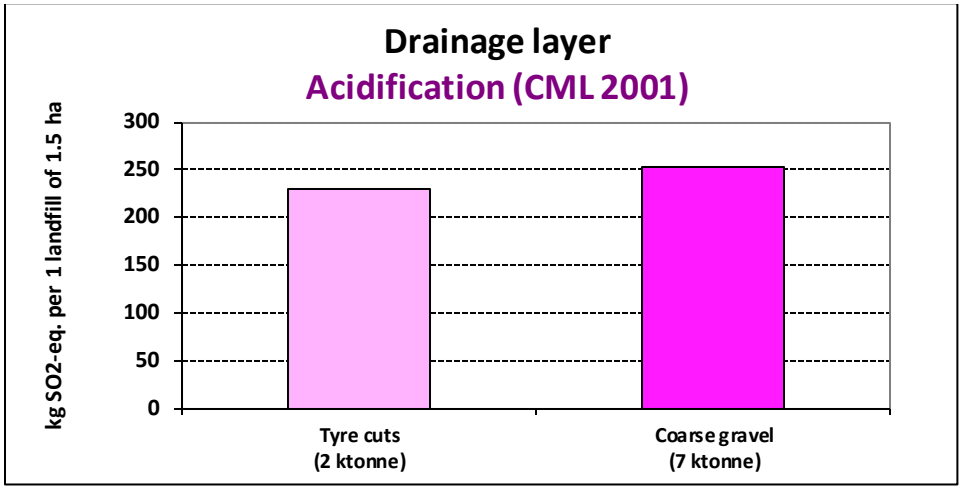


Figur 41. Övergödning [kg PO_4-ekvivalenter/deponi] för däckscenariot uppdelat i livscykelfaser.

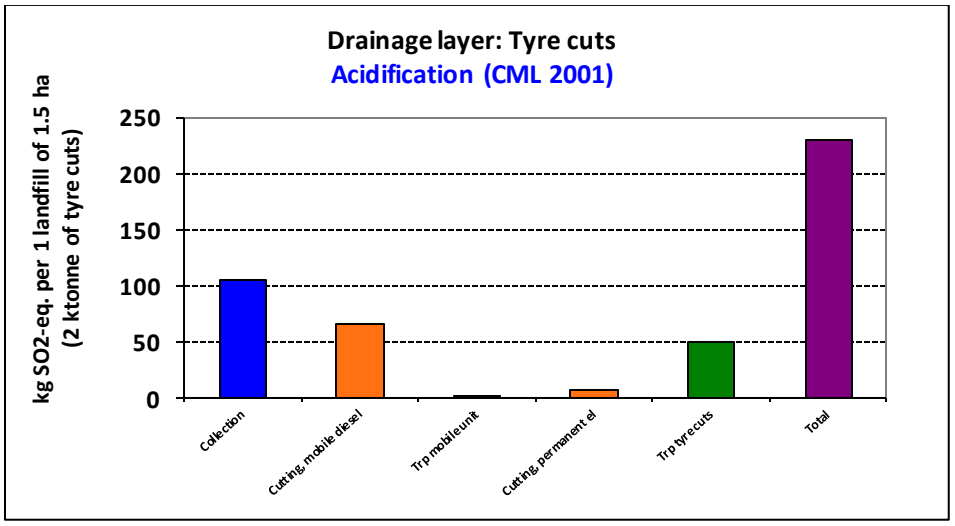


Figur 42. Övergödning [kg PO_4-ekvivalenter/deponi] för stenkrosscenariot uppdelat i livscykelfaser.

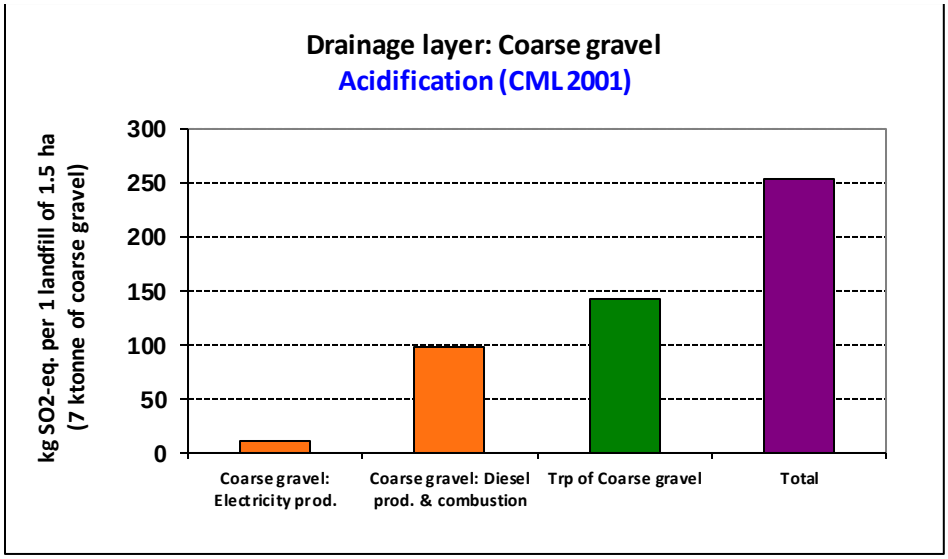
3.2.2 Försurning



Figur 43. Försurning [kg SO_2-ekvivalenter/deponi] för de två studerade scenarierna.

