

Emissioner från bildäck



- Metod och tillämpning av miljöriskbedömning för emissioner från varor

Elin Einarson

*Examensarbete 2009-05-07
Institutionen för Teknik och samhälle
Miljö- och Energisystem
Lunds Tekniska Högskola*

Dokumentutgivare, Dokumentet kan erhållas från LUNDS TEKNISKA HÖGSKOLA vid Lunds universitet Institutionen för teknik och samhälle Miljö- och energisystem Box 118 221 00 Lund Telefon: 046-222 00 00 Telefax: 046-222 86 44	Dokumentnamn
	Examensarbete Utgivningsdatum Maj 2009
	Författare Elin Einarson

Dokumenttitel och undertitel

Emissioner från bildäck- Metod och tillämpning av miljöriskbedömning för emissioner från varor

Sammandrag

Detta arbete visar på en metod att bedöma emissioner från varor. Varje dag kommer vi i kontakt med tusentals kemiska ämnen via kläder, skor, möbler och andra varor. Många av kemikalierna släpper från materialet och vi har ingen kontroll på vart de tar vägen eller hur de påverkar oss och miljön. Bildäck är en vara som innehåller många potentiella riskämnen och den stora mängden av däck som finns i samhället innebär att både människor och miljö exponeras i stor utsträckning. Detta examensarbete studerar emissioner från bildäck som en fallstudie där syftet främst är att illustrera en metodik, men även att öka kunskapen om emissioner från bildäck och ge förslag på vidare studier inom området.

Verktyg för fallstudien är livscykelanalys och riskbedömning. Metoden innebär att kemikalieinnehåll, mängder och användning i samhället inventeras. Vidare väljs de kemikalier som anses intressanta ur ett miljö- och hälsoriskperspektiv. Mängden emissioner modelleras för de intressanta kemikalierna. Kemikalieegenskaper tas fram och karakteriseringsfaktorer beräknas med hjälp av modellen OMNIITOX. Det sammanvägda resultatet av karakteriseringsfaktorn och mängden emission leder fram till ett jämförbart tal för varje kemikalie. Detta tal används sedan för att jämföra miljörisken med ämnet mot andra emissioner från varan och med andra källor.

Det finns en stor potential för att använda sig av denna metod, även om det finns kunskapsluckor och osäkerheter i resultaten. Den största fördelen är jämförbarheten i resultaten, trots viss subjektivitet gör författaren bedömningen att detta är en bra metod för att dimensionera problemet med emissioner från varor.

Nyckelord

Emissioner, Chemitecs, bildäck, OMNIITOX, 6PPD, IPPD, PAH, toxicitetsbedömning, problemdimensionering

Sidomfång	Språk	ISRN
68	Svenska Sammandrag på engelska	LUTFD2/TFEM--09/5036--SE + (1-68)

Förord

Rapporten du håller i din hand är ett resultat av ett otroligt lärorikt halvår. Examensarbetet har utförts inom ramen för forskningsprogrammet Chemitecs och arbetet har varit förlagt till IVL Svenska miljöinstitutet i Göteborg. Från IVL har Tomas Rydberg varit min handledare. Tomas har gett mig insikt inom området emissioner från varor genom att bl.a. låta mig delta vid flertalet av forskningsprogrammets möten. Han har även bidragit med många bra idéer samt hjälpt till med utformningen av tillvägagångssättet. Hjälpt med praktiska frågor, tips och stöd angående rapportskrivande och övriga riktlinjer för examensarbetet samt korrekturläsning har jag fått från Karin Eriksson vid Institutionen för Miljö och Energisystemanalys, LTH.

Jag vill tacka både Tomas och Karin för all hjälp och stöd jag har fått under arbetets gång. Jag vill även tacka Sven-Olof Fransson, Anna Wik, Rolf Håkansson, Johan Runberger och Lars Åhman, som har bidragit med relevant information kring bildäck. Johan Tivander, Tomas Holmgren, Rickard Arvidsson, Christian Lundtofte, er andra inom forskningsprogrammet och underbara kollegor på IVL vill jag tacka för hjälp att komma framåt med arbetet och sätta mig in i forskningsområdet: kemikalier från varor.

Sist så vill jag även tacka min pojkvän och mina vänner, tack för att ni alltid finns där när det behövs.

Elin Einarson

IVL Svenska Miljöinstitutet, Göteborg
Mars 2009

Sammanfattning

Detta arbete visar en metod att bedöma emissioner från varor. I dagens samhälle finns en uppsjö av kemikalier. Varje dag kommer vi i kontakt med tusentals olika kemiska ämnen via kläder, skor, möbler och andra varor. Många av kemikalierna släpper från materialet och vi har ingen kontroll på vart de tar vägen eller hur de påverkar oss och miljön. Problem och effekter har uppmärksammats, men ingen vet hur stort problemet är. För att få ett grepp om det drivs forskningsprogrammet Chemitecs och som en del i Chemitecs utförs ett antal fallstudier av emissioner från olika varor. Bildäck är en vara som innehåller många potentiella riskämnen och den stora mängden däck som finns i samhället innebär att både människor och miljö exponeras i stor utsträckning. Detta examensarbete studerar emissioner från bildäck som en fallstudie där syftet främst är att illustrera en metodik, men även att öka kunskapen om emissioner från bildäck och ge förslag på vidare studier inom området.

Verktyg för fallstudien är livscykelanalys och riskbedömning. Metoden innebär att kemikalieinnehåll, mängder och användning i samhället inventeras. Vidare väljs de kemikalier som anses intressanta ur ett miljö- och hälsorisk perspektiv. Mängden emission modelleras för de intressanta kemikalierna. Kemikalieegenskaper tas fram och karakteriseringsfaktorer beräknas med hjälp av modeller för toxikologisk bedömning som exempelvis OMNIITOX. Det sammanvägda resultatet av karakteriseringsfaktorn och mängden emission leder fram till ett jämförbart tal för emissionen av varje kemikalie. Detta tal används sedan för att jämföra riskerna med andra emissioner från varan och med andra källor.

I fallstudien av bildäck studeras och bedöms miljöriskerna av kemikalierna 6PPD, IPPD och bens(a)pyren med hjälp av OMNIITOX-modellen och emissionsberäkningar. Resultaten från fallstudien visar bl.a. att:

- Emissionen av 6PPD från bildäck bidrar med ungefär 4 gånger större potentiell ekotoxicitet i sötvatten som emissionen av bens(a)pyren.
- Den största delen av slitagepartiklarna emitteras till vatten, detta gäller troligen även den molekylära fraktionen.
- Däckemissioner bidrar med 4 % av alla partikelburna utsläpp av bens(a)pyren från trafiken, vilket är den största icke avgasrelaterade utsläppskällan.
- Däck är potentiellt en stor källa för utsläpp av de aromatiska aminerna, 6PPD och IPPD, med tanke på de mängder de förekommer i samt att de ligger lösa i materialet, d.v.s. inte är bundna till gummit.
- Det finns indikationer på att den molekylära emissionen är mycket stor och fler undersökningar bör göras för att få klarhet i detta.

Det finns en stor potential för att använda sig av denna bedömningsmetod, även om det finns kunskapsluckor och osäkerheter i resultaten. Den största fördelen är jämförbarheten och trots viss subjektivitet anser författaren att detta är en bra metod för att dimensionera problemet med emissioner från varor.

Summary

This study shows a method of assessing the problem with emissions from products. Everyday, we are exposed for thousands of chemical compounds via clothes, shoes, furniture and other products and materials. Some of the chemicals will be released from the material and we have no control of their fate or their impact on our health and environment. The problem has been debated but no one knows how big it is. To identify the magnitude of the problem Chemitecs a Swedish research programme was founded. As a part of Chemitecs a number of case studies for different products are made. Car tyres are a product containing several potential hazard substances and occurring in big amounts, which means that both the environment and humans will be highly exposed to them. This thesis work is a case study looking at emissions from passenger car tyres. The main aim is to illustrate a methodology but also to increase the knowledge about emissions from car tyres and give suggestions for further work in this area.

The method is based on life cycle and risk assessment, starting with an inventory of chemical compounds and amounts occurring in tyres. Then the use in the society is defined. Substances interesting from an ecological and health risk perspective are selected for further studies. The amounts of emissions are estimated for the chosen substances. Chemical properties for the substances are collected from literature and a characterisation factor is calculated with models for toxicological assessment, e.g. OMNIITOX. The product of the characterisation factor and amount of emissions will result in a comparable number. This number is used to compare the risk of the emission with other emissions from the product and other sources.

The environmental risks with emissions of the chemicals 6PPD, IPPD and benzo(a)pyrene are in this case study assessed with help of OMNIITOX and emission calculations. The result shows:

- Car tyre emissions of 6PPD contributes to a four times larger potential freshwater ecotoxicity compared to benzo(a)pyrene.
- The biggest part of the particle emissions are released to water, this is probably also true for the molecular fraction.
- Bezo(a)pyrene tyre emissions contributes to 4 % of all particle emissions from the traffic. This is the biggest non-exhaust emission source.
- Tyre emissions are a potentially big source of the aromatic amines 6PPD and IPPD, as they occur in such large amounts.
- The emission calculations indicate that the molecular emissions are substantial and that more research in this area is needed.

There is a big potential for this method, even though knowledge is sometimes missing and there are uncertainties in the results. The biggest advantage is the comparability of the results and it is a good way of dimensioning the problem with emissions from products.

Keywords: Emissions, Chemitecs, tyre, tire, OMNIITOX, 6PPD, IPPD, PAH, toxicity assessment, problem dimensioning

Innehållsförteckning

1	Inledning	3
1.1	<i>Syfte och mål</i>	3
1.2	<i>Avgränsningar</i>	3
1.3	<i>Disposition</i>	4
2	Emissioner från varor - hur stort är problemet?	5
2.1	<i>Diffusa emissioner från varor</i>	5
2.2	<i>Forskningsprogrammet Chemitecs</i>	6
2.3	<i>Fallstudier inom Chemitecs</i>	7
3	Metod och verktyg för fallstudien	9
3.1	<i>Metodbeskrivning</i>	9
3.2	<i>Riskbedömning och livscykelanalys</i>	10
3.3	<i>Modellering av emissioner</i>	11
4	Litteraturstudie av personbilsdäck	13
4.1	<i>Introduktion till bildäck som fallstudieobjekt</i>	13
4.2	<i>Mängder och användning</i>	13
4.3	<i>Kartläggning av kemiskt innehåll i bildäck</i>	14
4.4	<i>Beskrivning av emissionen från personbilsdäck</i>	15
4.4.1	<i>Partikulär emission</i>	16
4.4.2	<i>Molekylär emission</i>	17
4.5	<i>Identifiering av problem med emissioner från bildäck</i>	18
4.5.1	<i>Potentiella riskämnen</i>	18
4.5.2	<i>Potentiell risk med partiklar</i>	19
4.5.3	<i>Valda ämnen att studera</i>	20
5	Beräkningar	23
5.1	<i>Kvantifiering av emission från däck i Sverige</i>	23
5.1.1	<i>Beräkning av emissionsfaktorer</i>	23
5.1.2	<i>Beräkningsantaganden</i>	25
5.1.3	<i>Emissionsfaktorer</i>	26
5.2	<i>Kemikaliernas relativa farlighet</i>	27
5.2.1	<i>Beräkningsantaganden</i>	27
5.2.2	<i>Karakteriseringsfaktorer</i>	27
6	Resultat av fallstudien	28
6.1	<i>Emissioner från däck i Sverige</i>	28
6.1.1	<i>Partikelburen emission</i>	28
6.1.2	<i>Total emission</i>	29
6.2	<i>Miljöpåverkan</i>	30
6.2.1	<i>Ämnenas relativa giftighet</i>	30
7	Diskussion av fallstudieresultaten	33
7.1	<i>Mängden emissioner</i>	33
7.2	<i>Problembedömning</i>	34

8	Diskussion över vald metod	35
8.1	<i>Inventering av mängden samt användningsmönster</i>	35
8.2	<i>Kartläggning av kemiskt innehåll</i>	35
8.3	<i>Identifiering av intressanta kemikalier och risker</i>	36
8.3.1	<i>Karakteriseringsfaktorer i OMNIITOX</i>	36
8.4	<i>Kvantifiering av emissionerna från utvalda kemikalier</i>	37
8.5	<i>Bedömning av emissionernas miljöpåverkan</i>	37
9	Slutsatser	39
10	Förslag på fortsatta studier	41
11	Förkortningsordlista	43
12	Referenser	45
12.1	<i>Skriftliga källor</i>	45
12.2	<i>Webbaserade källor</i>	48
12.3	<i>Personliga kontakter</i>	49

Bilagor

Bilaga A: Livscykelanalys (LCA)

Bilaga B: Bildäck- en översikt

Bilaga C: Framtagning av bildäcks kemikalieinnehåll

Bilaga D: Analysvärden från litteraturen

1 Inledning

I dagens samhälle finns en uppsjö av kemikalier. Varje dag kommer vi i kontakt med tusentals kemiska ämnen via kläder, skor, möbler och andra varor. Många av kemikalierna släpper från materialet och vi har ingen kontroll på vart de tar vägen eller hur de påverkar oss och miljön. De senaste åren har detta varit uppmärksammat i media vid flertalet tillfällen. Några exempel på kemikalier i varor där effekter på hälsa eller miljö har observerats är bromerade flamskyddsmedel, HA-oljor i bildäck och blyfärger i leksaker.

Problem och effekter har uppmärksamats, men ingen vet hur stort problemet är och hur man ska kunna upptäcka och förutspå ett problem redan innan det har orsakat skada. Hur kan vi ta kontroll över emissionerna? Det finns ett stort behov av kartläggning av kemikalieförekomst och emissioner från varor. För att få ett grepp om hur omfattande problemet är och var man ska göra åtgärder drivs forskningsprogrammet Chemitecs på uppdrag av Naturvårdsverket.

Som en del i Chemitecs utförs ett antal fallstudier av emissioner från olika varor. Bildäck är ett exempel på en vara som innehåller många potentiella riskämnen ur ett miljö- och hälsoperspektiv. Den stora mängd däck som finns i samhället innebär att både människor och miljö exponeras för dessa ämnen i stor utsträckning. I detta examensarbete kommer bildäck att studeras som ett exempel på hur en fallstudie inom Chemitecs kan utföras.

1.1 Syfte och mål

Examensarbetet görs inom ramen för forskningsprogrammet Chemitecs och målet är att utföra en exempelfallstudie på en produkt där emissioner kartläggs, modelleras och kvantifieras. Till fallstudieobjekt har personbilsdäck valts, på grund av den stora mängden däck i Sverige och rådande diskussioner om deras miljöpåverkan.

Huvudsyftet för fallstudien är att tjäna som illustrationsexempel för hur man kan bedöma farligheten hos en vara med hjälp av LCA-metodik. Fallstudien syftar även till att öka kunskapen om emissioner från däck och ge förslag på vidare studier inom området.

Målgrupp för examensarbetet är alla som är intresserade av problembedömning av emissioner från varor.

1.2 Avgränsningar

Fallstudien av bildäck avgränsas till att endast gälla:

- Personbilsdäck (utan dubbar)
- Emissioner i Sverige
- Användningsfasen
- Emission från själva däcken, sekundär emission från t.ex. asfalt eller emission från bilens avgaser inkluderas ej

- Organiska föreningar, bedömning av miljöpåverkan sker för:
 - Bens(a)pyren
 - 6PPD (N-(1,3-Dimethylbutyl)-N'-phenyl-1,4-phenylenediamine)
 - IPPD (N-Isopropyl-N'-phenyl-p-phenylenediamine)
- Dessa ämnen bedöms för ekotoxikologiska effekter till akvatisk miljö, men även andra effekter diskuteras

Beräkningar utförs utifrån data från tidigare forskning och tillgänglig litteratur. Inga nya experiment görs men förslag på sådana ges.

1.3 Disposition

Uppsatsen inleds med ett bakgrundskapitel (kapitel 2), där läsaren introduceras till problematiken med emissioner från varor, bakgrunden till forskningsprogrammet och angreppssättet för detsamma. Därefter följer kapitel 3 som beskriver metod och verktyg för denna typ av studier. Kapitel 4, 5, 6, och 7 utgörs av fallstudien med bakgrund, indata, beräkningar, miljöpåverkansbedömning och diskussion. Till slut diskuteras fördelar och svårigheter med bedömning av denna typ. Slutsatser och förslag på fortsatta studier ges.

2 Emissioner från varor - hur stort är problemet?

Tidigare har emissioner varit starkt förknippade med punktutsläpp, knutna till en förorenare och lätta att mäta. Dessa emissioner har i stor grad kartlagts och exponeringen från sådana källor är idag inte lika omfattande som de var för 10 år sedan (*Kemikalieinspektionens hemsida, 2009*). Idag pratas det mer och mer om en annan typ av emission; den diffusa emissionen.

I dagens samhälle finns en uppsjö av kemiska ämnen i bruk, vilket uppskattas vara runt 100 000 olika kemikalier (*ECBs hemsida, 2009*). Alla material och varor består av olika kemikalier, för att ge produkten speciella egenskaper som exempelvis färg, brandskydd, mjukhet, slittålighet och konservering. Dessa kemikalier i varor och material ger upphov till s.k. diffusa emissioner. Då kunskapen om dessa idag är mycket begränsad finns det behov av kartläggning av emissionerna och exponeringen för dessa. (*KemI, 2004*)

Med viss säkerhet har man konstaterat att de diffusa emissionerna ger upphov till miljö- och hälsoproblem, som exempelvis de kemikalier från varor som nämndes i inledningen och som har blivit uppmärksammade i media. I samtliga av dessa fall har man sett påverkan på människa eller miljö som en konsekvens av det kemikaliesamhälle som vi lever i. Den begränsade kunskapen och den stora mängden varor och kemikalier gör det dock svårt att bedöma hur stort problemet är och var åtgärder ska sättas in. En del i problemet är svårigheten att mäta emissioner som inte kommer från endast en källa, eftersom de enskilda emissionerna är små. En annan del är att exponeringen måste kartläggas.

Detta kapitel kommer att fokusera på att förklara forskningsprogrammet Chemitecs uppgift och utmaningar.

2.1 Diffusa emissioner från varor

Den diffusa emissionen kan delas in följande fyra emissionsgrupper (*ECB, 2007*):

- Avgivning till omgivande luft (evaporation)
- Avgivning till omgivande vatten (läckage)
- Avgivning till omgivande fasta material (diffusion)
- Avgivning av partiklar till luft, vatten eller jord på grund av slitage och nötning

I de första tre grupperna emitteras kemikalierna i molekylär form och i den sista gruppen emitteras kemikalierna bundna till partiklar.

