

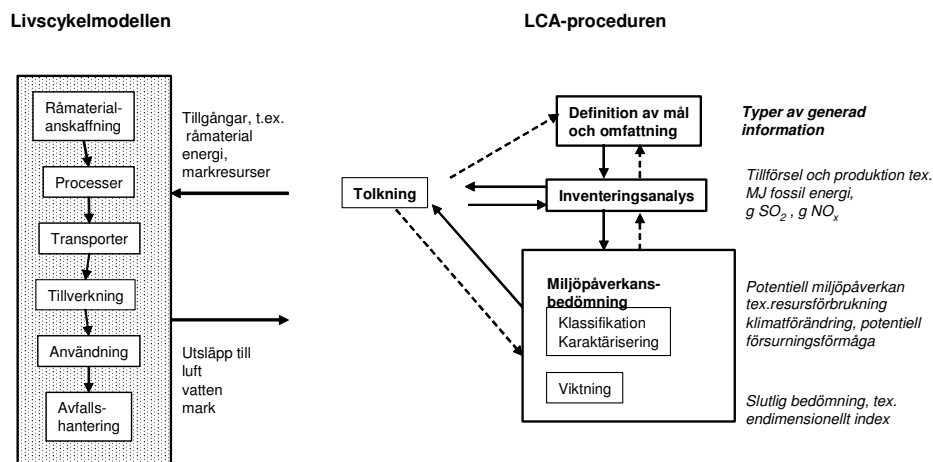
1. LCA I ETT NÖTSKAL

Det är en oerhörd miljöutmaning att omforma konsumtionssamhället till ett mer hållbart samhälle. I detta sammanhang har livscykelanalys (LCA) lagts fram som en viktig och mångsidig metod för att analysera produkters och tjänsters miljöpåverkan. I en LCA-studie beskrivs hela det industriella systemet som är involverat i produktionen, användningen och avfallshanteringen av en produkt eller en tjänst. Men det skulle verka alltför avskräckande överväldigande att direkt ge sig på en detaljerad beskrivning av en så omfattande metod som LCA. Istället kommer de grundläggande dragen hos LCA att presenteras i denna introduktion till metoden. Resten av boken går djupare in på de olika delarna av LCA-metodik och olika typer av tillämpning av LCA.

1.1 Vad är LCA?

Vad är LCA? De tre bokstäverna står för begreppet livscykelanalys (på engelska: Life Cycle Assessment), men vad innebär det? Idén om en produkts livscykel kan förstås intuitivt. Det betyder att en produkt följs från sin "vagga" då råmaterial utvinns ur naturresurser, genom produktion och användning till sin "grav", då den kastas. I en miljöorienterad livscykelanalys beskrivs användningen av naturresurser och utsläpp av föroreningar i kvantitativa termer, så som visas i den vänstra delen av figur 1.1. Men LCA är mer än så. Den kan också beskrivas som en hel procedur för hur studier skall göras och tolkas, såsom illustreras i högra delen av figur 1.1. Först anger man Produkten som skall studeras och syftet med LCA-studien i definitionen av analysens mål och omfattning. Inventeringsanalys betyder upprättandet av en livscykelmodell samt beräkning av orsakade utsläpp och använda resurser under livscykeln. I den fas då miljöpåverkan bedöms, relateras utsläpp och resurser till olika miljömässiga problem genom klassificering och karaktärisering. Slutligen kan de olika formerna av miljöpåverkan som är relaterade till livscykeln sättas på samma skala genom viktning.

Innan vi går in på en grundläggande beskrivning av LCA-modellering och LCA-procedur, låt oss först se på vad LCA kan användas till.



Figur 1.1 Livscykelmodellen och LCA-proceduren. I modellen utvisar boxar fysiska processer och pilar energiflöden och materialflöden medan boxarna i proceduren däremot utvisar steg i proceduren och pilarna anger stegens ordningsföljd. Streckade pilar anger tänkbara uppreppningar.

Vad är LCA bra för?

Det kräver en hel del arbete att göra en LCA-studie, att undersöka stora industriella system samt att samla in och analysera mängder av miljöinformation. I själva verket kan det te sig som en överväldigande uppgift och man kan undra varför man skall göra sig besväret.

En av anledningarna till att göra en LCA-studie är att det finns en växande oro för en rad miljöproblem som kommer till uttryck genom allmänheten, de politiska organisationerna och industrin. Oron för miljön kan vara relaterad till samhällets långsiktiga resursbas, kan vara mera hälsorelaterad eller vara en oro för den naturliga miljön som sådan. Vad som än är orsaken till människors oro för miljön, så resulterar denna i en handling i form av reglering, miljöanpassning inom industrin, förändring av människors livsstil etc. Men hur kan vi veta vilken handlingslinje som är mest respektive minst miljövänlig? Vi behöver helt klart verktyg för utvärdering, liksom strukturerade tänkesätt när det gäller miljön. LCA är ett sådant utvärderingsverktyg, användbart för miljömässig utvärdering av *produkter*.