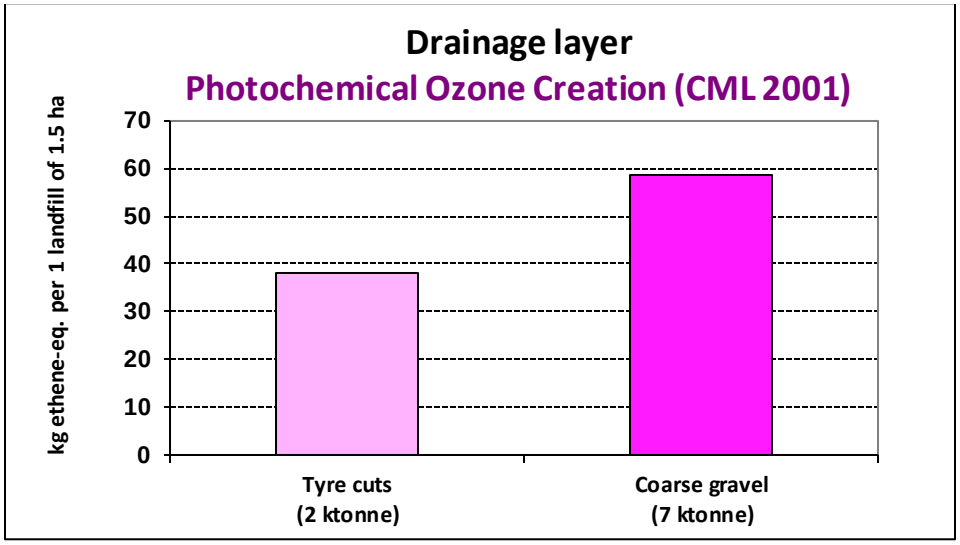


Figur 44. Försurning [kg SO_2-ekvivalenter/deponi] för däckscenariot uppdelat i livscykelfaser.

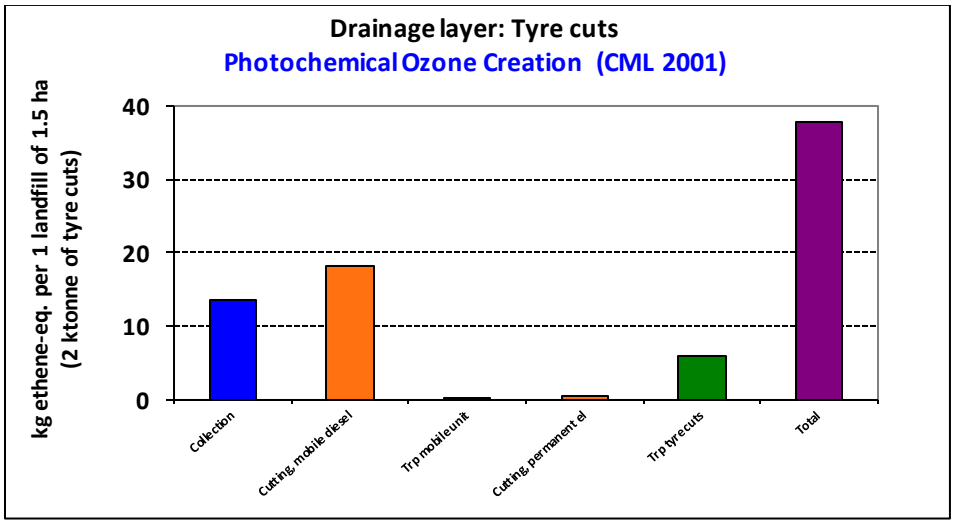


Figur 45. Försurning [kg SO_2-ekvivalenter/deponi] för stenkrosscenariot uppdelat i livscykelfaser.

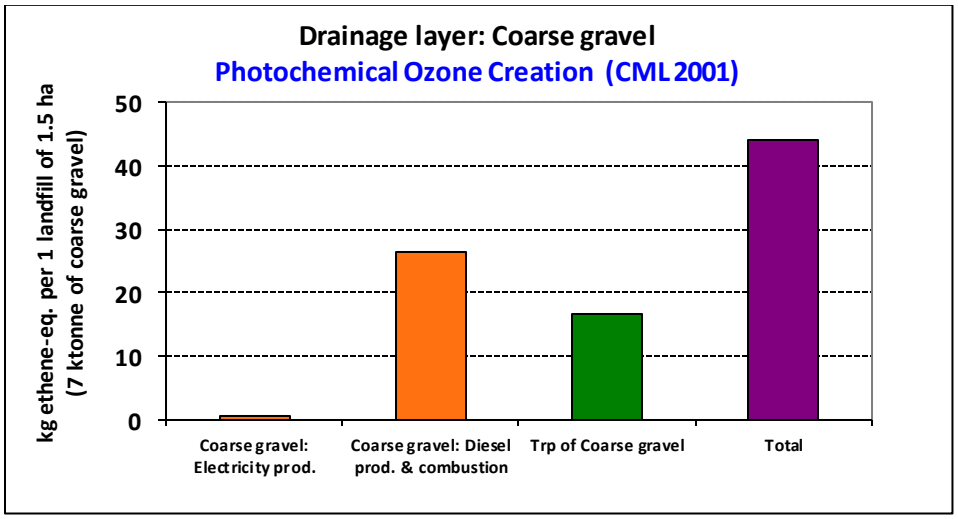
3.2.3 Marknära ozon



Figur 46. Marknära ozon [kg eten-ekvivalenter/deponi] för de två studerade scenarierna.