Olika mekanismer styr den diffusa emissionen från varor beroende på material och yttre faktorer, som exempelvis värme eller nötning. För organiska material finns det ofta löst liggande molekyler i materialet, som har möjlighet att migrera ut till ytan och emittera. Metaller har oftast molekylerna mer bundna till materialet och emissionen kommer i princip uteslutande från ytan genom lakning och nötning av materialet. En faktor som är mycket

viktig för bedömning av risk med diffusa emissioner är kunskap om varors spridning i samhället. Insikt i varans livscykel som består av tillverkning, distribution användning och avfallshantering är en nyckel för att kunna bedöma spridningen. Även information om kemikaliers inneboende spridningsegenskaper (t.ex. ångtryck, vattenlöslighet och smältpunkt), materialegenskaper (t.ex. täthet, porositet, yta och volym) och omgivningsfaktorer (t.ex. klimatpåverkan ute/inne) är mycket viktiga. (*KemI, 2004*)

Exempel på diffusa emissioner som har kvantifierats är emissioner från utvändiga byggmaterial. En översikt över i vilken utsträckning kemiska ämnen i utvändiga byggmaterial kan lakas ut eller på annat sätt avges till omgivningen ges i en rapport från SP (Sveriges Provnings och Forskningsinstitut) år 2004. Där studeras bl.a. avgivning av ftalater från takdukar, PVC- och PCB-avgivning från ytterväggar och man kan i båda fallen mäta förhöjda halter av gifterna i omgivningen. (*Gustafsson, 2004*)

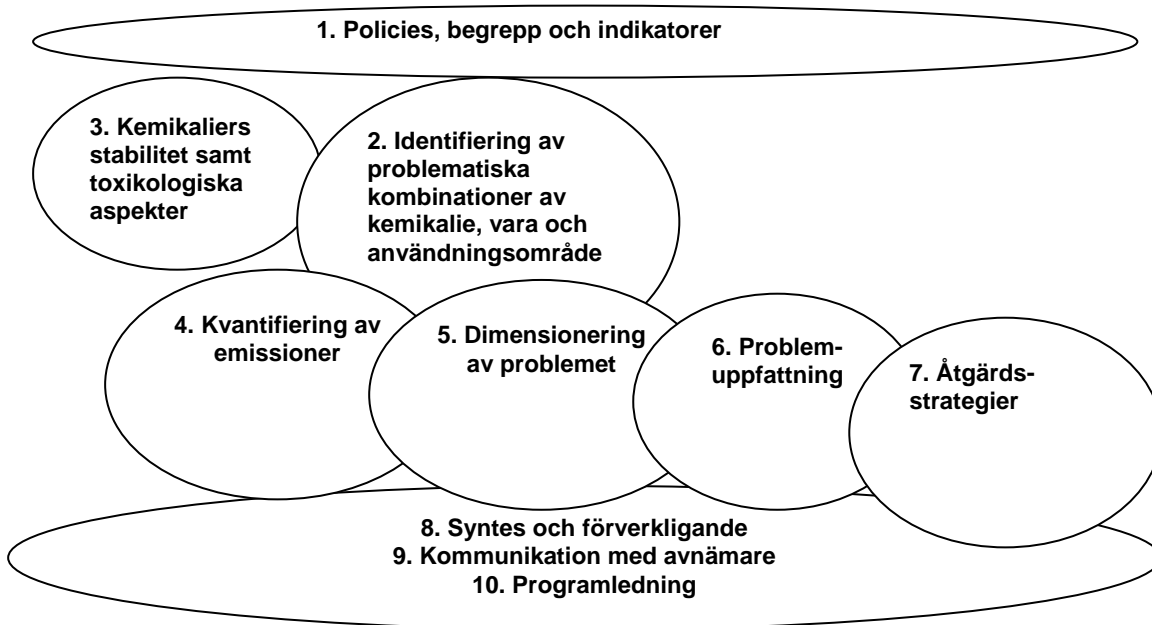
2.2 Forskningsprogrammet Chemitecs

Chemitecs är ett 5-årigt forskningsprogram med start i december 2007. Programmet är finansierat av Naturvårdsverket och har till uppgift att klargöra hur stort problemet med diffusa emissioner från varor egentligen är och vad man kan göra åt det. (*Naturvårdsverkets hemsida, 2009*)

Tillvägagångssättet för forskningen är att i nära samverkan med myndigheter, tillverkare och användare identifiera de tekniska och sociala aspekter som bidrar till storleken av problemet. En urvalsstrategi för att identifiera kemikalier, varor och användningsmönster som kan ge upphov till miljö- och hälsorelaterade problem utvecklas. Sedan beräknas hur mycket kemikalier som emitteras och hur stora dessa källor är i förhållande till andra källor som t.ex. utsläpp från punktkällor och transporter. Även tillverkarnas, användarnas och myndigheternas uppfattning om risken med utsläpp av organiska ämnen undersöks. Slutligen ska olika åtgärdsstrategier för hantering av riskerna med emissioner från varor tas fram och analyseras och en färdplan med tydliga indikatorer anpassade till miljömålet ”En giftfri miljö” arbetas fram. (*Chemitecs hemsida, 2009*)

Programmet drivs av en arbetsgrupp med forskare från Umeå universitet, Chalmers, Stockholms universitet, IVL Svenska Miljöinstitutet och Kungliga Tekniska Högskolan. För att få problemet belyst från flera håll tas även hjälp från industri, handel, myndigheter, konsumentorganisationer och forskare utanför programmet genom en referensgrupp bestående av ungefär 20 personer. (*Chemitecs hemsida, 2009*)

Programmet är uppdelat i åtta delprojekt. Figur 1 nedan visar hur de olika projekten inom programmet interagerar och hur problemformuleringen angrips.



Figur 1: Uppbyggnaden av programmet, där varje nummer representerar ett delprojekt förutom nummer nio och tio som representerar referensgrupp och ledningsgrupp för Chemitecs. Programmet fokuserar på ett integrerat vetenskapligt angreppssätt med modellbyggande och implementering som huvuduppgifter

2.3 Fallstudier inom Chemitecs

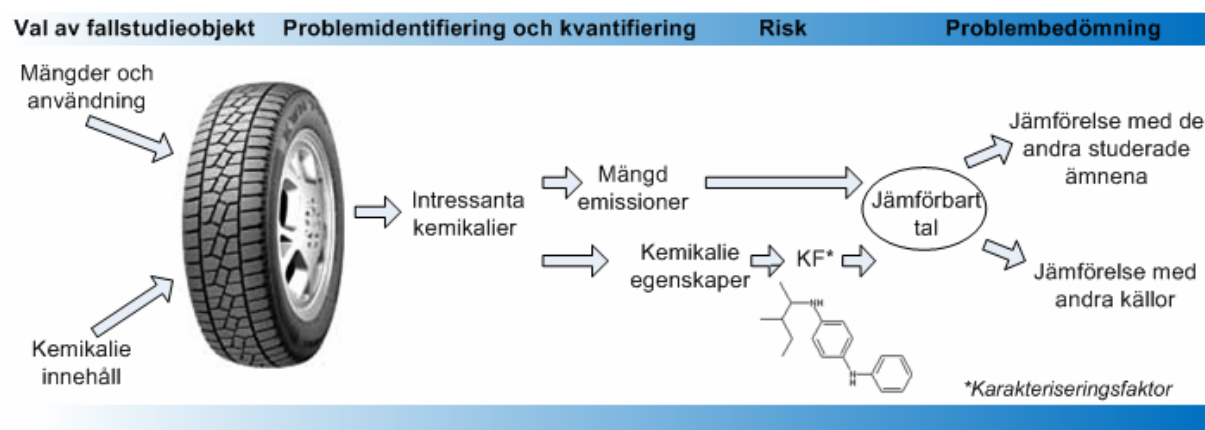
Som en del i programmet utförs ett antal fallstudier av olika varor. De olika fallstudieobjekten har tagits fram med hjälp av en utvecklad urvalsstrategi. I strategin har varor, kemikalier och användningsmönster, som kan ge upphov till miljö- och hälsorelaterade problem identifieras och valts ut. Med hjälp av verktygen för riskbedömning och livscykelanalys (beskrivna nedan) kan den potentiella farligheten av varan bedömas och sättas i relation till övriga emissioner i samhället såsom punktutsläpp eller transporter. Utvalda varor för fallstudier inom Chemitecs är bildäck, PVC-golv, textilier, elektronik och betong. (*Chemitecs hemsida, 2009*) I nästa kapitel beskrivs den metod som används i denna studie.

3 Metod och verktyg för fallstudien

Detta kapitel beskriver hur en fallstudie inom Chemitecs kan utföras och de verktyg som avses användas för att bedöma den potentiella miljöeffekten.

3.1 Metodbeskrivning

För att bedöma problemet med emissionerna används olika infallsvinklar, i grunden ligger livscykelanalysmetodiken, riskbedömning med massflödesbalanser och möjligheter till jämförelse av toxicitet mellan olika ämnen. En annan grundsten är emissionsmodellering för att kunna bestämma vad som kommer ut från en vara utifrån dess innehåll (se föregående kapitel). Figur 2 illustrerar principen för fallstudier med syfte att bedöma miljö- och hälsoeffekten av emissioner från varor.



Figur 2: Tillvägagångssätt för bedömning av problemet med emissionen från varor, använt i den här fallstudien.

Kemikalieinnehåll, mängder och användning i samhället är avgörande faktorer för val av fallstudieobjekt. Bildäck förekommer i stora mängder och innehåller giftiga kemikalier, därför utgör de ett utmärkt exempel på ett intressant fallstudieobjekt. Vidare väljs de kemikalier som anses intressanta ur ett miljö- och hälsorisk perspektiv. Mängden emission modelleras för de intressanta kemikalierna. Samtidigt tas kemikalieegenskaper fram och karakteriseringsfaktorer beräknas med hjälp av modeller. Det sammanvägda resultatet av karakteriseringsfaktorn och mängden emission leder fram till ett jämförbart tal för varje kemikalie. Detta tal används sedan för att jämföra miljörisken med andra emissioner från varan och med andra emissionskällor. I däckfallet kan exempelvis avgaser från trafiken vara intressant.

Tillvägagångssättet är baserat på följande moment, vilka känns igen i rubrikerna för exempelfallstudien av bildäck:

- Inventering av mängden samt användningsmönster

Uppskattas med hjälp av nationell handelsstatistik och annan statistik.

- Kartläggning av kemiskt innehåll

Kartläggs initialt med hjälp av uppgifter om ingredienser från tillverkare och information om tillverkningsprocessen. Innehållet av de intressanta kemikalierna bekräftas senare med hjälp av analyser.

- Identifiering av intressanta kemikalier och risker med dessa

Görs utifrån kemikalieegenskaper och förekomstmängder (se Figur 2). För att bedöma riskerna av de utvalda kemikalierna tas karakteriseringsfaktorer fram med modeller som t.e.x. OMNIITOX.

- Kvantifiering av emissionerna från utvalda kemikalier

Modelleras med hjälp av framtagning av emissionsfaktorer och modellering av rörelse i material exempelvis som i masstransportmodellen för NRC IRC (se kap 3.3).

- Bedömning av emissionernas miljöpåverkan

Slutligen görs en bedömning av emissionernas farlighet gentemot varandra och andra utsläpp.

Fördelar och svårigheter med tillvägagångssättet diskuteras i kapitel 8.

3.2 Riskbedömning och livscykelanalys

En kemikalie kan orsaka problem på många olika sätt. Den kan exempelvis vara akut toxisk eller kroniskt toxisk, cancerframkallande eller allergiframkallande. Giftighet är relativt och beror på dos, förgiftningsförlopp och exponering. Om en kemikalie är akut toxisk innebär det att den ger effekter genast, ju mer akut toxiskt ett ämne är desto mindre mängd behövs för att orsaka skada. De kemikalier som är kroniskt toxiska är istället långlivade och ackumulerande, vilket innebär att de har svårt att brytas ner i kroppen eller i miljön och ansamlas istället. På sikt orsakar de därför skada. Det är komplext och svårt att beskriva giftigheten av en kemikalie i siffror, även om behovet av just detta är mycket stort. (Sutner, 2003)

Inom fallstudierna krävs att farligheten av kemikalierna som emitteras från varan kvantifieras för att göra jämförelse och problembedömning ska möjlig. Hjälps tas från livscykelanalys och riskbedömning för att möjliggöra en toxikologisk bedömning av emissionerna.

Vid en ekologisk riskbedömning vill man ta hänsyn till alla olika typer av toxicitet och angreppssättet är att undersöka sannolikheten för att en kemikalie eller en mix av kemikalier kommer att orsaka skada på ekosystemen eller deras komponenter. Vid beräkning av risken används oftast två parametrar (Suter, 1993):

1. Kunskap om toxikologiska egenskaper och framtagandet av den så kallade "Predicted No Effect Concentration" (PNEC), d.v.s. den koncentration vid vilken kemikalien inte förväntas ge någon effekt.
2. Kunskap om miljömässigt öde för kemikalien och prediktering eller mätningar av miljömässiga koncentrationer (PEC, Predicted Environmental Concentration eller MEC, Measured Environmental Concentration)

PEC/PNEC kvoten kallas för riskkarakteriseringsfaktor och används i riskbedömningar för att numeriskt uppskatta miljörisken av kemikalien. För en kvot större än 1, d.v.s. när koncentrationen i naturen är större än den predikterade koncentrationen för att ingen effekt ska ske finns det en anledning att vidta åtgärder. (Wik, 2008)

En livscykelanalys (LCA) är en studie av en varas livscykel med syftet att bedöma varans miljöpåverkan, genom identifiering och kvantifiering av material, energiåtgång och föroreningsutsläpp. Styrkan med en LCA är att produkter, processer och aktiviteter objektivt kan jämföras med hjälp av klassificering och karakterisering. (Baumann & Tillman, 2004)

Toxikologisk bedömning är en karakteriseringskategori inom LCA-metodiken för att bedöma om ett ämne bidrar till toxisk påverkan på människa och ekosystem (Wenzel m.fl., 1997). Denna typ av bedömning kan sägas kombinera riskbedömning med LCA och leder till så kallade karakteriseringsfaktorer som beskriver kemikaliernas relativa giftighet. Grundbegreppen i toxisk bedömning liknar de för riskbedömningen (Niklasson, 2007):

- Öde *Residenstiden av en kemikalie i en miljö, nedbrytning och transportprocesser är avgörande faktorer.*
- Exponering/intag *Exponering för ämnet. Exponeringen beror bl.a. på matvanor, vattenintag och organismens respiratoriska volym.*
- Effekt/skada *Hur stor skada och vilken typ av skada som ämnet orsakar, detta varierar väldigt mycket.*

Det existerar idag ett antal olika modeller för toxikologisk bedömning, en av dessa är OMNIITOX-modellen. Modellen är en ödes-, exponerings- och effektmodell som räknar fram karakteriseringsfaktorer med hänsyn till både substansegenskaper och miljöegenskaper. I detta arbete kommer OMNIITOX att tillämpas för beräkning av karakteriseringsfaktorer.

LCA och verktyget för toxikologisk bedömning beskrivs utförligare i Bilaga A.

3.3 Modellering av emissioner

För att kunna möjliggöra toxikologisk bedömning av en vara krävs även att mängden emission från en vara kan kvantifieras. Detta görs via framtagning av emissionsfaktorer för de specifika ämnena och information om mängden av varan i samhället. Vid framtagandet av emissionsfaktorer utgår man från litteratur, innehåll i varan och mätningar. En ambition i programmet är även att fördjupa kunskapen om emissionsmekanismer. På så sätt kan emissionerna modelleras utifrån innehållet i varan. (Haglund, 2007)

Det finns försök gjorda på att modellera emissionerna. NRC-IRC (National Research Council Canada Institute for Research in Construction) har utvecklat modeller för emissioner av flyktiga organiska ämnen (VOC) från byggmaterial. Det handlar delvis om en empirisk modell som förutspår hur emissionen varierar med tiden. Denna berättar hur mycket som kommer emitteras av en viss typ av kemikalie från ett specificerat material men det finns ingen generalisering. Det krävs material och ämnesspecifika konstanter som endast fås genom experiment. (Won m.fl., 2003)

Den andra typen av modell som har utvecklats är en masstransportmodell som tittar på diffusionsprocessens temperaturberoende m.m. och kopplar det till olika egenskaper hos kemikalien och materialet. Samband mellan diffusion och molekylvikt samt partitionskoefficient och ångtryck har uppmätts. Även om modellen ännu så länge alltid är beroende av uppmätta värden, så har de kommit en god bit på väg mot målet att kunna bedöma mängden emission utifrån vad en vara innehåller. (Wang m.fl., 2008)

4 Litteraturstudie av personbilsdäck

Detta kapitel beskriver bakgrunden för valet av däck som fallstudieobjekt och de data som ligger till grund för beräkningarna i fallstudien. Datainsamlingen har skett med utgångspunkt från tillvägagångssättet från föregående kapitel.

4.1 Introduktion till bildäck som fallstudieobjekt

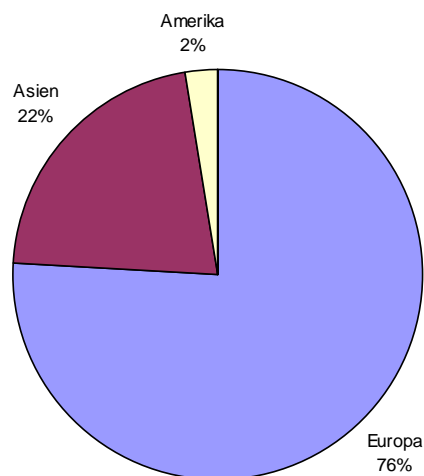
Det finns flera olika anledningar till att bildäck anses vara ett lämpligt fallstudieobjekt. Delvis är det på grund av den stora mängden av däck som finns i samhället. En annan anledning är att de innehåller många ämnen som ur ett miljö- och hälsoperspektiv utgör en potentiell risk.

Debatten om bildäcks miljöfarlighet har pågått länge. I Sverige startade diskussionerna i början av 90-talet bl.a. med rapporten "Nya hjulspår" (Ahlbom och Duus, 1994), där problemet med polyaromatiska kolväten (PAH) i de högaromatiska oljorna (HA-oljor) som används i däcken togs upp. Vilket också har lett till ett förbud mot användning av HA-olja i däck (Grön kemi, 2005). Sedan dess har många studier utförts där resultatet tyder på att emissioner från däck har en negativ påverkan på miljön, däremot råder skilda meningar om hur stor risk de utgör.

Med bildäck avses i denna fallstudie personbilsdäck av den typ som används i Sverige, utan dubbar. Bildäckets livscykel och uppbyggnad finns närmre beskriven i Bilaga B.

4.2 Mängder och användning

I dag tillverkas inte några personbilsdäck i Sverige. Den sista tillverkande industrin var Continental i Gislaved, som lades ner 2002. Ett antal regummerare finns dock, bl.a. Anderstorpsdäck i Anderstorp (*personlig kontakt, Runberger, 2008*). De däck som importeras till Sverige kommer idag till största delen från Europa, en knapp fjärdedel kommer från Asien och en närmast obetydlig del importeras från Nordamerika och Nya Zeeland. Figur 3 visar fördelningen av importerade däck från olika världsdelar. (SCB, 2008)



Figur 3: Fördelning av importerade däck till Sverige från olika världsdelar.

För att uppskatta den ungefärliga mängden av personbilsdäck i Sverige används statistik på antalet rullande bilar i Sverige, vilket för år 2005 var 4,1 miljoner (*Bilswedens hemsida, 2008*). Antalet rullande däck uppskattas därigenom till ungefär 16,4 miljoner.

Den genomsnittliga körsträckan för år 2005 var 14 240 km för personbilar (*Sika statistik vägtrafik, 2006*). Ett däck anses kunna rulla mellan 40 000-60 000 km under sin livslängd (*Ahlbom & Duus, 1994; BLIC, 2001, och Luhana L m.fl., 2004*). Detta innebär en ungefärlig livslängd på 3 år för varje däck.

4.3 Kartläggning av kemiskt innehåll i bildäck

Ett däck består av olika gummiblandningar, textil och stål (för en närmre bild av bildäcks uppbyggnad se Bilaga B). Stålwiren är ofta belagd med brons och textilerna är rayon, polyamid och polyester. Fem olika typer av polymerer används vanligtvis i däck: naturgummi (NR), isoprenogummi (IR), styrenbutadiengummi (SBR), butadiengummi (BR), och klorbutylgummi (CIIR). Dessa blandas i olika mängder för att få fram rätt egenskaper för önskat ändamål. De olika typerna av gummi levereras till däckfabriken vanligtvis redan innehållande ett antal additiver (*personlig kontakt, Fransson, 2008*). För att mjukgöra gummit och öka kontakten med vägbanan används olika typer av aromatiska oljor. Kimrök och silica (kiseloxid) används för att öka styrkan och slittåligheten i gummiblandningen. Ett antal additiver med olika funktioner är tillsatta till däckblandningen, bl.a. åldringsskydd, acceleratorer och aktivatorer. Svavel används som vulkmedel och binder samman gummipolymererna och gör materialet elastiskt. En viktig del med vulkningen är att denna delvis förändrar ingredienserna. (*Ahlbom & Duus, 1994; Fauser 1999; SGF 2000; BLIC, 2001*)

Målet har varit att på detaljerad nivå ta reda på vad som finns i däck. I detta arbete har valts att utgå från Continentals råvaruförteckning (1999-2002) för att kunna identifiera fokuskemikalier. Tabell 1 beskriver typinnehållet i däck för tillverkning av Continentaldäck i Gislaved, denna bild stämmer även överens med övrig litteratur (*Ahlbom & Duus, 1994; BLIC, 2001; Wik & Dave, 2008; Fauser, 1999*). Råvaruförteckningen med kemikalierna finns i Bilaga C tillsammans med en jämförelse med ett medeldäck i Europa.