Styrkan i LCA är att den studerar ett helt produktsystem. Detta gör det möjligt för oss att undvika suboptimering, som skulle kunna bli resultatet om man endast fokuserade på ett fåtal produkter. Resultaten är relaterade till produktens funktion, vilket möjliggör jämförelser mellan olika alternativ. Den är ett ingenjörsvärktöy, i den betydelsen att tekniska system och möjliga förändringar i dem studeras. Samtidigt är verktyget multidisciplinärt, i den betydelsen att också påverkan på den naturliga omgivningen samt även människors förhållande till sådan påverkan, modelleras.

Eftersom en hel livscykel studeras är LCA inte lokalspecifik. Därför kan miljöpåverkan inte modelleras på en särskilt detaljerad nivå. Ekonomiska och sociala aspekter inkluderas inte i LCA, utom när dessa används som en bas för viktning. Risk är ett annat område, som inte inkluderas i LCA.

Det finns en internationell standard för LCA som listar följande tillämpningar: identifiering av förbättrade möjligheter, beslutsfattande, val av kriterier för miljövänlighet och marknadsnischer (ISO14040 1997). En annan viktig tillämpning av LCA är lärande, tex. utforskning av miljöegenskaperna i det produktsystem som studeras samt att lära sig om produktionssystemets förhållanden (Baumann 1998). Alla dessa tillämpningar strävar mot förändring och förbättring, somliga på direkta sätt (beslutsfattande) och andra på mer indirekta sätt genom att påverka marknadsbeteenden och genom att identifiera förbättringsmöjligheter. Tillämpningar av LCA är summerade och kategoriserade i tabell 1.1.

Tabell 1.1. Tillämpningar av LCA.

Beslutsfattande, tex.	produktdesign och utveckling processdesign och utveckling inköp underlag) för reglerande åtgärder och policyinstrument
Lärande/utforskande, tex.	lärande om produktionssystem identifiering av förbättringsmöjligheter val av miljöindikatorer och nyckeltal
Kommunikation, tex.	LCA-baserad miljömärkning miljövarudeklarationer benchmarking

Internationella standarder och riktlinjer för LCA

Som redan nämnts finns det en rad internationella standarder för LCA, ISO14040-14043, vilka gavs ut från 1997 och framåt. I paraplydokumentet ISO14040 (1997) definieras LCA genom proceduren för genomförandet av en LCA.

”LCA är en teknik för bedömning av miljöaspekter och potentiella miljöeffekter förknippade med en produkt genom

- sammanställning av en inventering av relevanta inflöden och utflöden hos ett produktsystem,
- utvärdering av de potentiella miljöeffekterna förknippade med dessa inflöden och utflöden,
- tolkning av resultaten från inventerings- och miljöpåverkansfaserna i förhållande till studiens målsättning.”

Dessutom slås det fast att LCA beskriver miljöaspekter och miljöpåverkan genom en produkts hela livscykel, dvs. råmaterialutvinning, produktion, användning och avfallshantering. Resursanvändning, hälsa och ekologiska konsekvenser är de tre allmänna kategorier som behandlas (ISO14040 1997). I LCA avser begreppet *produkter* inte bara materiella produkter, utan även tjänster.

Det finns också ett antal praktiska riktlinjer och handböcker om hur en LCA skall göras, såsom SETAC:s ’Code of Practice’ (SETAC 1993), riktlinjer för miljömässig LCA i Nederländerna (CML/NOH 1992), i de nordiska länderna (Nord 1995), i Danmark (EDIP 1997) och i USA (US-EPA 1993). De flesta av dessa riktlinjer skrevs innan standarden gavs ut och de utgjorde betydelsefulla bidrag till utvecklandet av standarden. De holländska riktlinjerna har uppdaterats och blivit en arbetsbeskrivning för ISO-standarderna (CML 2002). Riktlinjerna är mer detaljerade i sina rekommendationer än standarden och de flesta av dem innehåller data om miljöpåverkan. En del av dem understöder uttryckligen LCA för ett särskilt syfte. Så tex. utformades den danska EDIP-metoden (EDIP 1997) för produktutvecklingssyften och de nordiska riktlinjerna är riktlinjer för att genomföra en LCA avsedd att ”identifiera avgörande problemområden” i ett produktsystem (Nord 1995).