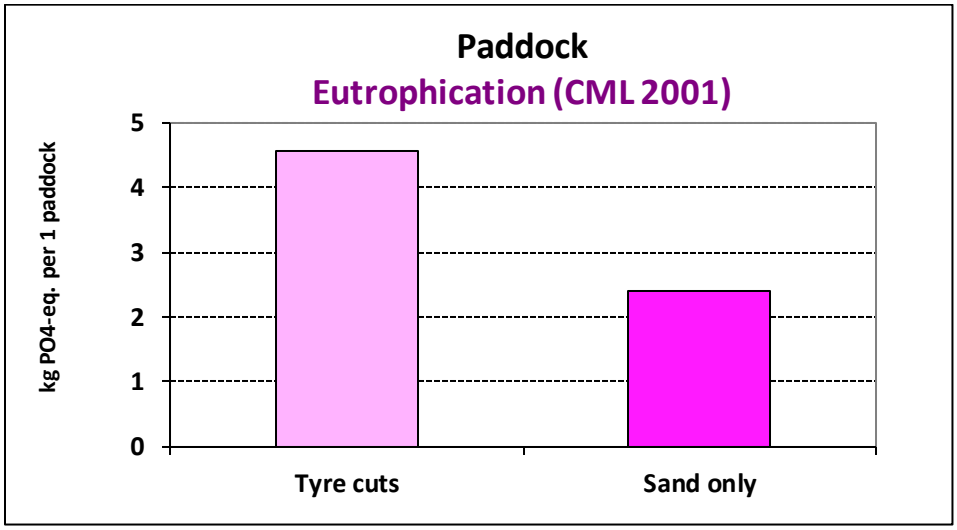
Figur 47. Marknära ozon [kg eten-ekvivalenter/deponi] för däckscenariot uppdelat i livscykelfaser.



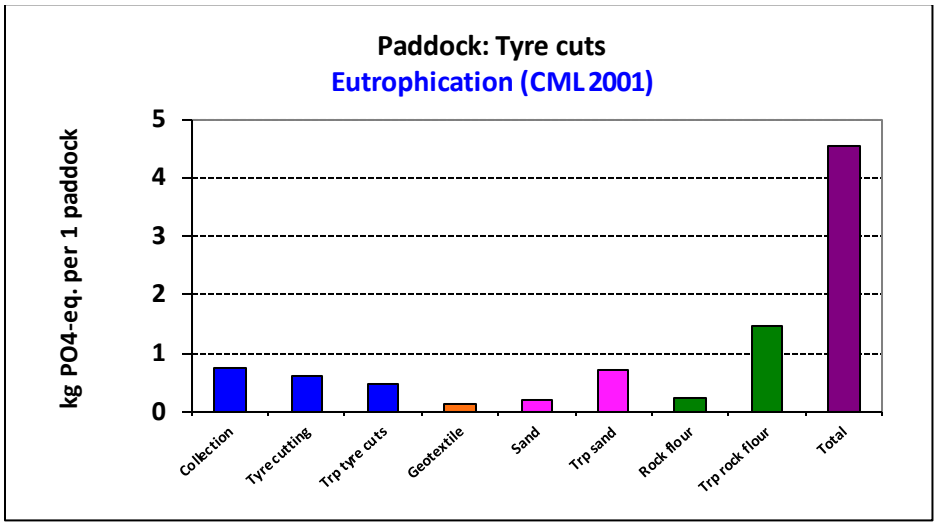
Figur 48. Marknära ozon [kg eten-ekvivalenter/deponi] för stenkrosscenariot uppdelat i livscykelfaser.

3.3 Ridbana

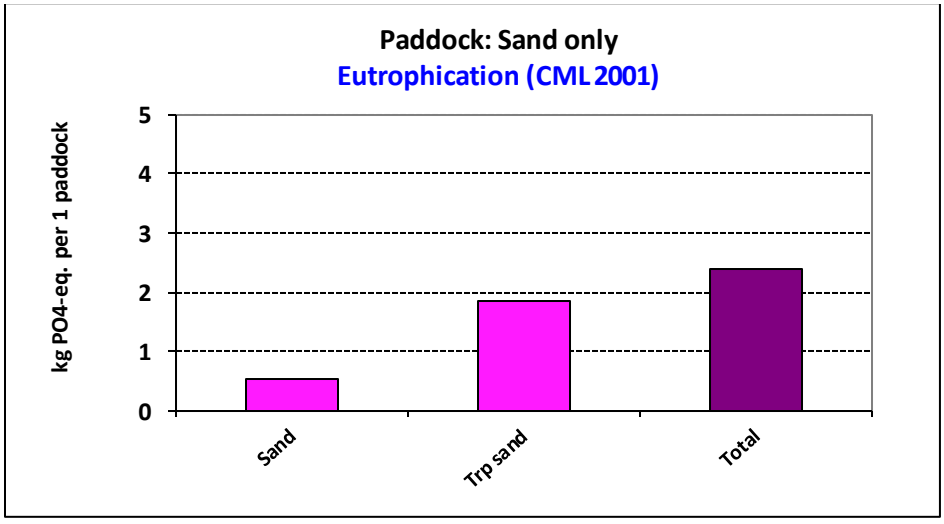
3.3.1 Övergödning



Figur 49. Övergödning [kg PO_4-ekvivalenter/ridbana] för de två studerade scenarierna.