Tabell 1: Typinnehåll för tillverkning av Continentaldäck i Gislaved, angivet i viktsprocent.

Teknisk beteckning	Dominerande ingrediens	Bildäck Gislaved
Syntetisk gummi	SBR, BR	21%
Naturgummi	NR	21%
Återvunnet gummi		0,3%
Förstärknings, fyllmedel	Kimrök, Silica	25%
Vulkmedel	Svavel	1,2%
Aktivatorer	Zinkoxid, Stearinsyra	2,5%
Mjukgörare	Aromatiska oljor	8%
Acceleratorer	CBS, TBBS, MBTS	0,7%
Åldringsskydd	6PPD, 77PD, TMQ	1,3%
"coated wires"	Stål, brons, zink, mässing	12%
Textil	Polyester, rayon, nylon	5%
Övrigt	Bindemedel m.m	2%
Totalt		100,0%

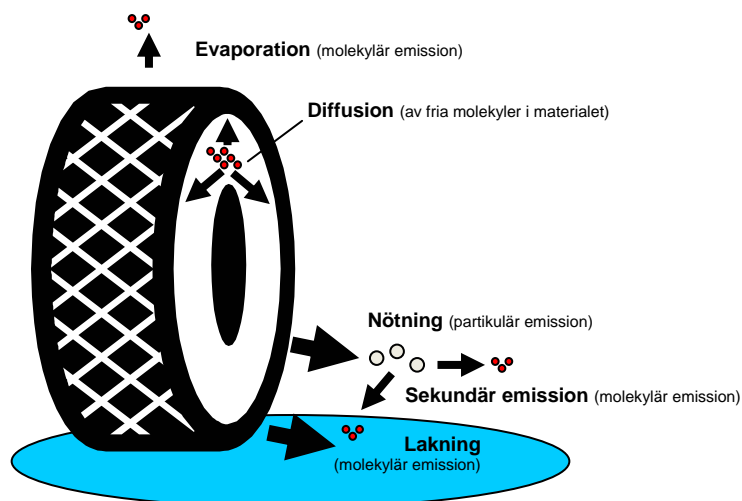
För bedömning av potentiella emissioner är det dock viktigt att beakta att ingredienserna delvis ändras under tillverkningsprocessens vulkning. Vissa av ingredienserna reagerar och bildar nya ämnen, andra förblir oförändrade, vissa binds till gummit, medan andra ligger lösta i materialet. Ahlbom och Duus (1994) beskriver följande generella händelseförlopp under vulkningsprocessen:

- Acceleratorerna reagerar eller förändras
- Svavel binds mycket hårt till polymerkedjorna
- Mjukgörarna hålls lösta i gummitmassan
- Åldringsskydden har funktionen att vara rörliga och kommer därför att ligga lösa i materialet

Sedan 2002 har utvecklingen på däck globalt sett gått åt att silica ersätter kimrök i högre grad samt att de PAH-haltiga HA-oljorna i däcken håller på att fasas ur (*personlig kontakt, Håkansson, 2008*). Denna utfasning kommer som ett resultat av förbudet av HA-oljor i däck inom Europa (*Grön kemis hemsida, 2008*).

4.4 Beskrivning av emissionen från personbilsdäck

Emissioner från en produkt kan beskrivas av en rad olika emissionsförlopp. Dels emitterar kemikalierna i molekyllär form till luft, vatten och intilliggande material och dels partikelburna till antingen luft, vatten eller jord. En annan emissionsprocess är emissioner av nedbrytningsprodukter (*KemI, 2004*). En principiell skiss för emissioner från däck beskrivs i Figur 4.



Figur 4: Principiell skiss av emissionerna för ett bildäck (*Haglund m.fl., 2008*)

Det är i första hand partikelemission som berörs när emissioner från däck förs på tal, vilken rent viktligt är den dominerande emissionsprocessen under användningen av däck. Under hela användningen beräknas ett personbildäck emittera runt 10-20 % av sin vikt. Den exakta mängden beror bl.a. på följande faktorer (*Ahlbom och Duus, 1994, BLIC 2001, Luhana mfl., 2004*):

- Däckets egenskaper, såsom storlek, mönsterdjup, konstruktion, kontaktyta, kemiskt innehåll, hur gammalt däck är och hur långt det går.
- Fordons karakteristika; tyngd och fördelning av tyngden, var drivhjulen sitter, motoreffekt och bromssystem.
- Vägförhållanden
- Körvanor

Partikulär emission uppkommer av nötning. Troligt är att denna emission kommer att vara störst under användningsfasen, men inte en obetydlig mängd kan komma att emitteras under avfallsfasen om däcken klipps till mindre bitar för att passa i olika applikationer.

Den molekylära emissionen från ett däck består i huvudsak av (*personlig kontakt, Holmgren, 2008*):

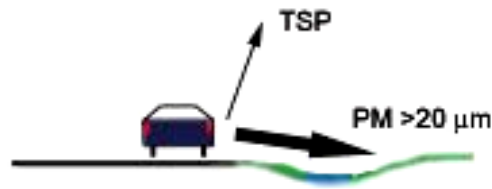
- Läckage av vattenlösliga substanser när däck sitter på bilen, på skrotade däck som lämnas i naturen och på slitagepartiklarna från användning av däck. Det uppstår även när däck används som fyllnadsmaterial i diverse applikationer (*Westerberg & Mácsik, 2000*).
- Emission till luft sker främst av lättflyktiga ämnen under användning och lagring, man kan även tänka sig att denna emission ökar, som ett resultat av ökad molekylrörelse i materialet på grund av värme.

4.4.1 Partikulär emission

Europas däckproducenter har räknat ut det ungefärliga medelslitaget för personbildäck till 30 mg/km (*BLIC, 2001*), vilket även ligger i linje med annan litteratur där slitage mellan 16-64 mg/km är beräknat (*CSTEE, 2003; IVL & SMHI, 2007; Rauterberg-Wulff, 1999*). Undersökningar utförda på uppdrag av Vägverket och Naturvårdsverket tyder på att partikelutsläpp från däck är det största icke avgasrelaterade partikelutsläppen vid vägar (*IVL & SMHI, 2007*)

De faktorer som påverkar mängden slitage kommer även att påverka storleksfördelningen av partiklar. Resultaten av undersökningar från Fauser (1999) och Kumata m.fl. (1997) visar tillsammans att partiklar större än 20 µm viktligt utgör den största fraktionen av avgivna däckpartiklar. Fauser (1999) påvisar också att endast 5-6 % av de emitterade partiklarna utgörs av partiklar mindre än 10 µm (PM10), vilket överensstämmer med hänvisningar till däckproducenternas undersökning i BLIC rapporten (2001). TSP står för den Totala mängden Svävande Partiklar, dvs. den luftburna delen av partiklarna. Denna mäts ofta i samband med långväga luftföroreningstransporter och enligt guideboken för EMEP/CORINAIR anges att ungefär 60 % av TSP utgörs av PM10 för däck.

Figur 5 illustrerar partikelspridningen av slitagepartiklar från bildäck.

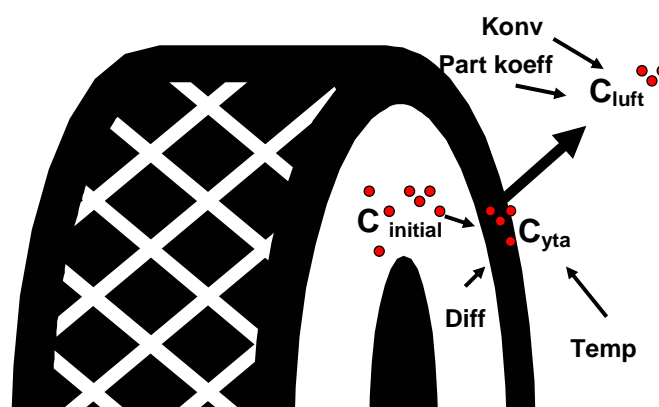


Figur 5: Illustration av partikelspridning av slitagepartiklar från bildäck

På grund av den stora mängden av tyngre partiklar är spridningen av däckpartiklar till stor del begränsad till områden nära vägar där emissionen sker. Wik och Dave (2008) har sammanställt en matris för förekomsten av däckpartiklar i miljön med hjälp av flertalet olika studier, där olika ämnen, typiska för däck har använts som markörer. Bensothiazoler, styrenbutadien och organsikt bunden zink är de mest använda kemiska markörerna. Matrisen visar att den största mängden slitagepartiklar från däck påträffas på eller i närheten av vägen. En stor andel sköljs med dagvattnet ut till reningsverk och påträffas i slammet. Partiklarna förekommer även i luft, vatten, jord, sediment och biota, i lägre koncentrationer. Denna fördelning är ett resultat av de små partiklarnas förmåga att sprida sig, medan de stora partiklarna kommer att stanna nära utsläppskällan (Fauser, 1999).

4.4.2 Molekylär emission

Molekylär emission från däck sker till skillnad från den partikulära emissionen konstant i alla faser av däckets användning till avfallshandling. Molekyler kommer även att frigöras från partiklarna (*personlig kontakt, Holmgren, 2008*). Figur 6 visar principiellt vilka mekanismer som troligtvis dominerar den molekylära emissionen i däck.



Figur 6: Mekanismer för molekylär emission i däck.

Figuren ovan visar att den initiala koncentrationen tillsammans med temperatur och diffusionskonstant kommer att vara avgörande faktorer för hur mycket av kemikalien som kommer att migrera till ytan på däck. Konvektion, partitionskoefficient och koncentrationen utanför däck kommer sedan att avgöra hur stor mängd som frigörs från ytan ut till omgivande medium. (Crank, 1980)

Vilka mekanismer som dominerar den molekylära rörelsen i materialet kommer att variera beroende på vilken kemikalie det är frågan om. Det beror även på gummimaterialet t.ex. vilken komposition det har eller om det är nytt eller gammalt. (*Personlig kontakt, Holmgren, 2008*)

Edeskär (2006) visar i sina lakningsförsök att ytstorleken är en viktig påverkansfaktor för den molekylära emissionen. Små partiklar har en större exponerad yta, vilket innebär att en större koncentration kan emittera från dessa jämfört med stora däckklipp. Även lösningsmedel är en betydande faktor för hur mycket som emitteras molekylärt.

Det har även skett ett antal mätningar på läckage från både däckpartiklar och konstruktioner där däckmaterial har använts, dessa berörs dock inte i denna studie.

4.5 Identifiering av problem med emissioner från bildäck

I detta avsnitt undersöks vilka problem som kan uppstå vid emission från däck. Detta görs genom att identifiera fokusämnen inom litteraturen, undersöka farligheten av partiklar och till sist beskriva de ämnen som är utvalda för senare beräkningar.

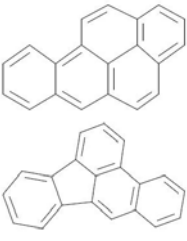
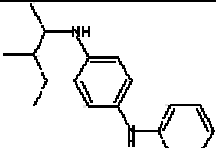
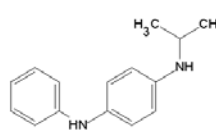
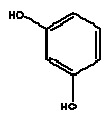
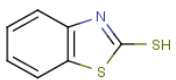
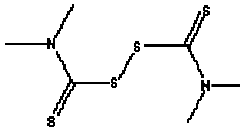
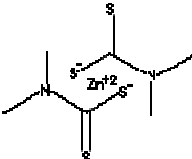
4.5.1 Potentiella riskämnen

Vilka ämnen som är farliga beror på många faktorer. En huvudfaktor är förstås hur giftiga de är, men även i hur stor mängd de förekommer och var de emitterar spelar en stor roll. Data för toxicitet finns för de flesta av dessa ämnen däremot saknas data för miljöexponering, det vill säga hur miljön exponeras för kemikalien.

I debatten om bildäcks miljöfarlighet har vissa ämnen tagits upp mer än andra. Det skiljer mellan länderna vilka ämnen som har haft störst prioritet. I Sverige har huvudfokus varit PAH under många år (*presonlig kontakt, Edeskär, 2008*). Detta betyder inte att det inte finns andra ämnen av intresse. I litteraturen kan man hitta en mängd olika ämnen som klassificeras som potentiella riskämnen.

Tabell 2 visar de ämnen som identifierats som potentiella riskämnen i däck. Nämnas bör dock att detta inte är en heltäckande lista utan endast ett urval från författaren utifrån läst litteratur.

Tabell 2: Fokusämnen för bildäck

Namn	CAS-nr	Struktur	Användning	Kriterier	Källa
PAH, bl.a. Bens(a)pyren Bens(b)flouranten	50-32-8 205-99-2		Förekommer i HA-oljor och Kimrök	Carcinogen Mutagen Reproduktionsstörande Miljöfarligt långtidseffekter Allergiframkallande	Keml prio guiden, (2008), Edeskär (2006), Nilsson mfl. (2005)
6PPD	793-24-8		Åldringsskydd, migrerar ut ur materialet för att reagera med syre och ozon.	Miljöfarligt långtidseffekter Allergiframkallande Används i stor volym	Nilsson mfl. (2005), Wik & Dave, (2008)
IPPD	101-72-4		Åldringsskydd, migrerar ut ur materialet för att reagera med syre och ozon	Miljöfarligt långtidseffekter Allergiframkallande Används i stor volym	Wik, (2008) Keml prioguiden, (2008)
Resorcinol	108-46-3		Bindemedel, för bättre fäste mellan gummi/metall eller gummi/textil	Miljöfarlig Hälsoskadlig Mycket giftigt för vattenlevande organismer	ChemRisk, (2008), Keml-klassificeringsguide, (2008), Ahlbom och Duus, (1994)
MBT, Mercapto-benzothiazole	149-30-4		Primär accelerators för naturgummi under vulkning	Miljöfarligt långtidseffekter Allergiframkallande Används i stor volym	ChemRisk, (2008), Keml prio guiden, (2008)
TMTD	137-26-8		Accelerator med funktion att öka hastigheten på vulkningen.	Miljöfarligt långtidseffekter Mutagen Allergiframkallande Används i stor volym	ChemRisk, (2008); Keml prio guiden, (2008)
ZDMC	137-30-4		Accelerator med funktion att öka hastigheten på vulkningen.	Miljöfarligt långtidseffekter Mutagen Mycket hög akut giftighet Allergiframkallande Används i stor volym	ChemRisk, (2008); Keml proguiden, (2008)

4.5.2 Potentiell risk med partiklar

En annan aspekt av risken med emissioner från bildäck är slitagepartiklarna i sig. Partiklarna blir bärare för kemikalierna och kan komma att ge dessa helt andra egenskaper än vad de har som enskilda molekyler. (Personlig kontakt, Arvidsson, 2008)

Hur partiklar påverkar hälsan och miljön och vilka beståndsdelar som är mest skadliga och vilka mekanismerna är, är ännu så länge okänt. Studier visar att PM10 partiklar kan ge

upphov till hjärt- kärl- och lungsjukdomar, även den totala dödligheten kan påvisas ha ett samband med PM10 (*Staxler m.fl., 2001*). Ett annat observerat samband är att ökad koncentration av slitagepartiklar ger ökade luftvägsbesvär hos personer med astma (*Vägverkets hemsida, 2009*).

Forsberg m.fl. (2005) uppskattar att alla luftburna partiklar i Sverige bidrar till ungefär 3500 förtidiga dödsfall per år i Sverige och en genomsnittlig livstidsreduktion på 7 månader. Även effekter av däckpartiklar till miljön har observerats i flertalet studier bl.a. Stephensen m.fl. (2003) kan konstatera effekter på fisk på grund av PAH från bildäck.

4.5.3 Valda ämnen att studera

Giftigheten och den risk kemikalien utgör beror på många olika faktorer. Både egenskaperna hos kemikalien och den omgivning denna emitteras till samt om den sitter på en partikel kommer att påverka. Vid bedömning av giftighet i LCA sammanhang pratar man om ”öde”, exponering och effekt (*Niklasson, 2007*), något som finns beskrivet i Bilaga A. För denna rapport har följande enskilda kemikalier valts ut för vidare beräkningar och bedömning:

- **PAH**
 - o Bens(a)pyren
- **Åldringskydd**
 - o 6PPD
 - o IPPD

PAH

PAH (polycykliska aromatiska kolväten) är ett samlingsnamn för en grupp kemikalier som utgörs av mer än 500 olika ämnen. PAH bildas vid ofullständig förbränning av kol eller kolväten och största källan i trafikmiljöer är avgaser. PAH förekommer även i bildäck framförallt på grund av innehållet av aromatiska oljor och kimrök. Eftersom PAH är en restprodukt i både olja och kimrök kommer innehållet att variera från däck till däck. (*Ahlbom & Duus, 1994*)

PAH är den största kända gruppen av carcinogena ämnen, även om alla PAH inte är carcinogena. Karakteristiskt för PAH är att de består av en eller flera kondenserade aromatiska ringar i samma plan, vilket är en av huvudorsakerna till deras förmåga att påverka DNA i cellkärnan. De flesta organismer kan omvandla PAH. De nedbrytningsprodukter som då bildas kan många gånger vara farligare än ursprungssämnet. PAH är fettlösliga, oftast stabila och i en del fall bioackumulerande. Att föreningarna är stabila innebär att de är svårnedbrytbara och att de kan spridas långt i miljön innan nedbrytning sker. I vattenmiljöer binds PAH framförallt till partiklar, som sedan transporteras till sediment där de kan bli mycket långlivade. Därför är vattnekosystem nära utsläppskällor mest utsatta. (*KemI, 2008*)

Även i luft förekommer PAH huvudsakligen partikelbundet p.g.a. att PAH är relativt stora molekyler. (*Staxler m.fl., 2001*)

Bens(a)pyren har valts ut till fallstudien eftersom den i många fall använts som indikator för carcinogena PAH. Det är även den PAH som är bäst undersökt (*Staxler m.fl., 2001*). Enligt Kemikalieinspektionens prioguide klassas bens(a)pyren som ett urfasningsämne, vilket innebär att det klassas som ett ämne med särskilt allvarliga egenskaper och alla

nyproducerade varor ska i så stor utsträckning som möjligt vara fria från kemikalien (*KemI, 2008*).

Staxler (*2001*) beskriver att den uppskattade genomsnittsexponeringen i Sverige på 0,7 ng bens(a)pyren/m³ enligt WHO:s riskuppskattning skulle medföra ca: 8 cancerfall årligen i Sverige.

Åldringsskydd

För att skydda gummit från att åldras tillsätts små mängder av s.k. antioxidanter och antiozonanter. Dessa har funktionen att migrera ut ur gummit och reagera med syre och ozon och på så sätt skydda däck. (*Billmeyer, 1984*)

1995 var den totala produktionen av antiozonanter och antioxidanter 117 000 ton producerat av ungefär 20 producenter globalt med den största produktionen i Nordamerika, Västeuropa och Japan. (*SIDS, 2004*)

IPPD och 6PPD är utvalda för att titta närmre på, båda dessa ämnen är aromatiska aminer och varandras analoger. Skillnaden mellan de båda substanserna är att IPPD består av en isopropylgrupp istället för en 1,3-dimetylbutylgrupp. Substanserna används i samma mängder i däck, och utgör ca 1 % av vikten. (*BUA, 1996*)

I IVLs screeningrapport för aminer (*2007*) konstateras att förekomst av studerade aminer, däribland IPPD, har ett samband med emissioner från trafik, fordon och deras tillbehör som t.ex. däck.