Terminologin skiljer sig något mellan de olika riktlinjerna, eftersom de flesta av dem skrevs före eller samtidigt med standarden. Varken handböckerna eller standarden gör alltid en klar skillnad mellan proceduren för att göra en LCA (följden av aktiviteter, grupper inblandade etc.), formulera modelleringskrav (exempelvis systemgränser) och inrapporteringskrav (exempelvis enkelheten). En snabb jämförelse mellan de olika LCA-dokumenterna kan bli ganska förvirrande om man inte är väl bevandrad i LCA-terminologi och har följt den vetenskapliga debatten om LCA genom åren.

1.2. LCA-metodik i korta drag

I det här avsnittet skall vi kortfattat se på vad som innefattas i de huvudsakliga faserna i LCA-proceduren, definitionen av mål och omfattning, inventeringsanalys och miljöpåverkansbedömning. Dessa kortfattade presentationer syftar till att ge en överblick. Kapitel 3 till 6 ger mer detaljerade beskrivningar av LCA-metodik.

Två LCA-fallstudier kommer att användas som exempel. En av dem är en studie utförd av Akzo Nobel Surface Chemistry på två tvättmedel (Arvidsson 1995). Den andra är en studie av förpackningar utförd för Miljödepartementet i Sverige (Tillman m. fl. 1991). Vi kommer inte att diskutera resultaten i detta kapitel, men vi kommer att återvända till exemplena i kapitel 6. I sista delen av det här kapitlet kommer vi att se på några viktiga aspekter av LCA-metodiken,

aspekter som en läsare av en LCA bör vara medveten om och beredd att ställa frågor om, för att inte misstolka innebörden av de resultat som en LCA ger.

Definitionen av mål och omfattning

I definitionen av mål och omfattning redovisas beslut om produkten som skall studeras och syftet med studien. Enligt ISO standarden (ISO14040 1997) ska måldefinitionen omfatta fastställande av den avsedda studiens ändamål, anledningen till att den utförs och till vem som resultaten skall avrapporteras. Standarden betonar att såväl målet som omfattningen av en LCA-studie måste vara klart definierat samt vara förenligt med det avsedda ändamålet.

När en LCA-studie påbörjas formuleras syftet ofta mycket vagt och generellt. Initialt kan det formuleras som "Vi vill göra en LCA över vår produkt" eller "Vi vill visa de miljömässiga fördelarna med vår produkt". Innan en LCA kan utföras måste problemet formuleras och specificeras klarare än så. Exempel på sådana mer specifika frågor är: "Vilka är de huvudsakliga miljöproblemen med den här produktens livscykel?" eller "Vilken av dessa tre modifieringar av processen är att föredra ur ett miljöperspektiv?"

I vårt exempel med studien av tvättmedel (Arvidsson 1995) var det specificerade syftet

1. att göra en inventering av alla ingredienser i två olika tvättmedel,
2. att jämföra de två olika koncepten för tvättmedel med hänsyn till miljöpåverkan och
3. att identifiera de aktiviteter i livscykeln som totalt sett bidrar mest till att miljön påverkas.

I den återstående delen av definitionen av mål och omfattning skall studiens *kontext* definieras, till exempel till vem och på vilket sätt resultaten skall avrapporteras.

Specifikationer av den modellering som skall utföras görs också och *projektet planeras*.

Ett exempel på en sådan modelleringsspecifikation är valet av funktionell enhet. LCA relaterar miljöpåverkan till en produkt, eller snarare till *funktionen* hos ett produktsystem. Alltså finns det ett behov av att uttrycka funktion i kvantitativa termer, som en funktionell enhet. Exempel på funktionella enheter är

- | | |
|--|-----------------------|
| • Dryckesförpackningar | liter förpackad dryck |
| • Ytmaterial (färg, golvbeläggning etc.) | m ² · år |
| • Passagerartransport | personkilometer |

I studien av tvättmedel användes 100 kg ren tvätt som funktionell enhet. Man antog att de två tvättmedlen var likvärdiga när det gällde funktion, dvs. tvättförmåga. En del av jämförelserna gjordes emellertid på basis av 1 kg tvättmedel eftersom samma dosering rekommenderades för de två jämförda produkterna.

Många andra modelleringsrelaterade val görs inom definitionen av mål och omfattning. De listas här nedan och kommer att beskrivas utförligare i avsnittet 1.4 och i kapitel 3.