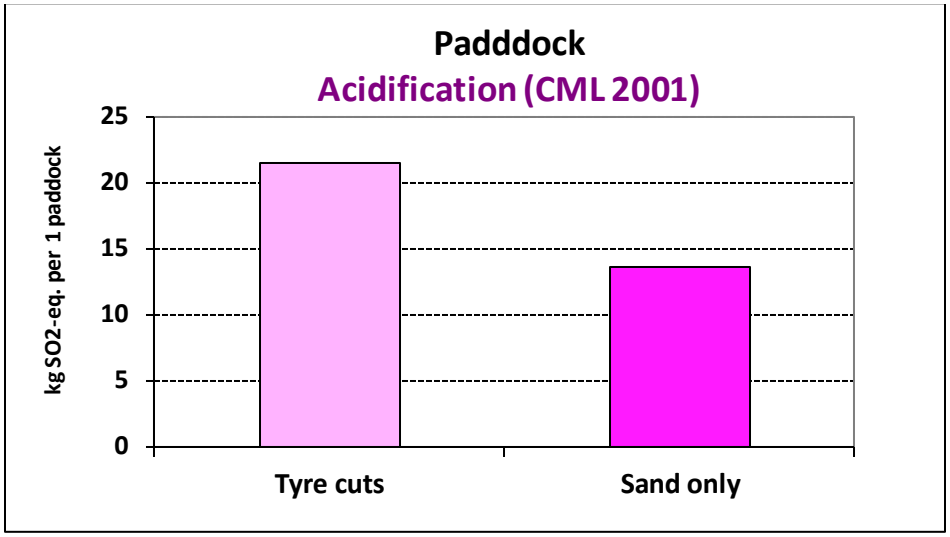


Figur 50. Övergödning [kg PO_4-ekvivalenter/ridbana] för däckscenariot uppdelat i livscykelfaser.

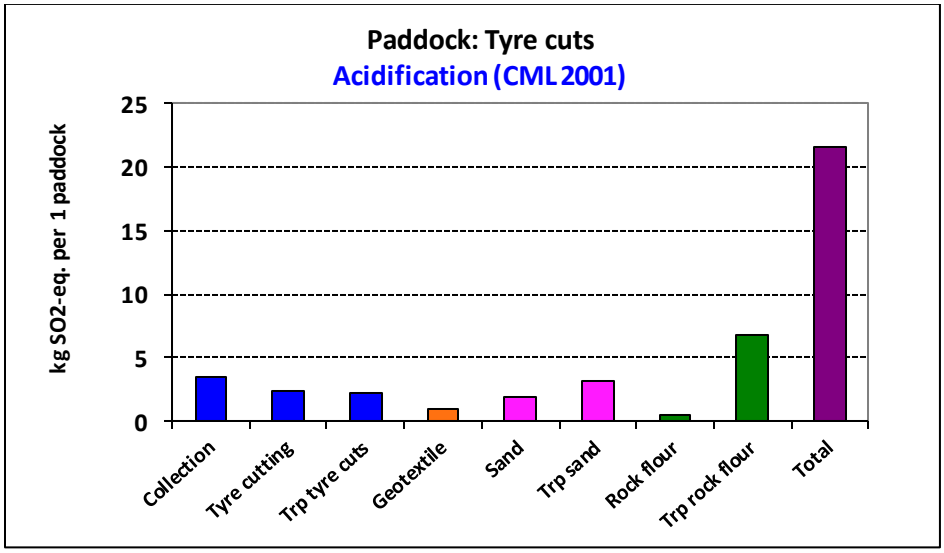


Figur 51. Övergödning [kg PO_4-ekvivalenter/ridbana] för sandscenario uppdelat i livscykelfaser.

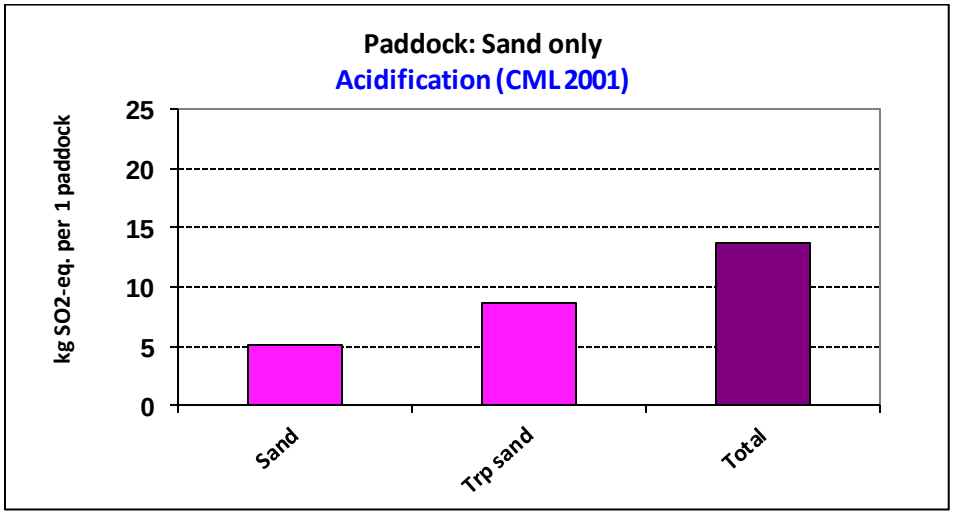
3.3.2 Försurning



Figur 52. Försurning [kg SO_2-ekvivalenter/ridbana] för de tre studerade scenarierna.