IPPD är en kontaktallergen som kan orsaka hudinflammation både vid direktkontakt och när hud är i kontakt med olika gummiprodukter innehållande IPPD. Även 6PPD anses något hudirriterande även om denna ger aningen mildare effekter. Den akuta toxiciteten för invertebrater och fisk är högre hos 6PPD än IPPD medan IPPD är mer alg tillväxthämmande, se Tabell 3 på nästa sida. (*SIDS, 2000; SIDS, 2004*)

I Wiks studie ”Toxic components leaching from Tire Rubber” (*2007*) undersöktes immobiliteten hos daphnia magna (en typ av plankton som används som miljöindikator) för gummipartiklar med olika additiver tillsatta. IPPD identifierades som en av de giftigaste additiverna i däck. 6PPD gav inte alls lika stort utslag i detta test vilket delvis förklaras av att IPPD migrerar snabbare än 6PPD och därför skulle kunna ge upphov till större koncentrationer (*Ignatz-Hoover m.fl., 2003*).

Egenskaper hos Bens(a)Pyren, 6PPD och IPPD

De egenskaper som har tagits fram för de studerade ämnena visas i Tabell 3. Dessa egenskaper används sedan i OMNIITOX-modellen för beräkningarna (beskrivna i kapitel 5.2). Metod och källor till uppgifterna finns inlagda i OMNIITOX databas.

Tabell 3: Egenskaper hos Bens(a)Pyren, 6PPD och IPPD

Egenskap	Bens(a)Pyren	6PPD	IPPD
Fys/ kem			
Molekylvikt (g/mol)	252,32	268,41	226,32
Ångtryck (Pa)	66,61	0,00064	0,093-0,46
Henrys lags konstant (Pa*m ³ /mol)	164,14	1,84	0,00015
Smältpunkt (C)	179	50	74
Log(Kow)	5,70-6,04	4,68	3,88-4,00
Ekotox			
Akut toxicitet för invertebrater (EC50) (mg/l)	0,050	0,51-0,99	1,10-23
Akut toxicitet för fisk (LC50)	1,20-3,70	0,14-0,40	0,34-0,43- 12.5
Algtillväxt-hämmande (biomass reduktion, EC50)	1,20	0,60	0,50
Öde/ transp			
Halveringstid luft (dagar)	0,02	0,042	0,038
Halveringstid vatten (dagar)	1400	1	0,083
Halveringstid jord (dagar)	309	900	900

Som ses i tabellen är alla tre kemikalierna relativt stora och tunga molekyler, och smältpunkten är hög. Allra högst smältpunkt har bens(a)pyren som inte smälter förrän vid 179 °C.

Ångtrycket indikerar evaporationshastigheten hos en vätska, ett högt ångtryck är ofta förknippat med en hög flyktighet hos molekylen. Ångtrycket för vatten vid 25 °C är 3167 Pa (Chang, 2003). Av våra studerade ämnen visar sig bens(a)pyren vara den som är mest flyktig även om flyktigheten relativt sett är väldigt låg exempelvis jämfört med vatten.

Kow är fördelningskoefficienten mellan oktanol och vatten, den beskriver bl.a. om ett ämne är vattenlösligt eller fettlösligt. Denna parameter används ofta för att förutspå ”ödet” hos en kemikalie ex. bioackumulation (*USGS hemsida, 2009*). Samtliga studerade ämnen har väldigt höga Kow värden och är därför fettlösliga, men bens(a)pyren har högst värde.

Vad gäller toxiciteten är vilket ämne som är giftigast beroende av vilken typ av toxicitet som testas. Toxiciteten hos invertebrater som ex. daphnia magna är högst för PAH (detta syns på att den har lägst EC50-värde, den koncentration där 50 % av individerna visar effekt). IPPD har högst EC50-värde och verkar ha störst effekt på alger. För fisk är det 6PPD som är giftigast (högst LC50 värde, den koncentration där 50% av individerna dör).

För ”öde” i naturen, är halveringstider av ämnena i olika recipienter uppskattade. Halveringstiden i luft och vatten är högst för bens(a)pyren, för halveringstiden i jord är det istället 6PPD och IPPD som har högst nedbrytningstid.

5 Beräkningar

Den beräknade toxikologiska miljöpåverkan är en funktion av den emitterade mängden och karakteriseringsfaktorer baserade på substanssegenskaper och miljöegenskaper. Total emission i Sverige av respektive studerat ämne samt karakteriseringsfaktorer för dessa ämnen har beräknats för att kunna bedöma påverkan av emissionerna. I detta kapitel beskrivs de beräkningar som har utförts samt teorin bakom dem.

5.1 Kvantifiering av emission från däck i Sverige

Den totala emissionen per år, TE , för totala antalet rullande personbilsdäck i Sverige har beräknats enligt ekvation 1.

$$TE = n_d \cdot S \cdot EF \quad (1)$$

där:

n_d = Antalet rullande personbilsdäck i Sverige
 S = Totala sträckan som körs per bil och år i Sverige [km/år]
 EF = Emissionsfaktor [Mg/km]

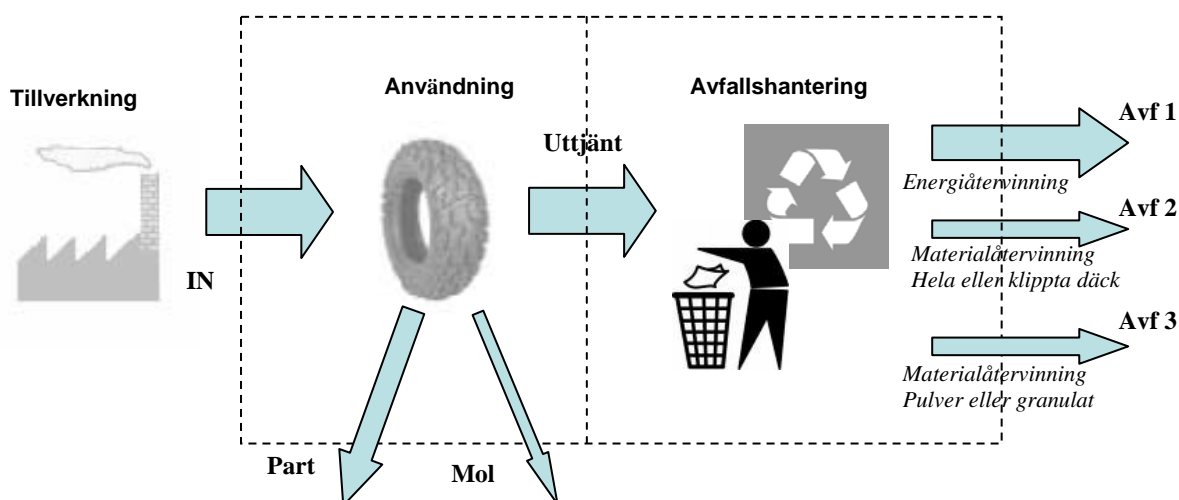
Emissionsfaktorn utgör en väsentlig del för beräkningarna. I denna rapport är den modellerad och kan t.ex. utgöras av någon av följande tre fall: 1) totala emissionen för alla ämnen, 2) total emissionen för respektive studerat ämne, 3) emissionen för ett ämne och en fraktion. Nedanstående avsnitt, 5.1.1 beskriver framtagandet av emissionsfaktorerna. Avsnitt 5.1.2 förklarar de beräkningsantaganden som är gjorda.

5.1.1 Beräkning av emissionsfaktorer

Framtagandet av emissionsfaktorer för däck utförs med hjälp av:

- Koncentrationen av respektive ämne i däcket
- Information om ett däckets livslängd
- Massbalansmodell baserad på den studerade livscykeln

Principen för beräkningarna visas i Figur 7.



Figur 7: Massbalans av systemet för kartläggning av emission från bildäck

Massbalansmodellen baserar sig på principen om massans oförstörbarhet och tillämpas genom ekvation 2.

$$In + Prod = Ut + Ack \quad (2)$$

Termerna "In" och "Ut" avser flödet av ämnet in i respektive ut från systemet. Med "Prod" menas den mängd som produceras, alternativt konsumeras inuti systemet. "Ack" avser den mängd som blir ackumulerad i systemet.

Massbalansen för däck (Figur 7) följer de teorier som ges i kapitel 4.4 om emissionsmekanismer, där den totala emissionen ut delas i en partikulär, en molekylär och tre avfallsfraktioner. Den totala emissionen från däck, m_{tot} beskrivs då enligt ekvation 3:

$$m_{tot} = m_{part} + m_{mol} + m_{avf1} + m_{avf2} + m_{avf3} \quad (3)$$

där:

- m_{tot} = Total emitterad massa från däck i det studerade systemet
- m_{part} = Partikulär emission p.g.a. slitage under användning
- m_{mol} = Emitterad massa p.g.a. molekylär rörelse i materialet
- m_{avf1} = Emitterad massa från förbränning av uttjänta däck
- m_{avf2} = Emission av materialåtervinning som däcksnitt och hela däck
- m_{avf3} = Emission av materialåtervinning som granulat eller pulver

I detta fall har emissionerna från avfallsfraktionerna antagits vara noll och emissionsfaktorerna är beskrivna för endast användningsfasen som sträcka. Detta innebär att den totala emissionen per km under användningsfasen, EF_{tot} beräknas enligt ekvation 4.

$$EF_{tot} = \frac{m_{mol} + m_{part}}{S_d} = \frac{m_{ny} - m_{uttjänt}}{S_d} \quad (4)$$

där:

- m_{part} = Partikulär emission p.g.a. slitage under användning
- m_{mol} = Emitterad massa p.g.a. molekylär rörelse i materialet
- m_{ny} = Massa av ett nytt däck
- $m_{uttjänt}$ = Massa av ett uttjänt däck
- S_d = Genomsnittlig körsträcka för ett däck under sin livslängd

Emissionsfaktorn för ett speciellt ämne, $EF_{x,tot}$ kan då beskrivas enligt ekvation 5.

$$EF_{x,tot} = \frac{C_{x,ny} \cdot m_{ny} - C_{x,uttjänt} \cdot m_{uttjänt}}{S_d} \quad (5)$$

där:

$C_{x,ny}$	= Koncentrationen av ämnet, x i nya däck
$C_{x,uttjänt}$	= Koncentrationen av ämnet, x i uttjänta däck
m_{ny}	= Massa av ett nytt däck
$m_{uttjänt}$	= Massa av ett uttjänt däck
S_d	= Genomsnittlig körsträcka för ett däck under sin livslängd

Emissionsfaktorn för den partikulärt burna fraktionen av ett speciellt ämne som resultat av slitage på däck under användningsfasen, $EF_{x,part}$ beräknas enligt ekvation 6.

$$EF_{part} = \frac{C_{x,part} \cdot m_{däck,part}}{S_d} \quad (6)$$

där:

$C_{x,part}$	= Koncentrationen av ämnet, x i partiklarna
$M_{däck,part}$	= Massa av ett partiklarna i ett däck
S_d	= Genomsnittlig körsträcka för ett däck under sin livslängd

För den molekylära emissionen från däck, $EF_{x,mol}$, som är den emissionsprocess det idag saknas mest kunskap om, har en grov uppskattning gjorts med hjälp av viktminskningen från nytt däck till uttjänt däck (ekvation 7).

$$EF_{mol} = \frac{C_{x,ny} \cdot m_{däck,ny} - C_{x,part} \cdot m_{däck,part} - C_{x,uttjänt} \cdot m_{däck,uttjänt}}{S_d} \quad (7)$$

där:

$C_{x,ny}$	= Koncentrationen av ämnet, x i nya däck
$C_{x,uttjänt}$	= Koncentrationen av ämnet, x i uttjänta däck
m_{ny}	= Massa av ett nytt däck
$m_{uttjänt}$	= Massa av ett uttjänt däck
S_d	= Genomsnittlig körsträcka för ett däck under sin livslängd

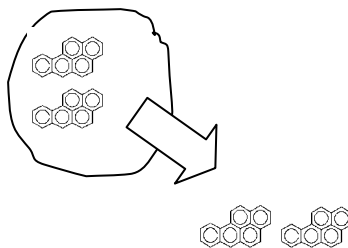
5.1.2 Beräkningsantaganden

Alla koncentrationer för respektive kemikalie- och emissionsfraktion, bygger på analyser redovisade i litteraturen vilka återfinns i tabellform i Bilaga D.

Åldringsskydden IPPD och 6PPD antas bete sig på samma sätt och förekomma i samma mängder. Därför appliceras värdena för 6PPD även på IPPD. Man ska dock ha i åtanke att en större migration har observerats för IPPD (se kapitel 4.5.3).

Storleken från den partikulära emissionen har beräknats utifrån antagandet om en total viktförlust av 20 % under däckets livslängd, vilket konstateras vara använt av flertalet källor i litteraturen (se kapitel 4.4). Den totala genomsnittliga vikten av däck är antagen till 8,6 kg, i enlighet med ett Europeiskt medeldäck (BLIC, 2001).

Alla kemikalier som finns i däckpartiklarna kan helt frigöras i miljön enligt Figur 8. Detta är en grov approximation då partiklarna till viss mån ändrar beteendet av kemikalien då den agerar bärare (se kap 4.5.2).



Figur 8: Illustration av frigörelse av molekylerna från partiklarna.

Förenkling sker genom antagande av att emissionen sker till endast luft och vatten d.v.s. ingen emission sker till jord eller sediment utan att passera vatten. $EF_{part, luft}$ och $EF_{part, vatten}$ baseras på den fördelning som beskrivs i litteraturstudien (kapitel 4.4.1). Detta innebär en fördelning på 92,66 % till vatten och 8,33 % till luft.

Fördelningen av den molekylära fasen har antagits vara den samma som för den partikulärt burna emissionen.

För avfallsscenario 2 har ett antagande om inga emissioner för de studerade ämnena tagits, vilket är mycket troligt vid fallet med förbränning. För avfallsscenario 1 och 3 är det en sämre approximation, då det finns många mätningar som visar att läckage äger rum. Under en längre tidsperiod kommer troligtvis denna emission att vara betydande.

För mängderna av däck i Sverige och genomsnittlig körsträcka har de uppgifter som anges i kap 4.2 utnyttjats.

5.1.3 Emissionsfaktorer

Tabell 4 visar de erhållna emissionsfaktorerna för bildäck angivna i mg/km.

Tabell 4: Beräknade emissionsfaktorer för personbilsdäck (mg/km)

	All emission	Bens(a)pyren	6PPD/IPP
EF_{tot}	3,44E+01	3,36E-04	1,57E-01
$EF_{part, luft}$	2,87E+00	5,28E-06	5,61E-03
$EF_{part, vatten}$	3,15E+01	5,81E-05	6,17E-02
EF_{mol}	-	2,73E-04	8,95E-02

Dessa emissionsfaktorer används sedan för att räkna ut mängden emission enligt ekvation 1.

5.2 Kemikaliernas relativa farlighet

OMNIITOX-modellen har använts för att bedöma ämnenas relativa farlighet och möjliggöra bedömning även mellan olika varor eller utsläppskällor. Bakgrunden till OMNIITOX och teorin för karakteriseringsfaktorer beskrivs i Bilaga A.

Med hjälp av OMNIITOX beräknas karakteriseringsfaktorer för eko-toxicitet i sötvatten. Grunden för beräkning av faktorerna ligger i ekvation 8, där miljömässigt ”öde” multipliceras med ekotoxikologisk effekt för att få fram karakteriseringsfaktorn, *EI* (Rosenbaum, 2004):

$$EIM = FM \cdot EEM \quad (8)$$

Där:

EIM = Ecotoxicological Impact Factor Matrix
 FM = Fate factor Matrix
 EEM = Ecotoxicological Effect Matrix

Enheten för karakteriseringsfaktorn är [PAF m³ år/kg], där PAF står för ”Potential Affected Fraction” och hela enheten kan tolkas som ökningen av andelen arter som är negativt påverkade i en specifik volym och under en specifik tid i den slutgiltiga recipienten (sötvatten), på grund av en emission till en specifik recipient (jord, luft, vatten eller sediment). Detta innebär att ju högre värde karakteriseringsfaktorn har desto större negativ effekt anses kemikalien ha på miljön. (OMNIITOX hemsida, 2009)

5.2.1 Beräkningsantaganden

Ett stort antal data går att finna i litteraturen, både uppmätta värden och uppskattningar med hjälp av ekvationer som har använts för beräkningarna. Vissa luckor har dock funnits för halveringstiden i jord, vatten och luft för 6PPD och IPPD. I dessa fall har uppskattningar utifrån biologisk nedbrytbarhet gjorts med hjälp av Europakommissionens ”Technical Guidance Document on Risk Assessment, TGD part II” (2003).

De kemikalieegenskaper som har använts anges i Tabell 3 kap 4.5.2.

Använd recipient för beräkningarna är hela Europa, modellen antar jämn spridning av ämnet omgående efter att utsläppet har skett.

5.2.2 Karakteriseringsfaktorer

Tabell 5 visar de erhållna karakteriseringsfaktorerna för bens(a)pyren, 6PPD och IPPD.

Tabell 5: Karakteriseringsfaktorer för sötvatten på grund av emission från luft och vatten, i PAF·m³·år/kg.

Karakteriseringsfaktor för sötvatten	Bens(a)pyren	6PPD	IPPD
Luftemission till Europa	4,23E-02	1,33E-03	5,81E-04
Sötvattenemission Europa	4,42E+02	4,13E+00	1,13E-01

Dessa karakteriseringsfaktorer multipliceras med mängden emission av respektive ämne och resultatet redovisas i kapitel 6.2.

6 Resultat av fallstudien

Detta kapitel beskriver resultatet av fallstudien, hur stora mängder som har beräknas emittera från bildäck av de studerade ämnena samt hur farliga dessa bedöms vara i relation till varandra utifrån karakteriseringsfaktorer framräknade med hjälp av OMNIITOX-modellen. Det är viktigt att komma ihåg att denna studie baserar sig på ett fåtal mätvärden och att huvudsyftet med studien är att illustrera en beräkningsmetodik. Detta innebär att resultaten bör användas med viss försiktighet.

6.1 Emissioner från däck i Sverige

De totala emissionerna av de studerade ämnena har uppskattats med hjälp av de ekvationer som finns beskrivna under avsnitt 5.1.

6.1.1 Partikelburen emission

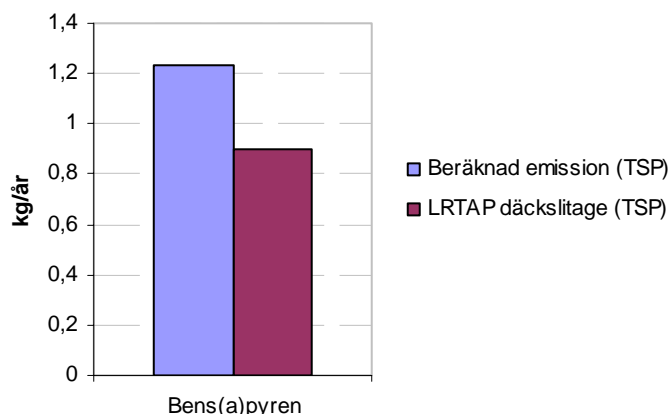
Den uppskattade mängden, av respektive studerat ämne, som följer med slitagepartiklarna och sedan sprids ut till miljön visas i Tabell 6.

Tabell 6: Årlig partikulär emission i ton på grund av rullande däck, i Sverige (medel för perioden 2000-2007).

	Totalt slitage	Luftburna, TSP	Partiklar till vatten
Bens(a)pyren (ton)	0,015	0,0012	0,014
6PPD/IPPD (ton)	15,72	1,31	14,41

6PPD/IPPD har ungefär ett 1000 gånger så stort utsläpp som bens(a)pyren. I tabellen kan även ses att vatten är en större recipient för partiklar än luft, då endast 8,33 % av emissionerna är luftburna.

Tillgång till data för att jämföra resultaten av emissionen är begränsad. För luftburen emission (TSP) av bens(a)pyren finns dock rapporterade värden till LRTAP-konventionen (konventionen om långväga gränsoverskridande luftföroreningar). Dessa värden är uppskattade med hjälp av emissionsfaktorer från CORINAIR (UNECEs hemsida, 2009). Resultatet av jämförelsen visas i Figur 9.