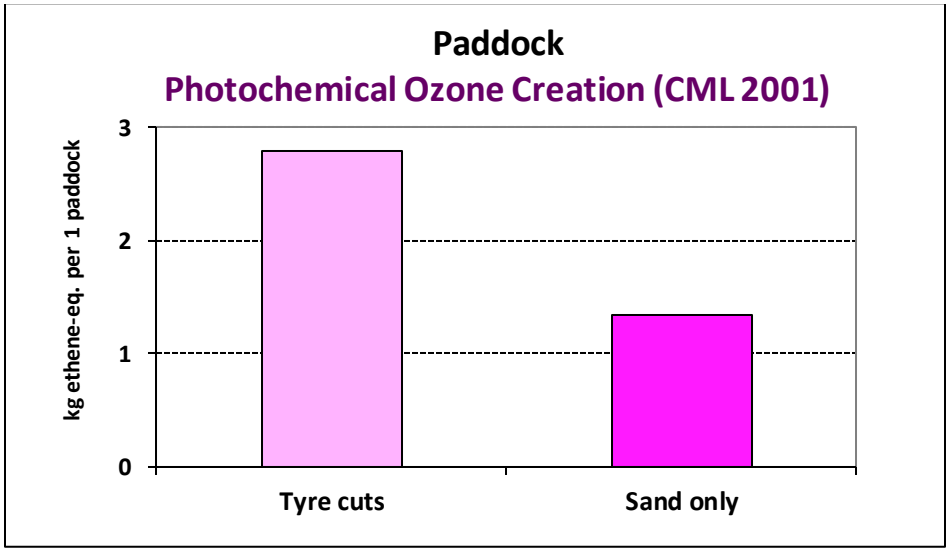


Figur 53. Försurning [kg SO_2-ekvivalenter/ridbana] för däckscenariot uppdelat i livscykelfaser.

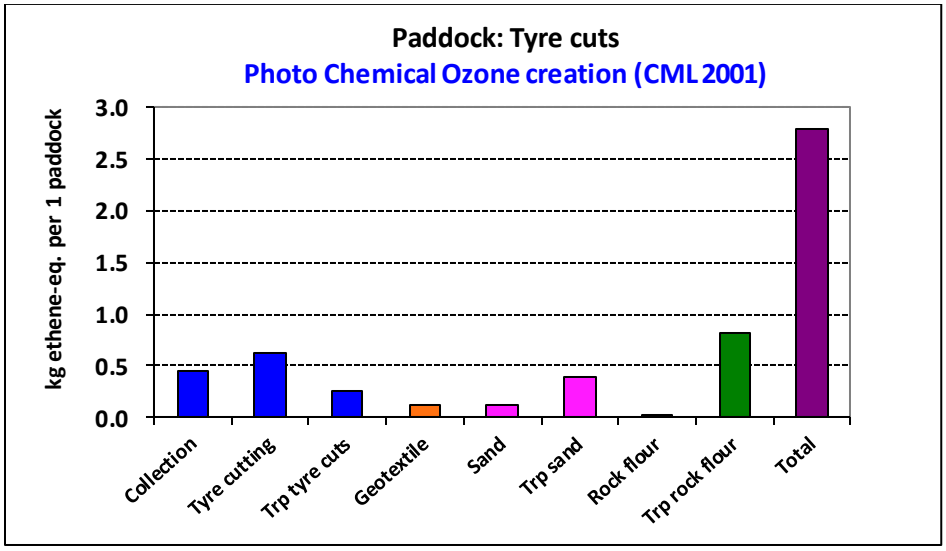


Figur 54. Försurning [kg SO_2-ekvivalenter/ridbana] för sandscenariot uppdelat i livscykelfaser.

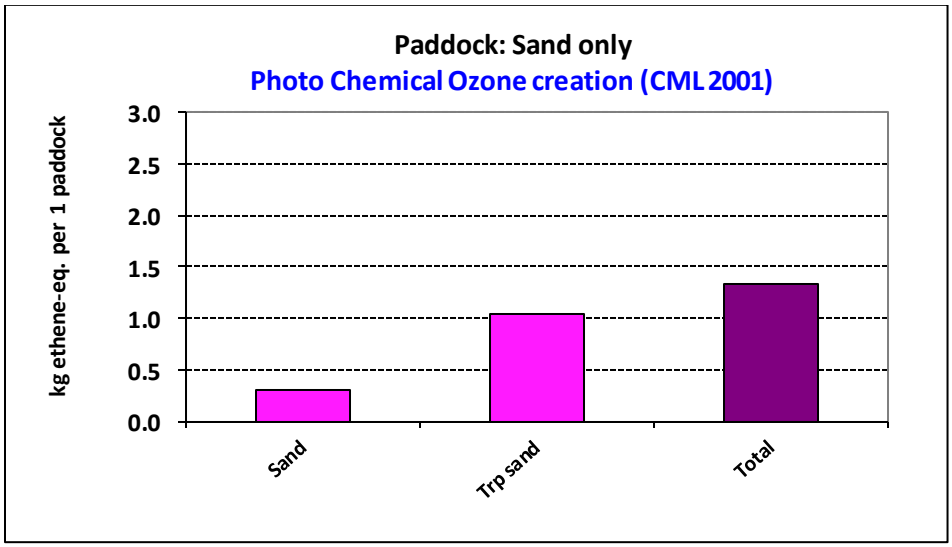
3.3.3 Marknära ozon



Figur 55. Marknära ozon [kg eten-ekvivalenter/ridbana] för de två studerade scenarierna.



Figur 56. Marknära ozon [kg eten-ekvivalenter/ridbana] för däckscenariot uppdelat i livscykelfaser.



Figur 57. Marknära ozon [kg eten-ekvivalenter/ridbana] för sandscenariot uppdelat i livscykelfaser.

4 APPENDIX 4: LAKNING

4.1 Inledning

I samband med användningen av uttjänta däck som råvara för konstruktioner, till exempel såsom beskrivs i den här rapporten, har frågan blivit aktuell i vilken utsträckning farliga ämnen frigörs från materialet.

Inom ramen för projektet var det därför angeläget att försöka belysa hur stort detta problem är både vad gäller däckmaterialet egenskaper i förhållande till de alternativa materialen, samt om möjligt också diskutera relationen mellan aspekten farliga ämnen och andra miljöaspekter.

Allmänt sett är förstås en förutsättning för att farliga ämnen ska frigöras ur ett material att de förekommer i materialet, eller kan bildas ur ämnen som finns i materialet. Frisättning kan ske antingen som partiklar eller som ämnen i molekylär form. Ett tydligt exempel på detta är ett däck som används på ett fordon. Det sker avgång av molekyler av ämnen ur däcket vilket känns igen till exempel på att däck har en karakteristisk lukt, där lukten kommer från flyktiga ämnen som avgår, om än i ytterst små mängder. Därutöver sker emissioner av partiklar genom att små partiklar av däcket slits bort. De bortslitna däckpartiklarna släpper lättare ifrån sig ämnen i materialet eftersom ytan på partiklarna är mycket större än ytan på däcket.

I detta projekt, där däckklipp och däckgranulat används i olika anläggningar är det dock mer lämpligt att studera hur eventuell avgång av ämnen ur dessa material sker i kontakt med vatten, vilket i verkligheten motsvarar vad som kan anses hända då det regnar och vatten strömmar runt gummimaterialet. Inom ramen för projektet skickades prover för att få laktester gjorda för att analysera lakning av, å ena sidan metaller, och å andra sidan polyaromatiska kolväten (PAH) från granulaten i scenarierna. Resultat från dessa laktester har nedan sammanställts och utvärderats översiktligt.

4.2 Konstgräsplan

4.2.1 Lakresultat för metaller

Försöken gjordes i form av skaktest med L/S-kvot 10, alltså med en vätskemängd som är 10 ggr så stor som mängden gummigranulat, i detta fall 100 g granulat och 1 liter vatten [Lörcher, 2012]. För de metaller som testades redovisas resultaten i **Tabell 14**. För att få en uppfattning om ifall de uppmätta halterna är signifikanta eller inte har även gränsvärden för denna typ av försök enligt normen DIN V 18035-7:2002-06 redovisats [DIN, 2002]. Även om dessa gränsvärden inte kan ses som absoluta mått på om lakningen är allvarlig eller inte ger det ändå en fingervisning om problemets storlek. Man kan utläsa att lakningen av metaller ligger långt under de uppsatta gränsvärdena (>8 ggr) i samtliga fall utom två. I båda fallen gäller det zink. Det ena fallet är däckgranulaten, och det andra fallet är EPDM-granulat. I dessa fall ligger värdena på ca 25 % och ca 40 % av gränsvärdet för däckgranulat respektive EPDM.

Slutsatserna måste bli att metallakning från däckgranulat i varje fall inte utgör ett allvarligare problem än för andra alternativ, men också att metallakning totalt sett knappast utgör ett väsentligt problem för konstgräsplaner med möjlig reservation för zink, se 4.2.3.

Däckgranulaten innehåller ca 1.5 % zink (1.9 % ZnO, se Tabell 8) vilket alltså innebär (för däckgranulat) att mängden zink i ett prov (100 g) är ca 1.5 g. Den totala mängden zink i en fotbollsplan med däckgranulat är alltså ca 800 kg.

Tabell 14. Lakning av metaller från skaktest i lab. Utfört som skaktest 2*24 h, med L/S-kvot 10 och lätt sur lösning (acidic 48 hr eluate) för att motsvara regnvatten. Resultaten redovisades av lab i mg/l lakvatten, vilket motsvarar mg/100g material. [Lörcher, 2012]

Parameter	Däckgranulat	EPDM Europa	TPE Europa	TPE Kina	Gränsvärde (DIN 2002)
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Bly, Pb	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	≤ 0.04
Kadmium, Cd	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	≤ 0.005
Krom, totalt, Cr	< 0.001	< 0.001	0.005	< 0.001	≤ 0.05
Kromat, Cr(VI)	< 0.001	< 0.005	< 0.005	< 0.005	≤ 0.008
Kvicksilver, Hg	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	≤ 0.001
Zink, Zn	5.6	8.4	0.058	0.012	≤ 3.0/20[10]
Tenn, Sn	< 0.001	0.005	0.0014	0.003	≤ 0.05

4.2.2 Innehåll av PAH:er

Inom ramen för projektet gjordes även en innehållsanalys av PAH:er för materialen [Lörcher, 2012]. Resultat, samt gränsvärden för det aktuella testet (enligt VROM, Dutch Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment), visas i **Tabell 15**. Värdena är i samma storleksintervall som anges i andra studier [Intron, 2007]. I **Tabell 16** har värdena från **Tabell 15** räknats om till mängden material i en konstgräsplan, för att illustrera det totala PAH-innehållet för studiens funktionella enhet (en viss mängd granulat i en konstgräsplan).