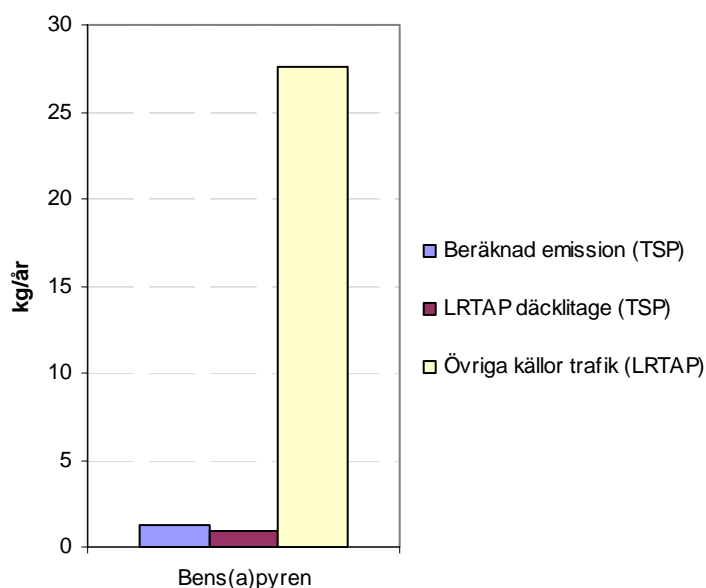
Figur 9: Jämförelse mellan denna studies beräknade däckslitage och rapporterade värden till LRTAP, framtagna med hjälp av emissionsfaktorer från CORINAIR.

Jämförelsen indikerar att uppskattningen ligger i samma storleksområde, men skiljer sig något. Skillnaderna förklaras av att olika emissionsfaktorer samt olika koncentrationer av kemikalierna har använts för beräkningarna. Hur uppskattningarna för denna studie har tagits fram finns beskrivet i kapitel 5.1. Tabell 7 visar använda värden jämfört med dem som beräknats för LRTAP.

Tabell 7: Värden använda för beräkning av emissionen av luftburet bens(a)pyren p.g.a. slitagepartiklar

	Denna undersökning	LRTAP
Total emission av gummipartiklar, TSP (Gg/år)	0,67	1,23
Konc Bens(a)pyren (ppm wt)	1,84	0,74

Utifrån rapporterade värden till LRTAP kan även mängden av luftburet bens(a)pyren från däckslitage jämföras med den totala mängden av bens(a)pyren som kommer från trafik, detta visas i Figur 10.



Figur 10: Mängden av luftburet bens(a)pyren från däckslitage satt i relation till den totala mängden från trafik.

I figuren ses att däckslitaget bidrag med bens(a)pyren endast utgör 4% av det totala utsläppet från trafiken. Den enskilt största källan från trafiken är avgaserna.

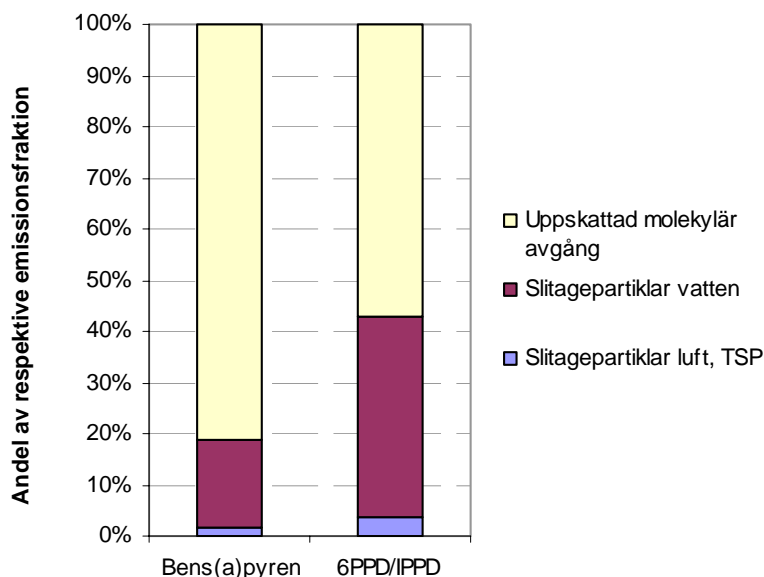
6.1.2 Total emission

Här beskrivs den framräknade totala emissionen inklusive molekylär avgång från materialet. Tabell 8 visar den beräknade årliga emissionen från däck av de studerade ämnena i Sverige under perioden 2000-2007. Kolumnerna är uppdelade i molekylär emission, partikulärt burna emissioner i form av luftburna slitagepartiklar och i form av slitagepartiklar som deponeras nära vägen och kommer att följa med dagvattnet till sjöar och vattendrag men även avloppsreningsverk.

Tabell 8: Ungefärlig mängd däckemission i Sverige per år under perioden 2000-2007. Total emission och emissionen för respektive fas visas. Alla mängder är i ton.

	Total emission	Partikelburet till luft	Partikelburet till vatten	Molekylär avgång
Bens(a)pyren (ton)	0,078	0,0012	0,014	0,064
6PPD/IPPD (ton)	36,62	1,31	14,41	20,90

Den procentuella fördelningen mellan de olika fraktionerna visas i Figur 11.

**Figur 11:** Andel emission av respektive fraktion; molekylär, partikulär till vatten och partikulär till luft.

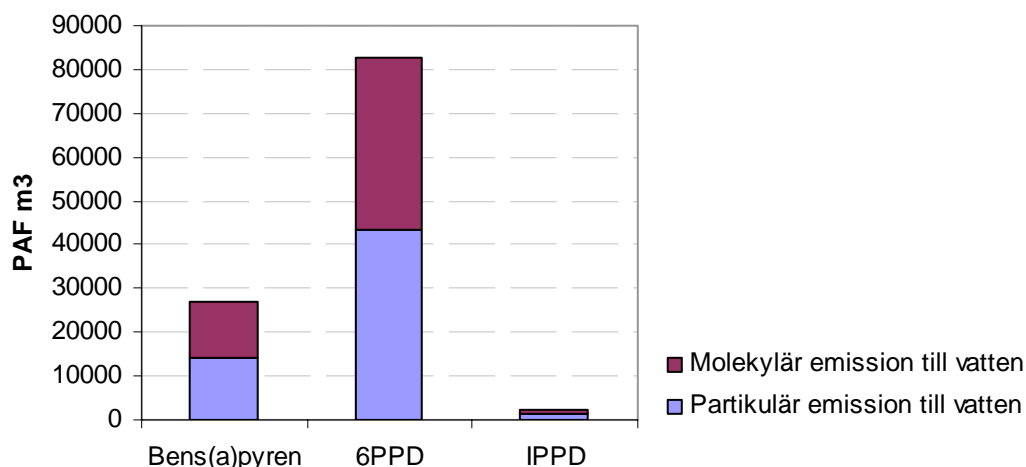
Enligt beräkningarna utgörs den totala emissionen till största del av molekylär emission, därefter följer partikelburna emissioner till vatten, minst är andelen partikelburna emissioner till luft som endast är några procent av den totala emissionen. Uppskattningen av den molekylära emissionen är väldigt osäker, beroende på att endast ett fåtal mätvärden är använda för uppskattningen. Trots detta är den intressant då den utgör en sådan stor del av den totala emissionen vilket diskuteras mer i nästa kapitel.

6.2 Miljöpåverkan

6.2.1 Ämnens relativa giftighet

Från OMNIITOX erhöles karakteriseringsfaktorer där ämnens relativa giftighet klassades (se Tabell 5, avsnitt 5.2.2). I tabellen kan man se att bens(a)pyren klassificeras som det giftigaste ämnet och IPPD är det ämne som klassificeras som det minst giftiga. Det är dock inte bara ämnet i sig som spelar en roll för hur giftigt det är utan även mängden. I figurerna nedan visas den potentiella giftigheten med hänsyn tagen till mängden emission.

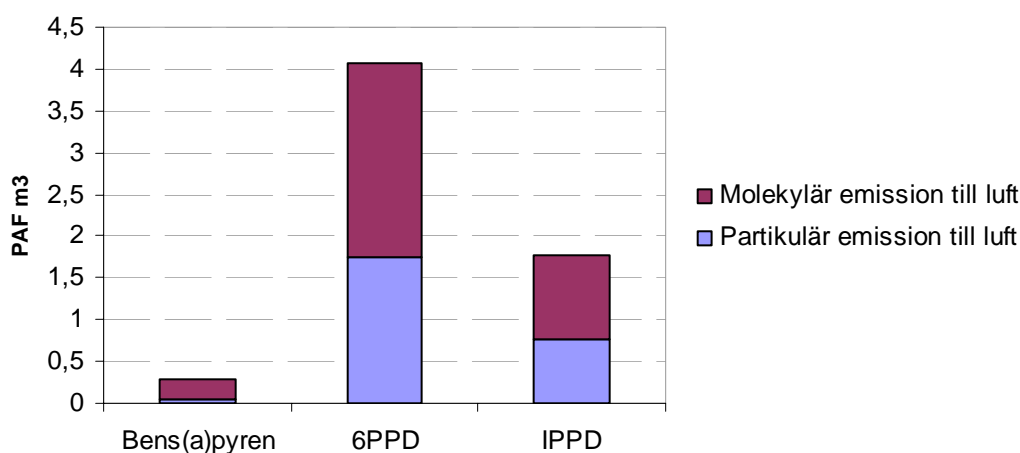
Figur 12 visar potentiell ekotoxicitet i sötvatten orsakad av däckemission till vatten. I figuren visas även hur stor andel som beräknas bero på den relativt säkra siffran på slitagepartiklar respektive den osäkra siffran på molekylär emission.



Figur 12: Potentiell ekotoxicitet i sötvatten orsakad av däckemission till vatten

Som ses i figuren så kommer 6PPD att vara den mest giftiga substansen om man tar hänsyn till emitterade mängder och IPPD den minst giftiga. Den molekylära delen är högst upp på stapeln och indikerar hur mycket denna del skulle kunna bidra med till giftigheten, detta bör dock endast ses som en osäkerhetsmarginal. Den undre delen visar giftigheten av de mer säkra mängderna av partikelburna emissioner till vatten. Värt att notera är att om den molekylära emissionen räknas in i miljöpåverkan så innebär det ungefär dubbla giftighetsmängder för samtliga kemikalier.

Figur 13 visar potentiell ekotoxicitet i sötvatten orsakad av däckemission till luft. I figuren visas även hur stor andel som beräknas bero på den relativt säkra siffran på slitagepartiklar respektive den osäkra siffran på molekylär emission.



Figur 13: Potentiell ekotoxicitet i sötvatten orsakad av däckemission till luft

Även i detta fall får giftigheten ett annat utslag om hänsyn tas till emitterade mängder. 6PPD är den som blir klassad som giftigast precis som när det handlade om emission till vatten, en skillnad här är dock att även IPPD får utslag av att vara giftigare än bens(a)pyren.

7 Diskussion av fallstudieresultatet

I detta kapitel diskuteras och tolkas resultatet av fallstudien på bildäck, för att lägga grunden till slutsatser och identifiering av fortsatta studier för emissioner från bildäck.

7.1 Mängden emissioner

Störst del av slitaget går till vatten och under 10 % kommer att vara luftburet. Detta resultat är relativt säkert på grund av storleksfördelningen av partiklarna som slits av. Även om åldern, typen av däck och körvanor till viss del påverkar partikelfördelningen. Exempelvis kommer ett äldre däck att ha stelare gummi och därmed släppa ifrån sig större partiklar än ett nytt däck.

De beräknade mängderna av partikelbundet PAH konstateras vara i samma storleksordning som de rapporterade värdena till LRTAP, även om uträkningarna skiljer sig åt. Tabell 7 visar att mängden total emission av gummipartiklar beräknad för LRTAP är ungefär dubbelt så stor som den beräknade mängden för den här studien, medan koncentrationen av bens(a)pyren i gummit har ett omvänt samband. Skillnaden i koncentrationen beror på att uppskattningen för LRTAP endast utgår från en källa medan denna studie har använt ett medelvärde av uppmätta värden. Det är svårt att säga vilket som ger mest korrekt resultat eftersom värdet av PAH i däcken varierar mycket enligt litteraturen. Varför det finns skillnader mellan de beräknade mängderna är däremot svårare att härleda. En tänkbar anledning är olika antaganden om hur stor andel av partiklarna som är luftburna.

Resultaten visar att däckemissioner bidrar med 4 % av alla utsläpp av bens(a)pyren från trafiken. Avgaser är den absolut största källan till bens(a)pyren i trafikmiljöer men den största icke avgasrelaterade källan är bildäck. Det är okänt hur stor andel aminerna 6PPD och IPPD bidrar med, men kan konstateras utifrån litteraturstudien att däck potentiellt är en stor källa för emissioner av dessa aminer.

Resultaten från den totala beräknade emissionen indikerar att en betydande mängd skulle kunna emitteras molekylärt. Enligt Figur 11 skulle den molekylära emissionen stå för mellan 55-70 % av den totala emissionen. Dock är dessa resultat mycket osäkra och bör tolkas med stor försiktighet, då studien baserar sig på endast ett fåtal analysvärden. I litteraturstudien påträffades inga tidigare studier för den molekylära emissionen och ett behov av vidare studier inom området finns. En möjlighet att förutspå emissionerna skulle vara att modellera dem. Det har gjorts försök på detta, den kanadensiska modellen för byggprodukter är ett exempel där man har försökt att relatera kemikalieegenskaper till diffusion och emissionsbenägenhet. Det har visat sig svårt att göra en generell modell då man hela tiden är beroende av kemikaliespecifika och materialspecifika egenskapskoefficienter. Trots det är man en bra bit på väg och här finns ett behov av ytterligare kunskap.

Avfallsfasen är inte studerad i detalj på grund av studiens avgränsningar. Det är endast troligt att antagandet om obefintlig emission från avfallshanteringen stämmer vid förbränning av däcken, på grund av fullständig förbränning och bra rening. Vid användning av däck som materialsättning är det troligt att ämnen lakas ut eller emitteras på andra sätt. Det är min bestämda åsikt att denna fas bör beaktas vid sådana här studier, åtminstone om

emissionsperioden spänner över en längre tid. På ett år är det kanske inte så stor emission, men över en 10-15 års period kan det röra sig om betydande mängder.

Sist bör även nämnas att det finns en stor fördel i att den största delen av däckproduktionen sker i Europa. Detta eftersom möjligheten att påverka kemikalieinnehållet i däcken och därmed öka kontrollen av emissionerna teoretiskt ökar. För att kunna göra åtgärderna på rätt ställe krävs dock en kunskap om vilka ämnen som är skadliga och vilka ämnen som är möjliga ersättare.

7.2 Problembedömning

I Figur 12 och 13 ses att 6PPD bedöms ha störst miljöpåverkan på sötvatten trots att PAH:n bens(a)pyren klassificeras som 10-100 gånger farligare. Detta beror på de stora mängderna av 6PPD som släpps ut från däcken. Detta visar på att det inte nödvändigtvis är den giftigaste substansen som ger störst effekt, utan i detta fall är det 6PPD som skulle prioriteras åtgärder. På grund av de emitterade mängderna ger bens(a)pyren utslag av högre potentiell sötvatten ekotoxicitet än IPPD för emission till vatten medan IPPD är klassas högre vid emission till luft.

Av IPPD och 6PPD, som i denna studie antas släppas ut i samma mängder, kan 6PPD tolkas som den i särklass giftigaste. IPPD klassificeras att ha mycket lägre miljöeffekt på vatten än 6PPD enligt OMNIITOX. Detta resultat ska jämföras med resultaten från Wiks studie av däckpartiklars påverkan på invertebrater (beskrivet i kapitel 4.5.3). I Wiks studie var giftigheten av gummipartiklar innehållande IPPD avsevärt högre än gummipartiklar innehållande 6PPD. En orsak till skillnaderna i resultaten kan vara att migrationen för IPPD är högre än för 6PPD. Antagandet om att lika stor mängd emitterar av de båda kemikalierna är inte korrekt, men gjord som en förenkling då data för IPPD saknas helt.

En annan anledning till skillnaden i resultaten av giftigheten för 6PPD och IPPD kan vara att ämnena får andra egenskaper när de sitter bundna till partiklar. Figuren 12 och 13 visar endast giftigheten från ensamma molekyler och inte giftigheten för partikelburna molekyler, vilket är undersökt i Wiks studie. Enligt diskussionen i kapitel 4.5.2 kan partiklarna ha andra egenskaper än de enskilda molekylerna, vilket skulle kunna vara en förklaring till de olika resultaten. Detta skulle kunna innebära att approximationen om att alla molekyler migrerar från partiklarna är för enkel och att giftigheten av partiklarna borde bedömas i en separat modell liknande OMNIITOX.

Enligt resonemanget från Staxler m.fl. som refererades i kapitel 4.5.3 skulle bens(a)pyren endast från den luftburna delen av slitaget kunna bidra med upp till ett extra cancerfall per år i Sverige och då ska man komma ihåg att detta endast rör sig om mängden bens(a)pyren i de luftburna partiklarna. Skulle den molekylära emissionen räknas in i denna mängd skulle det kunna ge upphov till fler extra cancerfall.

Den vattenburna delen av emissionerna som är en mycket större mängd än de luftburna leder till en större exponering för miljön. Detta innebär att de emissionerna bör följas upp mer och effekterna av dessa bör undersökas.

8 Diskussion över vald metod

I detta kapitel förs ett resonemang om hur kunskapen från den utförda fallstudien av bildäck kan appliceras på övriga fallstudier inom Chemitecs. Detta sker genom en diskussion av metoden, vad som har varit problem och fördelar och vad som bör göras annorlunda. Resonemanget följer punkterna i metodkapitlet (kapitel 3).

8.1 Inventering av mängden samt användningsmönster

Mängd och användningsmönster är en viktig del i att kvantifiera utsläppen från varor. Tullverkets handelsstatistik finns tillgänglig via SCB och är en bra början i att uppskatta mängderna i samhället. Det är dock viktigt att vara medveten om att det i många fall förekommer väldigt aggregerad data och att en rimlighetsuppskattning bör göras utifrån andra litteraturkällor.

Användningsmönster är mer komplicerat att uppskatta, men utgör en viktig aspekt i att bedöma spridningen av kemikalierna. Spridningen är avgörande för vilka mängder man ska räkna på i problembedömningen. I exemplet med däck så är en avgörande faktor hur lång sträcka som däcken rullar varje år. En annan intressant faktor är var de emitterar t.ex. de stora vägarna utsätts för störst emissioner.

Var varan tillverkas kan vara en viktig information, eftersom det inverkar på möjligheten att påverka innehållet i varan.

8.2 Kartläggning av kemiskt innehåll

Det kemiska innehållet i en produkt eller vara kartläggs initialt med hjälp av uppgifter av ingredienser från tillverkare och information om tillverkningsprocessen. Redan tillsatta additiv till materialet vid start för produktionen av varan är viktigt att kartlägga.

Att få data från producenter är mycket tidskrävande men väldigt viktigt för fallstudien. Det finns även andra vägar för att få information om material och kemikalieinnehåll. I exempelfallstudien om däck löstes inventeringen med hjälp av Continentals råvaruförteckning (1999-2002) från Länsstyrelsen i Jönköpings län. Detta kunde även bekräftas med litteratur där den ungefärliga sammansättningen beskrivs.

Inventering av varans livscykel utgör en nyckel för förståelse av kemikalieinnehållet. Det som stoppas in vid tillverkning är inte alltid det som finns i varan under användning, beroende på olika processer som exempelvis vulkningen vid tillverkning av bildäck.

Utveckling av kemikalieinnehållet i varorna är viktigt att ha i åtanke när intressanta kemikalier väljs ut. Det finns ingen mening med att bedöma risken av en kemikalie som branschen är på väg att byta ut på grund av funktionella skäl eller liknande.