Tabell 15. Innehållsanalys av PAH:er, samt gränsvärden för en holländska standarden VROM. [Lörcher, 2012]

PAH:er	Däckgranula	EPDM	TPE	TPE Kina	Gränsvärde
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Naftalen	1.3	< 1	1.4	< 0.84	≤ 5
Fenantren	4.3	1.2	1.3	0.77	≤ 20
Antracen	< 0.47	< 0.52	< 0.50	< 0.42	≤ 10
Fluoranten	8.6	< 0.52	< 0.50	< 0.42	≤ 35
Benzo(a)anthracen	0.53	< 0.52	< 0.50	< 0.42	≤ 40
Chrysen	1.1	< 0.52	< 0.50	< 0.42	≤ 10
Benzo(a)fluoranthen	< 0.47	< 0.52	< 0.50	< 0.42	≤ 40
Benzo(a)pyren	2.2	< 0.52	< 0.50	< 0.42	≤ 10
Benzo(ghi)pyren	13	< 0.52	< 0.50	< 0.42	≤ 40
Indeno(1,2,3,cd)-pyren	1.5	< 0.52	< 0.50	< 0.42	≤ 50
Summa PAH(10) VROM	33.5	6.2	6.7	4.9	≤ 40

[10] "Elastic fillers which have contents of **zinc** in the aqueous 48-h-eluate ≤ 0.5 mg/l or in the acidic 48-h-eluate ≤3 mg/l, comply with the demands. Elastic fillers, which have contents of zinc in the aqueous 48-h-eluate over 1mg/l and/or in the acidic 48-h-eluate over 20 mg/l, do not comply with the demands (co-criteria)". Alla provade material klarade gränsvärdet I labbets skaktest [Lörcher, 2012].

Tabell 16. PAH-innehåll omräknat till mängd material per plan för att illustrera det totala innehållet av PAH:er. Baserat på [Lörcher, 2012]. Fetstil är värden där grunddata var över detektionsgräns, de övriga endast en omräkning av själva detektionsgränsen.

PAH:er	Däck	EPDM Europa	TPE Europa	TPE Kina
	g/plan	g/plan	g/plan	g/plan
Naftalen	**66.30**	61.00	**121.80**	73.08
Fenantren	**219.30**	**73.20**	**113.10**	**66.99**
Antracen	23.97	31.72	43.50	36.54
Fluoranten	**438.60**	31.72	43.50	36.54
Benzo(a)antracen	**27.03**	31.72	43.50	36.54
Chrysen	**56.10**	31.72	43.50	36.54
Benzo(a)fluoranten	23.97	31.72	43.50	36.54
Benzo(a)pyren	**112.20**	31.72	43.50	36.54
Benzo(ghi)pyren	**663.00**	31.72	43.50	36.54
Indeno(1,2,3,cd)-pyren	**76.50**	31.72	43.50	36.54
Sum PAH(10) VROM	1708.50	378.20	582.90	426.30

Som **Tabell 15** och **Tabell 16** båda visar, har däckgranulaten ett större innehåll av PAH:er än övriga granulat. Dessa analyser är i sig ett otillräckligt underlag för att kunna uttala sig om vilken risk för hälsa och miljö som eventuellt finns. Intron [2007] lät göra kontrollerade exponeringsstudier på fotbollsspelare och på frivilliga personer. Deras slutsats var att PAH-exponering från däckgranulat med denna nivå på PAH-innehåll (i deras studie 20-40 mg/kg) inte utgör någon hälsorisk för fotbollsspelare.

Man kan därtill också komma ihåg att halten PAH kommer att sjunka successivt, i takt med att andelen gamla däck som sattes på marknaden före PAH-förbudet minskar.

4.2.3 Verkliga emissioner

För att ytterligare belysa frågan skulle det vara intressant att kunna räkna på en hel konstgräsplan. Tyvärr är lakresultaten för metaller, respektive innehållsanalyserna för PAH, mycket svåra att översätta till emissioner under förhållanden som råder i verkligheten.

Ett resonemang kan dock vara att om man tänker sig att hela granulatmängden i en konstgräsplan utsattes för ”intensiv” kontakt med vatten under 24 timmar, så skulle den utlakade mängden zink kunna vara 2.86 kg, alltså den mängd som lakas ut i laktestet gånger mängden granulat i planen. Och för EPDM-granulaten skulle på motsvarande sätt mängden vara 5.12 kg. Som räkneexempel ansätter vi nu att granulaten är kontinuerligt i kontakt med vatten under de dygn (ca 20 i medel för Sverige per år enligt SMHI) då dygnsnederbörden är >10 mm, och bara då. Då skulle den utlakade mängden zink vara 57 kg per år från däckgranulaten och ca 100 kg per år från EPDM granulaten. Observera att detta är ett räkneexempel som baseras på grova antaganden.

Intron [2007] kommer fram till i sin rapport att zink är ett ”major concern” och att läckaget på 3-20 års sikt kommer att överskrida tillåtligheten enligt byggproduktdirektivet. Detta kommer i så fall att gälla för däckgranulat och i ännu högre grad för EPDM-granulat.

För PAH har det inte (ens) varit möjligt att göra ett räkneexempel av årliga emissioner då analyserna baseras på totalhalt och inte på lakning över viss tidsperiod.

4.3 Dräneringslager – Metaller och PAH

För lakning från ett dräneringslager på en deponi fanns laktester för gummiklipp och stenkross att tillgå i studien. Dessa tester baserades på samma standardmetod. Resultaten presenteras i **Tabell 17**. Observera dock att mängden granulat och stenkross är helt olika i de två jämförda dräneringslagren. Jämförelser bör göras med försiktighet.

Tabell 17. Lakningsdata från labförsök för däckklipp och stenkross. Alla ämnen mättes inte i alla tester (indikerat som N/A). Labtester utförda som skaktest 24 timmar med destvatten och L/S-kvot 10. Däckklipp av storleken 50x50 mm^2. Partikelstorlek stenkross <4 mm. Däckklipp resp. stenkross från [Westerberg & Mácsik, 2001; Ekvall et al, 2006].