8.3 Identifiering av intressanta kemikalier och risker

Utifrån kemikalieegenskaper och förekomst mängder identifieras intressanta kemikalier hos en speciell vara (se Figur 2). För att bedöma riskerna med de utvalda kemikalierna tas karakteriseringsfaktorer fram med modeller som exempelvis OMNIITOX. Det är viktigt att framtagandet av intressanta kemikalier sker i en iterativ process. Redan i urvalsprocessen av vara vet man vilka ämnen som misstänkts utgöra en risk samtidigt som man utifrån kemikalieegenskaper identifierar alla övriga intressanta ämnen för att undvika att missa något ämne. Nedbrytningsprodukter kan ha en minst lika stor påverkan som de emitterade kemikalierna och man bör även ha dessa i beaktande även om det är rimligt att avgränsa sig och lägga fokus på de emitterade ämnena till en början. Innehållet av de intressanta kemikalierna bekräftas med hjälp av analyser. En annan faktor vid val av intressanta kemikalier för denna fallstudie har varit tillgängligheten av data. Det är i många fall en svår och tidskrävande uppgift att samla in data för toxikologisk bedömning.

8.3.1 Karakteriseringsfaktorer i OMNIITOX

Det finns många fördelar med karakteriseringsfaktorer som ger en jämförbar siffra och tillsammans med annan kunskap från tidigare studier ger det en stor hjälp på vägen att bedöma problemet. Däremot finns vissa osäkerheter i att ta fram en karakteriseringsfaktor som diskuteras nedan.

Giftigheten är beroende av många olika egenskaper hos kemikalierna. I denna studie har OMNIITOX använts för toxikologisk bedömning. Med hjälp av OMNIITOX "Simple Base Module" modellerades och viktades de olika kemikalierna utifrån 11 olika inneboende egenskaper (se Tabell 3) och ett antal omgivningsfaktorer. Detta innebär delvis en subjektiv bedömning och ett ställningstagande till vilka egenskaper som är farligast för att få fram en karakteriseringsfaktor som är jämförbar.

Att hitta de kemikalieegenskaper som krävs för att göra en rättvis bedömning är inte heller alltid så lätt. Det är svårt att bedöma vilken källa som ska användas när det finns motsägande uppgifter. Detta är ett stort problem särskilt för toxicitet, där individer och yttre förhållanden har stor betydelse för resultaten. Hur bestäms vilket som är mest rimligt? Ska man vikta båda värdena, men har man i så fall missat något annat mätvärde för de andra kemikalierna? I andra fall saknas data helt och grova uppskattningar måste göras. Halveringstider i jord, vatten och luft är parametrar som ofta saknas. Det finns inget bra generellt knep för hur man ska angripa detta utan det måste lösas från fall till fall. I vissa fall bör analyser utföras men mycket av kemikalieegenskaperna går att finna i litteraturen. När man är bekant med befintliga databaser tar det ungefär 3-5 h att hitta en karakteriseringsfaktor med den noggrannhet som finns i examensarbetet.

Med tanke på motsägande data, gjorda uppskattningar och även de inneboende naturparametrarna i modellen så finns det en osäkerhet i de erhållna karakteriseringsfaktorerna. Hur osäkra karakteriseringsfaktorerna är vet ingen idag. Christian Lundtofte (2009) har i sitt examensarbete gjort osäkerhetsanalyser av vissa av naturparametrarna i OMNIITOX,. Dessa analyser visar att stora osäkerheter finns i modellen men för att säga hur stora osäkerheter som finns, krävs analys av hela beräkningsalgoritmen i OMNIITOX.

En annan aspekt att diskutera i en sådan här modell är att OMNIITOX endast räknar på att kemikalierna sprids direkt i hela Europa eller övriga världen. Detta behöver dock inte spela någon större roll om mängdbedömningen är korrekt utförd, då det är en relativ bedömning mot andra källor som också sprids direkt i hela Europa eller övriga världen. Den lokala betydelsen bör dock tas in i diskussionen för bedömningen av emissionerna.

8.4 Kvantifiering av emissionerna från utvalda kemikalier

Mängden emission för respektive kemikalie modelleras med hjälp av emissionsfaktorer. Hur dessa tas fram kan variera lite, inom programmet kommer både befintliga emissionsfaktorer från litteraturen och nya mätningar i exempelvis emissionskammare att utnyttjas.

För däck finns många emissionsfaktorer att finna i litteraturen, främst är det emission av partiklar från däcken under användning som är modellerade. Det förekommer även emissionsfaktorer för vissa specifika ämnen, särskilt PAHer som exempelvis rapporteras till LRTAP. För de rapporterade mängderna till LRTAP är endast kemikaliemängden som följer med partiklarna modellerad, vilket även gäller denna studie. För många kemikalier och varor saknas emissionsfaktorer och dessa är viktiga att ta fram. I fallstudien har massbalans i kombination med analysresultat från litteraturen använts för att ta fram emissionsfaktorer. För att göra på detta sätt bör fler analyser användas.

Partikelemission är relativt lätt att ta reda på genom viktsskillnader, åtminstone gällde detta för däck men vad händer med partiklarna sen? Hur påverkar partiklen giftigheten av kemikalien? Det har visat sig viktigt att skilja mellan partikulär och molekylär giftighet, men än så länge finns inga modeller för den partikulära emissionen.

Den molekylära emissionen är svårare att få fram och mätningar på dessa är nödvändigt. Mätningarna tillsammans med förståelse för rörelsen i materialet skulle ge en bra start för modellering av emissionen. Modellering av rörelse i material, exempelvis som i masstransportmodellen för NRC IRC (se kap 3.3) kan underlätta viktiga antaganden om beteendet av kemikalien. I denna studie är förhållandet mellan IPPD och 6PPD exempel på antaganden om rörelse i materialet, som får konsekvenser för mängd emission och eventuellt leder till felbedömning.

Spridningen av kemikalien/partikeln är avgörande för vilka mängder man ska räkna på i problembedömningen. Vad exponeras vi/miljön för? Detta är kopplat till både användning men även kemikalierna eller partiklarnas beteende.

8.5 Bedömning av emissionernas miljöpåverkan

Slutligen görs en bedömning av emissionernas farlighet gentemot varandra och andra utsläpp. Den stora fördelen med den här metoden är jämförbarheten. Det finns dock vissa problem och osäkerheter med modellen som bör tas i beaktande vid användning av den.

För jämförelse med andra utsläppskällor krävs data att jämföra med. Kanske är det pedagogiskt att välja kemikalier som går att jämföra med någon annan källa för att få ett större perspektiv. Att aminerna inte gick att jämföra med något var en svårighet i fallstudien. Kanske kan det vara lämpligt att sätta emissionen i relation till emissionen av 6PPD och IPPD

från produktionsfasen, eftersom produktionsfasen enligt SIAR ger upphov till stora emissioner av dessa ämnen.

Det vore väldigt intressant att kunna jämföra emissionen av ett ämne från en vara med emission av samma ämne men från alla emissionskällor. Problemet med det är att alla källor i så fall måste kartläggas, vilket inte är gjort och heller inte är rimligt att göra. Anledningen till att studien utförs är ju för att skapa mer kunskap om storleken av emissionen från varor. En annan tanke skulle kunna vara att bedöma alla emissioner från en vara mot alla emissioner från en annan vara för att kunna rangordna dessa inbördes.

Att bedöma den totala dödligheten, så som är gjort för partikelbunden emission av bens(a)pyren i fallstudien, vore en väg att få ett pedagogiskt och lättolkat slutresultat.

Bedömning av den potentiella risken orsakad av partiklarna är en annan problematik. I många fall får partiklarna helt egna egenskaper och det går inte att använda exempelvis OMNIITOX för bedömning av riskerna med partikelkomplexen. Det går att hitta toxikologiska data för partiklar men inte kemikalieegenskaper, exempelvis har en partikel inget ångtryck eller Henrys lags konstant. De har helt andra egenskaper som man bör ta hänsyn till. Enligt Arvidsson (*personlig kontakt, 2008*) kan man hämta mycket av intresse från kolloidkemin.

9 Slutsatser

Detta arbete visar på en metod att bedöma emissioner från varor hämtad från verktyget livscykelanalys. Det finns en stor potential att använda sig av denna metod även om det finns kunskapsluckor och osäkerheter i resultaten. Den största fördelen är jämförbarheten i resultaten och, trots viss subjektivitet, anser författaren att detta är en bra metod för att dimensionera problemet med emissioner från varor. Dock bör osäkerheterna i bedömningen minimeras genom förbättrade modeller.

De viktigaste slutsatserna av examensarbetet:

- Miljöpåverkansbedömningen visar att 6PPD från bildäck bidrar med ungefär 4 gånger större potentiell ekotoxicitet i sötvatten jämfört med bens(a)pyren.
- Däck är en stor källa för utsläpp av aminerna 6PPD och IPPD med tanke på vilka mängder de förekommer i samt att de inte är bundna till materialet i däck. Även nedbrytningsprodukter av dessa vore intressanta att studera.
- Den största del av slitagepartiklarna emitteras till vatten.
- Däckemissioner bidrar med 4 % av alla utsläpp av bens(a)pyren från trafiken, vilket är den största icke avgasrelaterade utsläppskällan.
- Jämförbarheten mellan ämnenas olika potentiella effekter i den här typen av bedömning är en stor fördel och möjliggör även kvantifiering av problemet.
- Bitvis motsägande data ger svårigheter och osäkerheter som bör beaktas. Bedömningen med hjälp av karakteriseringsfaktorer är inte helt objektiv och osäkerheten i OMNIITOX-modellen är inte kvantifierad.
- För att kunna bedöma storleken av problemet med emission av en kemikalie från en vara är det en fördel att välja kemikalier som går att jämföra med någon annan utsläppskälla. Detta gör det lättare att sätta emissionen i ett större perspektiv. Pedagogiskt är även att kunna överföra resultaten till antal orsakade dödsfall eller liknande.
- Giftighet från partiklar och giftighet från molekyler bör skiljas åt då partiklarna som bärare av kemikalien kan ge den helt andra egenskaper. Det finns ett behov av mer kunskap om giftigheten från partiklar och deras egenskaper.
- Kunskap om molekylär emission behövs. En nyckel i detta är att kunna relatera rörelse i material till olika kemikalieegenskaper. I modellen från Kanada finns kunskap som definitivt är relevant för Chemitecs.

10 Förslag på fortsatta studier

Utifrån resultaten av fallstudien är följande punkter intressanta för fortsatt arbete:

- Undersökning av fler kemikalier från däck och studier av effekterna dem emellan. De mest intressanta kemikalierna ur min synvinkel är acceleratorer, aminer och recorcinol (se Tabell 2).
- Det vore även intressant att väga ihop alla kemikalier från en vara och jämföra med andra varor.
- Utförande av egna mätningar av däckinnehåll och kemikalieegenskaper där dataluckor finns (se kapitel 4.5). De många motsättningarna i litteraturen ökar osäkerheten i beräkningarna, med egna försök skulle dessa motsättningar minska.
- Utvärdering av vikten av den molekylära emissionen från bildäck med hjälp av undersökningar i emissionskammare och ökad kunskap om rörelsen i materialet. Beräkningarna i denna studie indikerar på att de kan ha stor betydelse. Kan den molekylära fraktionen från själva däcken approximeras till noll, vore detta en stor underlättning vid studier av användningsfasen.
- Även andra aspekter än bara emissioner från användning av däcken vore intressanta att inkludera exempelvis studier av läckage från däckpartiklar och konstruktioner. Litteraturstudien indikerar att avfallsfasen kan utgöra en väsentlig andel av de totala emissionerna.
- Effekter av nedbrytningsprodukter från 6PPD och IPPD vore intressanta att titta på eftersom de har en relativt kort livslängd.
- Att identifiera osäkerheten i OMNIITOX modellen.

11 Förkortningsordlista

6PPD	= N-(1,3-Dimethylbutyl)-N'-Phenyl-1,4-PhenyleneDiamine
BLIC	= Bureau de Liason des Industries du Caoutchouc, numera ETRMA
CORINAIR	= COoRdinated INformation on the Environment in the European-Community – AIR
EC50	= Effective Concentration 50 %. Innebär den koncentrationen av ett ämne som ger effekt på hälften av individerna som testas för den.
EF	= EmissionsFaktor
EMEP	= European Monitoring and Evaluation Programme
ETRMA	= European Tyre & Rubber Manufacturing Association, f.d. BLIC
HA-olja	= HögAromatisk olja
IPPD	= N-Isopropyl-N'-Phenyl-p-PhenyleneDiamine
IVL	= Svenska Miljöinstitutet
KF	= KarakteriseringsFaktor
Kow	= Partitions koefficient för oktanol- vatten
LC50	= Lethal concentration 50%. Koncentration där hälften av individerna dör.
LCA	= Livscykelanalys
LRTAP-konventionen	= Konventionen om långväga gränsöverskridande luftföroreningar
MEC	= Measured Effect Concentration
PAH	= Polyaromatiska kolväten
PEC	= Predicted Effect Concentration
PM10	= Partiklar mindre än 10 µm
PNEC	= Predicted No Effect Concentration
Silica	= Kiseldioxid
SP	= Sveriges Provnings och Forskningsinstitut
TE	= Total Emission
TSP	= Totalt antal Svävande Partiklar

12 Referenser

12.1 Skriftliga källor

Ahlbom J. & Duus U., “*Nya hjulspår- en produktstudie av gummidäck*”, (1994), Kemikalieinspektionen (KEMI), rapport nr. 6/94, Stockholm, Sweden

Baumann H. & Tillman A-M., “*The Hitch Hiker’s guide to LCA*”, (2004), Lund : Studentlitteratur

Billmeyer F., “*Textbook of polymer science*”, (1984), John Wiley & Sons, New York

BUA, Beratergremium für Umweltrelevante Altstoffe, “*Reports 207-208*”, (1996), S. Hirzel Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft, Stuttgart

BLIC, “*Life cycle assessment on an average European car tyre*”, (2001), Bureau de Liaison des industries du Caoutchouc, Brussel

Chang R., “*General Chemistry: The Essential Concepts*”, (2003), tredje upplagan, McGraw-Hill Higher Education, New York

ChemRisk, Inc. & DIK Inc., “*State of knowledge report for tire materials and tire wear particles*”, (2008), Hannover, Germany och Pittsburgh, PA; San Francisco, CA, USA

CSTEE, “*Opinion of the scientific committee on toxicity, ecotoxicity and the environment (CSTEE) on- Questions to the CSTEE relating to scientific evidence of risk to health and the environment from polycyclic aromatic hydrocarbons in extender oils and tyres*”, (2003), Bryssel, C7/GF/csteeop/PAHs/12-131103 D(03)

Crank, J., “*Mathematics of diffusion*”, (1980), ISBN13: 978-0-19-853411-2

Europa kommissionen, “*Technical Guidance Document on Risk Assessment- TGD part II*”, (2003), EUROPEAN COMMISSION, JOINT RESEARCH CENTRE

ECB, “*Exposure assessment of substances in articles*”, (2007), Technical Guidance Documents in support of the New EU Chemicals Legislation (REACH) – V: Development of a Technical Guidance Document for preparing the Chemical Safety Assessment (REACH Implementation Project 3.2-2), Service Contract Number CCR.IHCP.C432365.X0

Edeskär T., “*Use of Tyre Shreds in Civil Engineering Applications- Technical and Environmental Properties*”, (2006), Doktorsavhandling, LTU- Luleås Tekniska Högskola

Fausser, P., “*Particulate Air Pollution with Emphasis on Traffic Generated Aerosols*” (1999), Thesis, Risø National Laboratory, Technical University of Denmark, Roskilde

Grön kemi, "Giftig HA-olja förbjuds i hela landet", (2005), Pressmeddelande, Göteborg 2005-06-10

Gustafsson H., "Miljövärdering av utvändiga byggmaterial i ett europeiskt perspektiv – praktikfall, laboratorieundersökningar och regelverk", (2004), SP kemi och materialteknik, SP RAPPORT 2004:20

Hallberg L., Strömberg K., Rydberg R. & Eriksson E., "Comparative life cycle assesment of the utilisation of used tyres", (2006), IVL Svenska miljöinstitutet, på uppdrag av Svensk Däckåtervinning AB

Haglund P. Holmgren T. & Andersson P., Mötesanteckningar från Chemitecs telefonmöte maj 2008

Ignatz-Hoover, To, Datta, De Hoog, Huntink, Talma, "Chemical additives migration in rubber", (2003), Rubber Chem Technol 76:747-767

IVL & SMHI, "Handbok för vägtrafikens luftföroreningar", (2007), på uppdrag av vägverket och naturvårdsverket

KemI, "Vägledning vid bedömning av: DIFFUSA EMISSIONER FRÅN VAROR", (2004), PM7/04, Kemikalie Inspektionen

Kumata H., Takada H. and Ogura N., "Determination of 2-(4-Morpholinyl)benzothiazole in Environmental Samples by a Gas Chromatograph Equipped with a Flame Photometric Detector", (1996), Faculty of Agriculture, Tokyo University of Agriculture and Technology, Fuchu, Tokyo 183, Japan

Luhana L., Sokhi R., Warner L., Mao H., Boulter P., McCrae I., Wright J. & Osborn D. "Characterisation of Exhaust Particulate Emissions from Road, Vehicles (PARTICULATES)", (2004), European Commission – DG TrEn, 5th Framework Programme: Competitive and Sustainable Growth, Sustainable Mobility and Intermodality

Lundtofte C., "Quantitative uncertainty and sensitivity analysis of the OMNIITOX Base Model algorithm", (2009), Examensarbete vid Chalmers tekniska högskola: Institutionen för miljösystemanalys

Länsstyrelsen i Jönköpings län, "Continental –råvaruförteckning", (1999-2002), Jönköping

Niklasson K., "On the implementation of toxicological assessment at SCA Personal Care", (2007), Examensarbete vid Göteborgs universitet: Institutet för miljösystemanalys

Nilsson N., Feilberg N. & Pommer K., "Emissions and evaluation of health effects of PAH's and aromatic amines from tyres", (2005), Danish Technological Institute

Haglund, P., "4. Quantification of Emissions", (2007), Projektplan för projekt 4 chemitecs

Rauterberg-Wulff A, "Tire wear as source of PAH", (1999), Umweltbundesamt, Berlin

Rosenbaum R., Pennington D., Margni M., Jolliet O., "Development of the OMNIITOX Base Model- Contribution to work package 8 of the OMNIITOX project as appropriate deliverable D32 and part A of appropriate deliverable D33", (2004), Industrial Ecology & Life Cycle Systems, Swiss Federal Institute of Technology Lausanne (EPFL), Switzerland

SGF - Sveriges Gummitekniska Förening, "Rubber Handbook- 10th edition", (2000), Ystad: Centraltryckeri AB

Sika statistik vägtrafik, "Körsräckor år 2005", (2006), SCB (Statistiska Centralbyrån), ISSN 1404-854X, ISSN 1653-1825

Staxler L., Järup L., Bellander L., "Hälsoeffekter av luft föroreningar en kunskapssammanställning inriktad på vägtrafiken i tätorter", (2001), Rapport från Miljömedicinska enheten 2001:2

Stephensen E., Adolfsson-Erici M., Celander M., Hulander M., Parkkonen J., Hegelund T., Sturve J., Hasselberg L., Bengtsson M. and Förlin L., "Biomarker responses and chemical analyses in fish indicate marked release of PAH and other compounds from car tire rubber", (2003), Environmental Toxicology and Chemistry 22, 2926-2931

Sterner O., "Förgiftningar och miljöhot", (2003), Studentlitteratur, Lund

SIDS Initial Assessment Report for SIAM 10, "N-(1,3-DIMETHYLBUTYL)-N'-PHENYL-1,4-PHENYLENEDIAMINE, CAS N°: 793-24-8", (2004), UNEP publications, Paris

SIDS Initial Assessment Report for SIAM 10, "N-Isopropyl-N'-phenyl-p-phenylenediamine (IPPD)", (2000), UNEP Publications, Tokyo

Suter G.W., "Ecological Risk Assessment", (1993), Michigan : Lewis Publishers

Wang X., Zhang Y., Xiong J., "Correlation between the solid/air partition coefficient and liquid molar volume for VOCs in building materials", (2008), Atmospheric environment, Volume 42, Issue 33

Westerberg B. & Mácsik J., "Laboratieprovning av gummiklipps miljögeotekniska egenskaper", (2000), Institutionen för Väg- och vattenbyggnad, Avdelningen för Geoteknik

Wik A., "Toxic Components Leaching from Tire Rubber", (2007), tidskrift

Wik A., "When the Rubber Meets the Road- Ecotoxicological Hazard and Assessment of Tire Wear Particles", (2008), Doktorsavhandling, Institutionen för Växt och Miljövetenskaper , Göteborgs Universitet

Wik A., & Dave G., "Occurrence and effects of tire wear particles in the environment – A critical review and an initial risk assessment", (2008), Environmental Pollution, doi:10.1016/j.envpol.2008.09.028

Won, D.; Magee, R.J.; Luszyk, E.; Nong, G.; Zhu, J.P.; Zhang, J.S.; Reardon, J.T.; Shaw, C.Y., "A Comprehensive VOC emission database for commonly-used building materials",

(2003), NRCC-46265 , Proceedings of the 7th International Conference of Healthy Buildings, 7-11 Dec. 2003, pp. 1-6

12.2 Webbaserade källor

Bil Swedens hemsida, "Fordonsbestånd", www.bilsweden.se, hämtad: 2008-09-23

Chemitecs hemsida, "Om programmet", <http://chemitecs.se/innehall/omprogrammet>, hämtad: 2009-02-08

ECBs hemsida, "Consumer Product Quality and Safety –Existing Chemicals: Data Collection", <http://ecb.jrc.ec.europa.eu/data-collection/>, hämtad: 2009-02-07

Grön kemis hemsida, "HA-olja i däck", <http://www.gronkemi.nu/dack.html>, hämtad: 2008-12-27

Kemikalieinspektionens prioguide,
http://www.kemi.se/templates/PRIOframes_4045.aspx,
hämtad: 2008-12-20

Kemikalieinspektionens hemsida, "Diffusa emissioner",
http://www.kemi.se/templates/Page_3263.aspx, hämtad: 2009-02-08

Naturvårdsverkets hemsida, "Emissioner från varor",
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-i-miljon/Miljogifter/Forskning-om-kemikalier/Emissioner-fran-varor/>, hämtad: 2009-02-08

OMNIITOX hemsida, "OMNIITOX information system website"
<http://omniitox.imi.chalmers.se/>, hämtad: 2009-01-13

SCB, "Varuimport från avsändningsland, ton efter varugrupp enligt KN", www.scb.se, hämtad: 2008-12-04

UNECE emission inventory and projections, "Automobile tyre and brake wear", Web-site supporting the development of chapter B770 (SNAP 0707) of the the EMEP/Corinair Emission Inventory Guidebook <http://vergina.eng.auth.gr/mech0/lat/PM10/> Hämtad den: 2009-01-30

USGS (US geological Survey) hemsida, "Octanol-Water Partition Coefficient (KOW)", <http://toxics.usgs.gov/definitions/kow.html>, hämtad: 2009-01-31

Vägverkets hemsida, "Bilen, vägen och luften", <http://www.vv.se> , hämtad: 2009-01-20

12.3 Personliga kontakter

Johan Runberger., VD, Anderstorps däck, email och telefon, 2008-08-27 och 2008-09-02,

Johan Tivander, IMI- Industriell miljöinformatik, Chalmers, möte, 2008-09-15

Lars Åhman, SDAB, telefonsamtal 2008-12-04

Rickard Arvidsson, Doktorand, IMI- Industriell miljöinformatik, Chalmers, möte, 2008-09-12

Rolf Håkansson, Anderstorps däck, telefonsamtal, 2008-10-09

Sven-Olof Fransson, Trelleborg, telefonsamtal, 2008-10-31

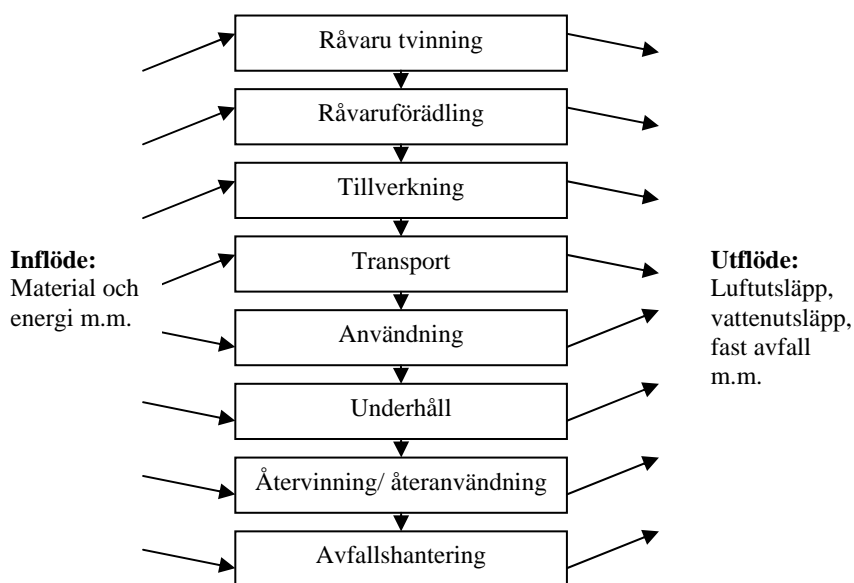
Tomas Holmgren, Doktorand, Kemiska Institutionen, Umeå Universitet, email och telefon, 2008-09-24, 2008-10-16 och 2008-10-27

Bilaga A: Livscykelanalys (LCA)

Här beskrivs kortfattat vad en LCA (Livscykelanalys) är, vilket syfte man har med en sådan bedömning, metodiskt tillvägagångssätt, samt en beskrivning om metoden för toxisk bedömning.

➤ Vad är LCA?

LCA står för Life Cycle Assessment och som namnet antyder är det studier av en produkt, process eller aktivitet under hela dess livscykel (se Figur 14). Korrekt översättning till svenska hade varit livscykelbedömning, men för att undvika ännu en förkortning används namnet livscykelanalys (LCA). (Rydh m.fl., 2004)



Figur 14: Ett typexempel på en produkts livscykel (källa: Rydh m.fl., 2004)

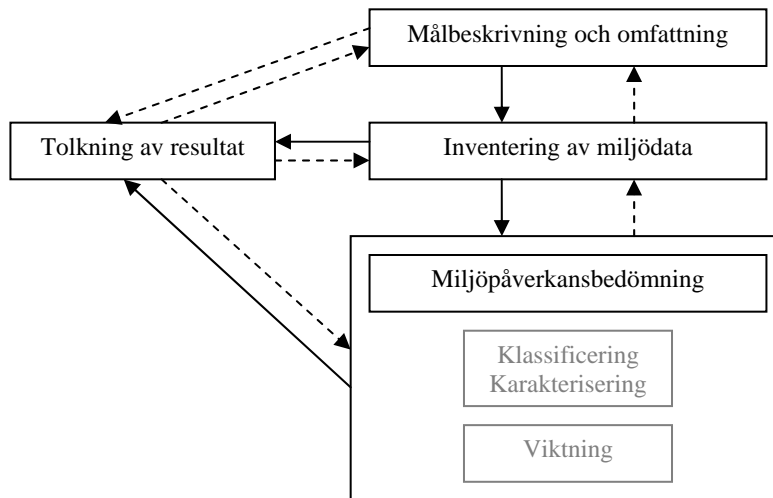
En livscykelanalys innebär att man tittar på hela processen från vaggan till graven. Genom att identifiera och kvantifiera material, energiåtgång och föroreningsutsläpp kan typ och grad av miljöpåverkan bedömas. Syftet med en LCA varierar vanliga exempel är strategisk planering, produktutveckling, miljömärkning och marknadsföring. (Bauman & Tillman, 2004)

Behovet av att objektivt kunna bedöma och jämföra produkter, processer och aktiviteter med varandra har lett fram till internationell standardisering av bl.a. LCA. Dessa ligger under ISO 14000-serien. Här beskrivs bl.a. vad en LCA är, hur datakällor ska hanteras, krav på kritisk granskning och vilka faser en LCA ska delas in i. Trots standarder är LCA metodiken flexibel och det finns ingen specifik eller enskild metod för att genomföra en LCA. Varje enskild LCA anpassas beroende på studiens tillämpningar med hjälp av måldefinition och systemgränser. (Rydh m.fl., 2004)

➤ Delsteg i en LCA

En LCA delas in i fyra faser: målbeskrivning och omfattning, inventering av miljödata, miljöpåverkansbedömning och tolkning av resultat. Figur 15 beskriver interaktionen mellan de olika faserna. Under följer en noggrannare specificering av varje fas, all fakta från detta

delkapitel är hämtad från boken ”The hitch hikers guide to LCA” (Baumann & Tillman, 2004).



Figur 15: Beskrivning av LCA-proceduren och interaktionen mellan de olika faserna. Boxarna symboliserar faserna, de heldragna pilarna indikerar på vilken ordning de utförs, och de streckade pilarna visar möjlig uppreppning. (översatt till svenska från Baumann & Tillman, 2004)

▪ Målbeskrivning och omfattning

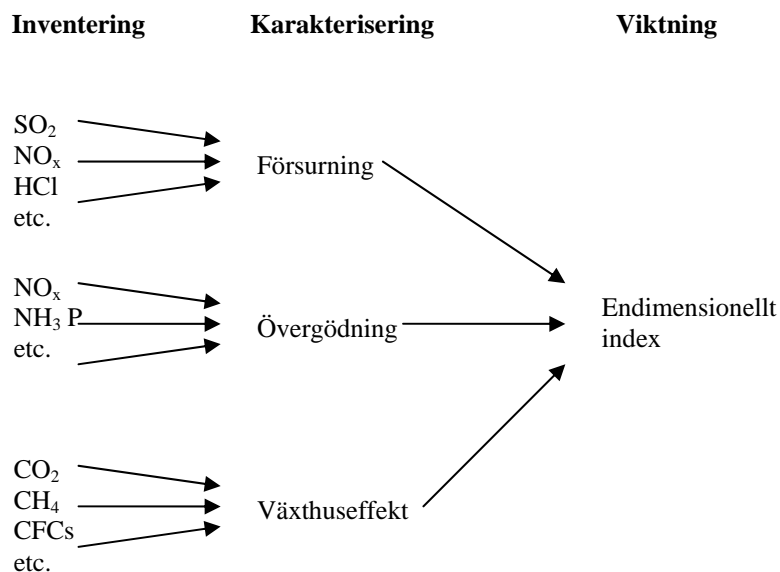
I denna fas bestäms syfte och mål med livscykelanalysen. Systemgränser tas fram för att specificera och avgränsa frågeformuleringen. Det är centralt att bestämma funktionell enhet, d.v.s. en enhet som beskriver nyttan och funktionen med aktuell produkt. Denna gör det möjligt att kvantifiera funktionen av produktsystemet och på så sätt jämföra olika system.

▪ Inventering av miljödata

Inventeringsfasen är en slags energi- och materialflödesanalys. I denna byggs en systemmodell upp efter målbeskrivning och omfattning. Endast de miljömässigt relevanta flödena tas med i beräkningarna, vilket innebär användning av begränsade resurser och utsläpp av ämnen som anses skadliga. Inventeringen inkluderar insamling av data för alla aktiviteter (processer och transporter) i produktsystemet samt en slutgiltig beräkning av mängd resursanvändning och föroreningsutsläpp i relation till den funktionella enheten. Resultaten i denna del är ofta presenterade i stapeldiagram eller andra grafiska illustrationer.

▪ Miljöpåverkansbedömning

Påverkansbedömningen beskriver påverkan av miljöflödena som var kvantifierade i inventeringsdelen. Den potentiella påverkan utvärderas med hjälp av klassificering och karakterisering av relevanta råmaterial och utsläpp associerade till den bedömda livscykeln. I vissa fall kan även viktning vara nödvändig för att få endast ett jämförelsevärde. Figur 16 visar den stegvisa aggregeringen av information med hjälp av klassificering och karakterisering och slutligen viktning i en LCA.



Figur 16: Den stegvisa aggregeringen av information med hjälp av klassificering och karakterisering och slutligen viktning i en LCA. (Översatt till svenska från *Baumann & Tillman, 2004*)

▪ Tolkning av resultat

Denna process syftar till att analysera och utvärdera resultaten för att kunna förklara modellens begränsningar samt dra slutsatser och ge rekommendationer och råd utifrån utfört arbete. Figur 15 visar hur tolkningen av resultat sker iterativt under hela processen. För utvärdering av resultaten används osäkerhetsanalys och känslighetsanalys som verktyg. Osäkerhetsanalysen fastställer inom vilka intervall modellens resultat kan variera. Känslighetsanalysen utreder vilka parametrar som modellen är mest känslig för genom att variera olika inparametrar och se hur mycket resultatet reagerar på det. I vissa fall sker även en förbättringsanalys, vilket innebär att en möjlig optimering av systemet beskrivs utifrån olika perspektiv.

➤ **Toxikologisk bedömning**

Toxikologisk bedömning är en karakteriseringskategori under påverkansbedömning för att bedöma om ett ämne bidrar till toxiska påverkan på människa och ekosystem (*Wenzel m.fl., 1997*). På grund av de många faktorer som måste bedömas och det stora antalet kemikalier som existerar är toxicitetsbedömning ganska komplicerad. Vissa kemikalier kan t.ex. ge carcinogena effekter, medan andra ger hjärnskador. Vanligtvis skiljer man på kronisk toxicitet och akut toxicitet, samt mellan mänsklig toxicitet och eko-toxicitet. Det finns i dagsläget många olika metoder för denna typ av bedömning. (*Baumann & Tillman, 2004*)

Grundbegreppen i toxisk bedömning är (*Niklasson, 2007*):

- Öde- Residenstiden av en kemikalie i en miljö, nedbrytning och transportprocesser är avgörande faktorer.
- Exponering/intag Exponering för ämnet. Exponeringen beror på matvanor, vattenintag och organismens respiratoriska volym.
- Effekt/skada Hur stor skada ämnet ger, detta varierar väldigt mycket.

▪ OMNIITOX

Det existerar idag ett antal olika modeller för toxikologisk bedömning. I detta arbete kommer OMNIITOX-modellen att tillämpas för beräkning av karakteriseringsfaktorer.

OMNIITOX drevs som ett EU-projekt mellan 2001-2005. Målet var att förenkla beslutfattande angående potentiellt farliga ämnen genom att utveckla ett verktyg för livscykelanalys och riskbedömningar. Som grund användes och utvecklades redan befintliga modeller. Resultatet av projektet är två modeller för toxikologisk påverkansbedömning, base model (BM) och simple base model (SBM) som är en förenkling av den första modellen genom regression. De båda modellerna är Internetbaserade. (*OMNIITOX hemsida, 2009*)

OMNIITOX-modellen är en öde-, exponerings- och effektmodell, vilket innebär att modellen tar hänsyn till alla dessa begrepp. Modellen räknar fram karakteriseringsfaktorer som tar hänsyn till både substansegenskaper och miljöegenskaper. Miljöegenskaperna finns som default-värden i modellen och användaren kan välja Europa eller resten av världen som recipient. Modellen antar att ämnet omedelbart sprids jämt över hela recipienten. För respektive substans krävs minst 11 egenskaper för att möjliggöra bedömning av giftigheten. Dessa egenskaper är fysikaliska och kemiska egenskaper, toxiska/eko-toxiska egenskaper och ödesbaserade egenskaper. I dag finns ett relativt få substanser inlagda i databasen. (*Personlig kontakt, Tivander, 2008*)

➤ Referenser

Baumann H. & Tillman A-M., "*The Hitch Hiker's guide to LCA*", (2004), Lund : Studentlitteratur

Niklasson K., "*On the implementation of toxicological assessment at SCA Personal Care*", (2007), Göteborgs Univeristet: Institutet för systemanalys

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

Wenzel H., Hauschild M. & Alting L., "*Environmental Assessment of Products*", (1997), London: Chapman & Hall

OMNIITOX hemsida, "*OMNIITOX information system website*"
<http://omniitox.imi.chalmers.se/>, hämtad: 2009-01-13

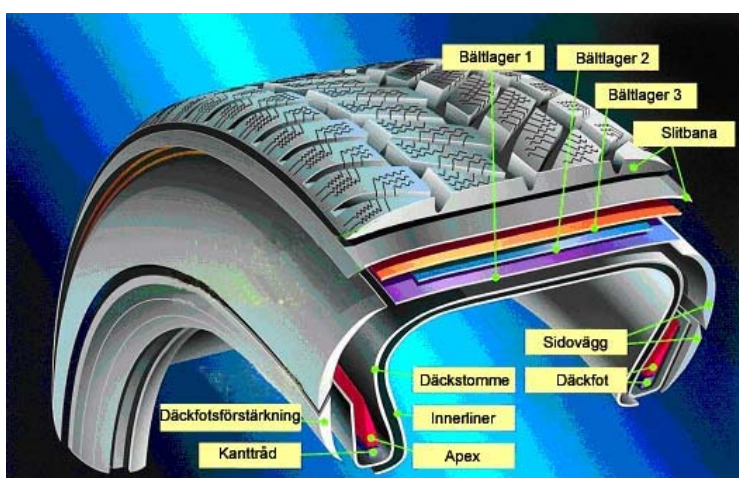
Personlig kontakt med Johan Tivander, IMI- Industriell miljöinformatik, Chalmers, möte, 2008-09-15

Bilaga B: Bildäck- en översikt

Denna bilaga ger en närmre förståelse av ett bildäcks uppbyggnad och dess livscykel.

➤ Uppbyggnad av ett däck

Ett bildäck är en viktig del av en bil. Som kontakt mellan bil och väg krävs att många behov uppfylls. Bra väggrepp, låg rullresistans, stöttålighet, låg ljudbildning, slittålighet, värmetålighet och lång livslängd är exempel på nödvändiga egenskaper hos ett bildäck. Dessutom krävs att slutprodukten går att producera till ett rimligt pris. Alla dessa krav är ofta i konflikt med varandra och att konstruera ett bildäck är inte helt lätt. Detta är anledningen till att ett stort antal modeller existerar på marknaden. Trots det stora antalet modeller kan en generell uppbyggnad målas upp enligt Figur 17 nedan. (BLIC, 2001)



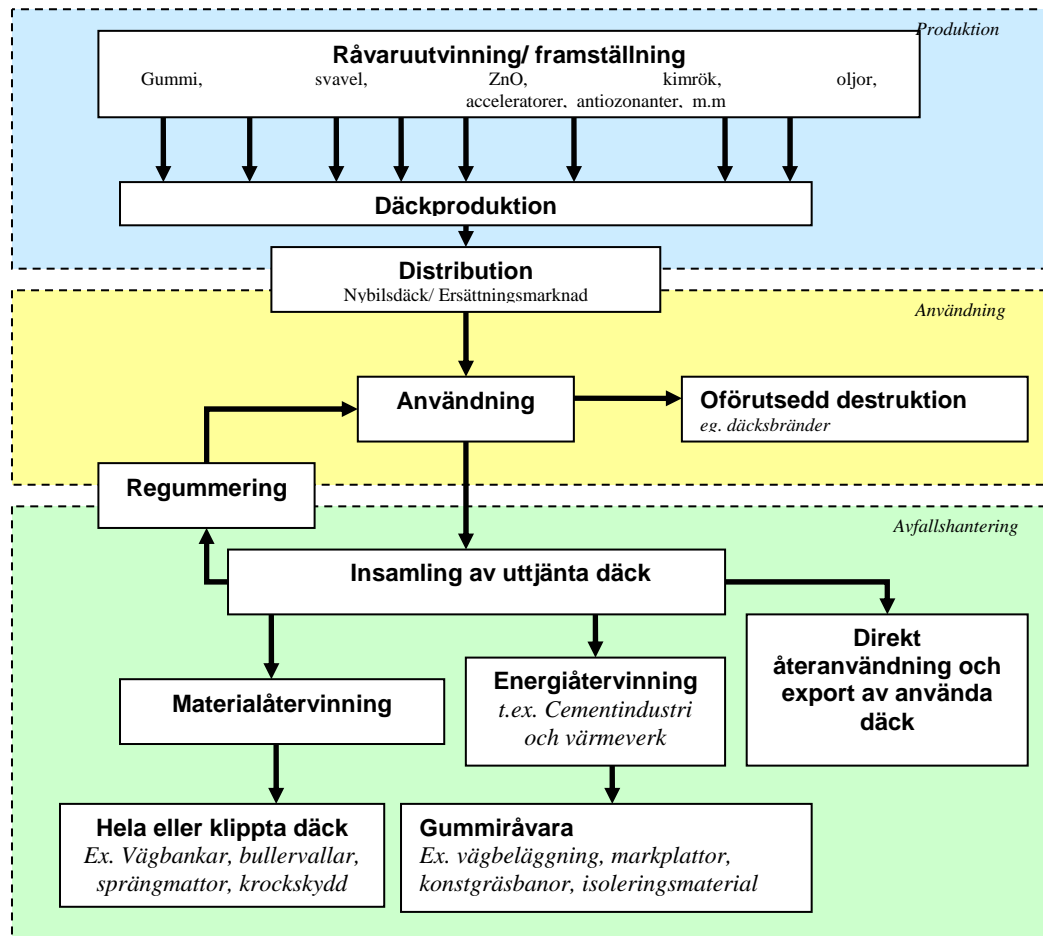
Figur 17: Uppbyggnad av ett Bildäck. (Bild hämtad från BLIC 2001, svensk översättning är gjord med hjälp av Johan Runberger, Anderstorpsdäck och Euromasters hemsida)

Längst in i däcket finns ett tätningsskikt av syntetgummi med hög lufttätthet, som hindrar luften i däcken att gå ur, detta kallas ofta innerliner. Därefter följer däckstommen som består av ca 1400 textiltrådar som tvinnats till en kord och bearbetats till en vävnad. Kordväven ligger oftast i ett eller två lager (Nordendäcks hemsida, 2008) och hålls samman av tunna gummiskikt som ger struktur och hållfasthet. Ovanpå däckstommen ligger bälten (gördlar) bestående av tvinnade tunna ståltrådar som ger en mycket hög hållfasthet. Tillsammans med däckstommen ger de däcket styvhet och önskade köregenskaper, den höga hållfastheten är viktigt för att förhindra att däcket slits ner direkt som ett resultat av de stora krafterna däcket utsätts för. Ytterst på däcket sitter slitbanan som med hjälp av mönster och rätt sorts gummiblandning ska ge bästa möjliga grepp på önskat underlag. På sidorna av däcket sitter sidoväggen som även inkluderar däckfotsförstärkning är gjorda i mjukt gummi skyddar däckstommen mot stötar. Däckfoten även kallad vulst består av apex och kanttråd och funktionen är att överföra driv och bromsmoment från fälg till däckets kontaktyta. Apex hjälper till att överföra kraften och inlagd kanttråd ger en säker förbindelse mellan däck och fälg. (Euromasters hemsida och National Encyklopedin, 2008).