Ämne	Däckklipp (mg/kg)	Stenkross (mg/kg)
Al	0.085	N/A
As	0.023	0.012
Ba	0.106	0.040
Ca	34.600	N/A
Cd	0.001	0.005
Co	0.053	0.002
Cr	0.030	0.080
Cu	0.058	*(under det.gräns)*
Fe	2.840	N/A
Hg	*(under det.gräns)*	*(under det.gräns)*
K	14.300	N/A
Mg	1.250	N/A
Mn	0.564	0.141
Mo	N/A	0.085
Na	30.900	N/A
Ni	0.043	0.052
Pb	0.084	0.013
S	25.000	N/A
Sb	N/A	0.004
Se	N/A	0.050
Sn	N/A	0.006
V	N/A	0.028
W	N/A	0.007
Zn	13.100	0.058
PAH[11]	0.110	N/A
PAH cancerogen[12]	0.0003	N/A

[11] Exklusive de cancerogena. Består till >99% av Naftalen.

[12] Summa av 16 st cancerogena PAH.

Att tolka dessa resultat och utifrån det dra några slutsatser beträffande vilken konstruktion som är fördelaktigast är knappast möjligt.

Liksom i övriga fall (Konstgräsplan, Ridbana) hittar man zink och en liten mängd PAH:er i lakvattnet.

4.4 Ridbana

Forskning på eventuella lakningsemissioner från gummiklipp (och bergmaterial) i en ridbana har redan utförts relativt grundligt och kommer därför endast att beskrivas kortfattat och summariskt här, baserat på följande referenser: Miljöbedömning för gummiklipp i ridbanor [Edeskär, 2004a], Miljöbedömning för gummiklipp i hoppbanor [Edeskär, 2004b], samt Use of Tyre shreds in civil engineering applications, PhD thesis [Edeskär, 2006]. För detaljerade beskrivningar hänvisas till dessa referenser.

I en ridbana är däckklippslagret endast avsett för svikt och inte dränering. I synnerhet i en inomhusbana, kommer lagret av däckklipp inte nödvändigtvis i kontakt med vatten alls. Det sker därför inte per automatik någon lakning från däckklipp i en ridbana.

Som beskrivs i litteraturen, så är det främst zink av metallerna som lakas ur däckklipp vid kontakt med vatten, och halterna är i samma storlek som lakning från bergmaterial. PAH:er förekommer i bildäck, men är väl bundna till materialet och dessutom svårlösliga i vatten. I labtester är det i huvudsak naftalen som detekteras i lakvattnet, övriga PAH:er ligger nära eller under detektionsgränser. Fenoler lakas ut i mängder som ligger i närheten av detektionsgränsen.

Det skall noteras att i labtester som utförs kan ”under detektionsgräns” betyda både att det inte sker någon lakning eller att materialet inte innehåller ämnet alls. En annan detektionsgräns kan ge ett annat resultat. Därför går det inte utifrån ett LCA-perspektiv och baserat på ett visst laktest avgöra om lakning är ett (miljö)problem eller ej i det specifika fallet/tillämpningen. Dock antyder analyserna gjorda i referenserna att problemet med lakning antagligen är litet.

4.5 Diskussion

Hur mycket av ett ämne som kan lakas från ett material beror på strukturen på materialet (kontaktyta), nötning, regnförhållanden, pH mm [Strandberg, 2012], och vid bristande kunskap kring dessa parametrar kan översättningen från labresultat till verklighet bli rent av felaktig.

En typ av test som görs idag är skaktest. Materialet skakas med vattenlösning under 24 h och koncentrationen mäts. En L/S-kvot på 10 är vanligast (volym vätska mot vikt material, i.e. här 1 L vatten per 100 g material), och den kan göras som ackumulerad L/S-kvot, i.e. en tvåstegslakning med först 6 h med L/S-kvot på 2, sedan nytt vatten 18 h med L/S-kvot på 8. [SGI]

Dagens tester är ofta utformade för att mäta mot krav, och de ganska intensiva testerna medför oftast (inte nödvändigtvis) en intensivare lakning än i verkligheten. Omräkning till verkligt fall blir därför inte självklar, och både över- och underskattningar är möjliga. Vissa tester antar en exponentiellt avtagande lakning, medan en linjär lakning kanske motsvarar verkligheten bäst, eller tvärtom. Skaktester är dessutom till för kvalitetskontroller, och ger inte nödvändigtvis information om lakning från materialet under reella förhållanden. Att översätta labresultat till verkligheten kräver mycket kunskap om regnförhållanden, materialets egenskaper med avseende på nötning, sammanhållning mm. [Naturvårdsverket, 2002; Naturvårdsverket, 2006]

Kolonntester eller diffusionstester är mer användbara för att få fram resultat till en studie sådan som denna [Strandberg, 2012], men det fanns ej att tillgå i detta projekt. Att dessutom endast mäta

utlakning av ämnen som löser sig i lakvattnet kan göra att man missar viktig export av ämnen i partiklar som avgår från materialet [Strandberg, 2012].

För att kunna avgöra i denna typ av studie om det finns en miljöpåverkan från lakning av vissa ämnen, behöver tester utformas för att motsvara det reella fallet (t.ex. regnvatten i viss mängd under viss tid) och dessutom baserat på en innehållsanalys av vad som alls finns i materialet som studeras. Hade resultat från denna typ av test funnits tillgängliga hade det gått att dra mer specifika slutsatser huruvida lakning av vissa ämnen från ett visst material kan vara ett problem eller ej.