➤ Livscykel för däck

På grund av olika däckmodeller och olika tillverkare skiljer sig ett däckets livscykel åt på detaljnivå, men generellt kan livscykeln beskrivas enligt Figur 18. Livscykeln har delats in i 3

olika faser: produktion, användning och avfallshantering. I avsnitt 1.2.1-1.2.3 beskrivs nyckelprocesser och vad som bidrar till störst miljöpåverkan för respektive fas.



Figur 18: Generell beskrivning av ett bildäcks livscykel. Pilarna representerar transporter mellan de olika livscykelstegen.

▪ Produktion

Tillverkning av bildäck sker genom att gummiblandningar och kordväven produceras. Efter det tillverkas de olika delarna i däckets var och en för sig för att sedan sättas ihop till ett bildäck. Figur 19 illustrerar principen för däcktillverkning. (ChemRisk, Inc., DIK Inc., 2008)



Figur 19: Översikt av produktionsprocessen av däck.

För att uppnå slitstyrka och elasticitet vulkas däckets efter sammansättningen. Vulkning innebär att ett vulkmedel, oftast elementärt svavel, tillsätts och blandningen hettas upp till 160-170°C. Gummipolymererna kommer då att övergå från plastiskt till elastiskt tillstånd genom att tvärbindingar med svavel bildas. (Ahlbom J. & Duus U., 1994)

▪ Användningsfasen

Användningsfasen av ett bildäck innefattar när däckets är monterat på bilen och rullar, men även förvaring av däckets, på lager hos en mack eller hemma hos användaren. Även

oförutsedd destruktion som däckbränder kan ses tillhöra denna fas. I denna studie är dock ingen hänsyn tagen till oförutsedda händelser.

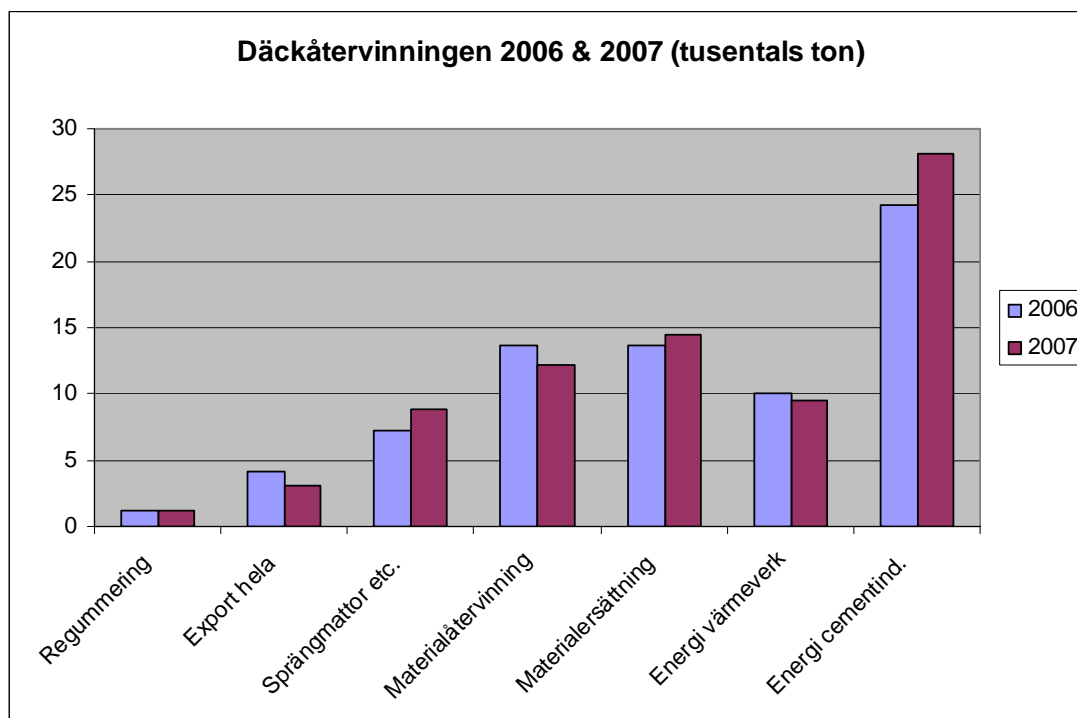
Den största miljöpåverkan förknippad med användning av ett däck är påverkan på energiförbrukningen hos bilen det är monterat på. Rullresistensen påverkas av gummiblandning, däckmönster, vikt och lufttryck i däck men även icke-däckspecifika saker som vikt av bilen, hur mycket bilen är lastad och körvanor hos föraren. (BLIC, 2001)

En annan viktig aspekt för miljöpåverkan i användningsfasen är slitagepartiklarna, som bildas vid körning, vilka utgör ett väsentligt bidrag till emissioner och därmed frigörelse av kemikalier från däck. (Ahlbom och Duus, 1994; Wik, 2008)

▪ Avfallshantering

Däck utgör en stor volym och är därför ett stort avfallsproblem enligt Edeskär (2006) skrotas varje år 200 000 ton däck i Europa. I Sverige är det 75 000 ton däck som lämnas in varje år, av dessa utgör personbilsdäck ungefär 60 % vilket innebär 45 000 ton/år och ungefär 5,2 miljoner däck/år (*personlig kontakt, Åhman, 2008*).

I dag är det förbjudet att deponera däck enligt förordning (2001:512) om deponering av avfall. Därför har andra alternativa metoder för hantering av uttjänta däck utvecklats. Den huvudsakliga avsättningen är energiåtervinning, främst inom cementindustrin. Däck har bra egenskaper för detta då de innehåller både svavel och järn, vilket annars behöver tillsättas vid cementtillverkningen (*Hallberg m.fl., 2006*). Andra behandlingsalternativ är förbränning i kraftvärmeverk, materialsättning, materialåtervinning i exempelvis konstgräsmattor, regumnering och export. Figur 20 visar mängdfördelning av däck till olika behandlingsalternativ. (*SDABs hemsida samt personlig kontakt, Åhman, 2008*)



Figur 20: Mängdfördelning av däck till olika behandlingsalternativ år 2006 och 2007

Nedan ges exempel på vad de olika återvinningsalternativen kan innebära:

Energiåtervinning

- Cementugn
- Avfallsförbränning

Materialåtervinning, hela eller klippta däck.

- Vägbankar
- Bullervallar
- Sprängmattor
- Krockskydd
- Sluttäckning av deponi

Materialåtervinning, gummiråvara som granulat eller pulver

- Däck i asfalt
- Konstgräs

➤ Referenser

Ahlbom J. & Duus U., "Nya hjulspår- en produktstudie av gummidäck", (1994), Kemikalieinspektionen (KEMI), rapport nr. 6/94, Stockholm, Sweden

BLIC, "Life cycle assessment on an average European car tyre", (2001), Bureau de Liaison des industries du Caoutchouc, Brussel

ChemRisk, Inc. & DIK Inc., "State of knowledge report for tire materials and tire wear particles", (2008), Hannover, Germany och Pittsburgh, PA; San Francisco, CA, USA

Hallberg L., Strömberg K., Rydberg R. & Eriksson E., "Comparative life cycle assesment of the utilisation of used tyres", (2006), IVL Svenska miljöinstitutet, på uppdrag av Svensk Däckåtervinning AB

Wik A., & Dave G., "Occurrence and effects of tire wear particles in the environment – A critical review and an initial risk assessment", (2008), Environmental Pollution, doi:10.1016/j.envpol.2008.09.028

Euromasters hemsida, "Vad är ett däck", <http://www.euromaster.se>, hämtad: 2008-08-13

NE.se, Nationalencyklopedins Internettjänst, sökord: "däck", www.ne.se, hämtad:2008-09-23

Nordendäcks hemsida, "Däck och fölgskola", <http://www.nordendack.se>, hämtad: 2008-08-13

SDABs hemsida, "Hur återvinns däcken?", <http://www.svdab.se/>, hämtad: 2008-12-08

Lars Åhman, SDAB, telefonsamtal 2008-12-04

Bilaga C: Framtagning av bildäcks kemikalieinnehåll

Målet har varit att på detaljerad nivå ta reda på vad som finns i däck. På många ställen i litteraturen beskrivs den ungefärliga sammansättningen av ett bildäck, men för att kunna identifiera fokuskemikalier krävs en detaljerad innehållsförteckning.

Önskan är att däck som studeras, ska vara representativt för många olika typer av däck och kemikalierna som studeras ska representera ett svenskt "medelinnehåll". Det är dock inte rimligt att täcka in alla de kemikalier som kan ingå, då detta varierar mellan tillverkarna. För att få fram ett representativt recept för bildäck har valts att utgå från ingredienserna använda vid Continentals däcktillverkning mellan 1999-2002, angivna i råvaruförteckningen arkiverad på Länsstyrelsen i Jönköpings län. Detta har sedan jämförts med en allmän innehållsförteckning från en livscykelanalys av en europeisk medelbil utförd av BLIC (2001). Detaljnivån på denna är lite lägre men storleksfördelningen mellan funktionskemikalierna kan jämföras (Tabell 9).

Tabell 9: Jämförelse av mängder från Gislaveds råvaruförteckning och ett europeiskt medeldäck (BLIC, 2001), viss aggregering har gjorts. Mängderna är angivna i viktsprocent.

Teknisk beteckning	Dominerande ingrediens	Bildäck Gislaved	Europeiskt medeldäck med CB	Europeiskt medeldäck med Si
Syntetisk gummi	SBR, BR	21,3%	24,8%	24,2%
Naturgummi	NR	20,6%	16,9%	18,2%
Återvunnet gummi		0,3%	0,4%	0,5%
Förstärknings, fyllmedel	Kimrök, Silica	25,3%	27,5%	28,7%
Vulkmedel	Svavel	1,2%	1,4%	1,3%
Aktivatorer	Zinkoxid, Stearinsyra	2,5%	2,3%	2,5%
Mjukgörare	Aromatiska oljor	8,4%	7,8%	6,1%
Acceleratorer	CBS, TBBS, MBTS	0,7%	0,9%	1,0%
Åldringsskydd	6PPD, 77PD, TMQ	1,3%	1,5%	1,5%
"coated wires"	Brons, zink, mässing	11,7%	11,7%	11,4%
Textil	Polyester, rayon, nylon	4,7%	4,7%	4,7%
Övrigt	Bindemedel m.m	2,0%		
Totalt		100,0%	100%	100%

I Tabell 9 ses att de råvaror som användes vid tillverkning i Gislaved motsvarar de råvaror som används för tillverkning i Europa. Den största skillnaden är andel naturgummi och syntetgummi som är använt, att tillverknigen i Gislaved använde en högre andel naturgummi kan förklaras med att de tillverkade en större andel vinterdäck. Tabell 10 visar den kompletta råvaruförteckningen för däcktillverkningen i Gislaved mellan 1999-2002.

Tabell 10: Råvaruförteckning för gislaveds däcktillverkning mellan 1999-2002

Teknisk beteckning	kemiskt namn	CAS	wt %
Polymerer			
Naturgummi	Poly-isopren gummi	9006-04-06	24,61%
IR	syntetisk poly-isopren gummi	9003-31-0	0,03%
SBR	Styren-butadien gummi	61789-96-6	14,58%
BR	Butadien gummi	9003-17-2	9,91%
CIIR	Klorerat isobutylene-isopren gummi		0,91%
Regenerat			0,38%
Förstärknings fyll medel			
Kimrök	Kol		25,47%
Kiselsyra		10193-36-9	3,94%
Krita	kalций karbonat	471-34-1	0,78%
suprex Clay	hård kaolin	1332-58-7	0,04%
Aktivatorer			
ZnO	Zinkoxid	1314-13-2	1,51%
Zinkstearat		557-05-1	0,03%
Stearin	stearin syra	1957-11-04	0,58%
Silan X-50-S	Silan	7803-62-5	0,46%
PEG 4000	Polyetylen glykol	25322-68-3	0,00%
Aktioplast	Zinksalt av fettsyra derivat		0,46%
Vulkmedel			
Svavel		7704-34-9	1,46%
Acceleratorer			
DPG	Di-fenyl-guanidin	102-06-07	0,06%
HMT	Hexa-metylen-tetramin	64653-81-2	0,06%
MBT	Merkapto-benso-tiazol	149-30-4	0,03%
CBS	Cyklohexyl-bensotiazyl-sulfenamid	95-33-0	0,29%
TBBS	Butyl-bensotiazyl-sulfenamid	95-31-8	0,26%
MBTS	Di-bensotiazyl-sulfenamid	120-78-5	0,11%
DCBS	Dicyklohexyl-bensotiazyl-sulfenamid	4979-32-2	0,03%
ZBEC	zink-dibensyl-ditiokarbamat		0,02%
Åldringsskydd			
6PPD	Dimetylbutyl-fenyl-p-fenylendiamin	793-24-8	0,69%
7PPD	Di-(dimetylpentyl)-p-fenylendiamin	3081-14-9	0,18%
TMQ	Polym trimetyl-dihydrokinolin	26780-96-1	0,09%
Vax	Mikrokristallint vax		0,57%
Diaryl (PPD)	fenyl-p-fenylendiamin	68953-84-4	0,02%
Hartser			
Fenolharts		25986-71-4?	0,29%
Petroleumharts	Alifatiskt petroleumharts	64742-16-1	0,38%
Koresin	kond prod av butylfenol och aceton		0,30%
Aktiv fenolharts	fenol formaldehydharts av novolc typ		0,27%
Sulfatharts			0,26%
Peptiseringsmedel			
ZPKF	zinksalt av penta-klor-tiofenol	117-97-5	0,01%
Fördröjningsmedel			
PVI	Cyklohexyl-tio-ftalimid	17796-82-6	0,06%
Mjukgörare			

HA-olja	Högaromatisk olja		0,29%
Naftenisk olja		90641-00-2	0,16%
Struktol A-60	zinksalt av omättad fettsyra		0,05%
Struktol 40 MS Flakes			0,00%
Rapsolja	kallpressad rapsolja	8002-13-9	0,71%
Mes Olja			8,82%
Bindemedel			
Recorcin	m-dihydroxi-bensen	108-46-3	0,13%
Coboltstearat		13586-84-0	0,00%
HMMM	hexa-metoxi-metyl-melamin	3089-11-0	0,15%
Släppmedel			
Si-emulsion	Silikonoljeemulsion i vatten		0,02%
Glimmermjöl	kaliump-aluminium-silikat	12001-26-2	0,01%
Talk	magnesium-aluminium-silikat	1327-43-1	0,02%
Promol	Blandning av silikater, CA stearat		0,39%
CMC	Karboxy-metyl-cellulosa	9004-32-4	0,00%
OK 412 (kiseldioxid)	Kiseldioxid	14464-46-1	0,00%
Lösningsmedel			
Bensin (tL)	n-Heptan	142-82-5	0,13%
T-röd (tL)	Etanol	64-17-5	0,00%
Isopropanol		67-63-0	0,00%
Polyetylenglykol		25322-68-3	0,00%
Övrigt			
Amoniak		7664-41-7	0,00%
Titanoxid		1344-54-3	0,00%
Ultramarinblått			0,00%
Totalt:			100,00%

➤ Referenser

BLIC, “Life cycle assessment on an average European car tyre”, (2001), Bureau de Liaison des industries du Caoutchouc, Brussel

Länsstyrelsen i Jönköpings län, “Continental –råvaruförteckning”, (1999-2002), Jönköping

Bilaga D: Analysvärden från litteraturen

Däck (mg/Kg)	Benz(a)pyren (mg/kg)	Pyren (mg/kg)	6PPD (mg/kg)	Källa:
Nytt däck	-	-	-	
Nokia, personbil, nytt, slitbana	2,10	28,80	2477,60	Nilsson m.fl. (2005)
Konservativ vurdering (källa och metod ej angivet)	5,00	20,00		Statens vegvesen, Vegdirektoratet, Gjenbruksprosjektet, (2007)
Medel	3,55	24,40	2477,60	
Uttjänt				
Roadstone, personbil, använd, sidvägg	0,40	11,40	1957,30	Nilsson m.fl. (2005)
Granulat från Uttjänt däck	2,96	16,76		Tommy Edeskär, 98,6 % TS
Granulat 1 konstgräsbanda	2,40	23,00		Norsk byggforsk institut analys (10-09-2004:NTR 329 Sintef 1997)
Granulat 2 konstgräsbanda	3,10	37,00		Norsk byggforsk institut analys (10-09-2004:NTR 329 Sintef 1997)
Granulat 5 konstgräsbanda	3,00	34,00		Norsk byggforsk institut analys (10-09-2004:NTR 329 Sintef 1997)
Granulat 6 konstgräsbanda	0,12	0,16		Norsk byggforsk institut analys (10-09-2004:NTR 329 Sintef 1997)
Medel	2,00	20,39	1957,30	
Partiklar				
Semperite highlife, använt, slitbana	4,00	54,00		Lindgren, 1998, doktorsavh
Michelin MXT, använt, slitbana	0,50	31,00		Lindgren, 1998, doktorsavh, Värdet angett som mindre än
Goodyear GT2, använt, slitbana	0,40	27,00	-	Lindgren, 1998, doktorsavh, Värdet angett som mindre än
Rogge et al 1993 (particulates D8)	3,90	54,10	-	Luhana , 2004
Roadstone, personbil, använd, slitbana	0,90	23,60	1297,30	Nilsson m.fl., 2005
Barum personbil, använt, slitbana	1,10	34,00	262,60	Nilsson m.fl., 2005
Nokia, personbil, nytt, slitbana	2,10	28,80	2477,60	Nilsson m.fl., 2005
Medel	1,84	36,07	1345,83	