- Systemgränser, såsom vilka processer som skall tas med. Urvalet av vad som skall studeras görs i samband med definitionen av mål och omfattning och de styr systemgränserna hos den flödesmodell som konstrueras i den efterföljande inventeringsanalysen
- Typer av miljöpåverkan som ska tas i beaktande. Det finns en mer eller mindre standardmässig lista över olika sorters av miljöpåverkan som innefattas i de flesta LCA, vilken inkluderar exempelvis resursanvändning, klimatpåverkan, försurning och eutrofiering, men ibland begränsas en LCA till att enbart omfatta vissa former av

påverkan. De valda miljöpåverkanskategorierna bestämmer de parametrar för vilka data skall samlas in under inventeringsanalysen.

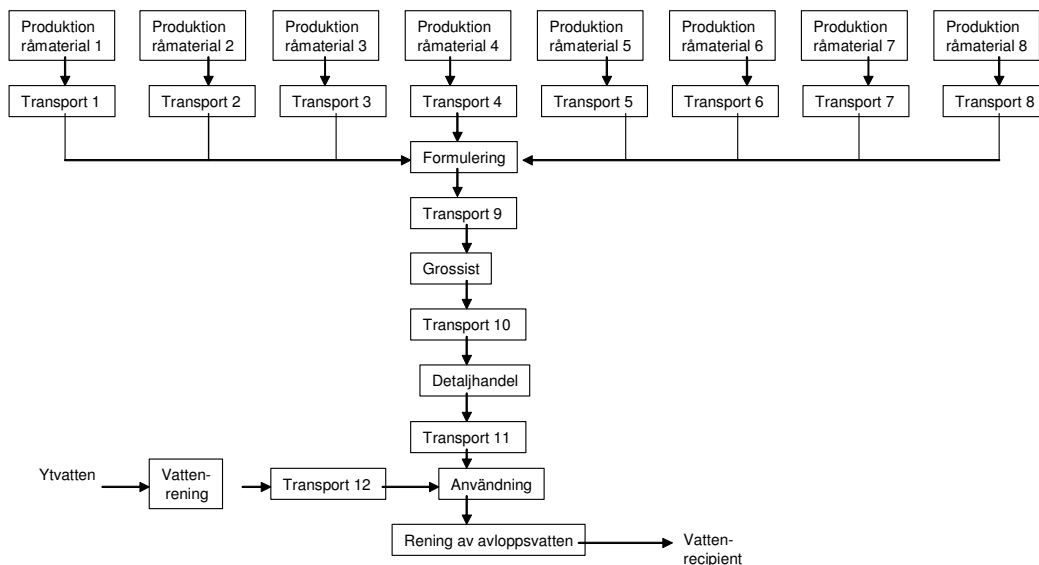
- Detaljnivån i studien och därmed kraven på de insamlade uppgifterna (tex. huruvida anläggningsspecifika data skall användas eller medelvärden för flera produktionsanläggningar).

Inventeringsanalys

En inventeringsanalys innebär att bygga en systemmodell i enlighet med kraven i definitionen av mål och omfattning. Systemmodellen är en flödesmodell för ett tekniskt system med en särskild typ av systemgränser ("vagga-till-grav") som visas i figur 1.1. Resultatet är en ofullständig massa- och energibalans för systemet. Den är ofullständig i den betydelsen att bara de miljömässigt *relevanta* flödena tas med, vilka i stort sett omfattar användningen av begränsade resurser och utsläpp av ämnen som anses skadliga. Man bortser från i miljömässigt hänseende betydelselösa flöden, såsom utsläpp av vattenånga från förbränning och överskottsvärme från industrin.

Aktiviteter i livscykelinventeringen (LCI) beskrivs kortfattat i det följande och mera utförligt i kapitel 4. Dessa är som följer:

1. Upprättande av flödesmodellen enligt de systemgränser som bestämts i definitionen av målsättning och omfattning. Flödesmodellen framställs vanligtvis i form av ett flödesschema som visar aktiviteterna i det analyserade systemet (produktion, processer, transporter, användning och avfallshantering) och flödena mellan dessa aktiviteter. Figur 1.2 visar ett exempel på ett sådant flödesschema, hämtat från en livscykelanalys för ett tvättmedel (Arvidsson 1995).



Figur 1.2. Flödesschema för livscykeln för ett tvättmedel (Arvidsson 1995). Detta är ett förenklat flödesschema – ett mycket mer detaljerat användes när studien genomfördes.

2. Datainsamling för alla aktiviteter (processer och transporter) i produktsystemet. De insamlade data inkluderar tillförsel och produkter för alla aktiviteter såsom

- råmaterial, inklusive energibärare

- produkter och
- fast avfall och utsläpp till luft och vatten.

3. Beräkning av mängden resurser som används och utsläpp av föroreningar från systemet i relation till den funktionella enheten. Tabell 1.2 visar resultat från exemplet med livscykelanalys för ett tvättmedel (Arvidsson 1995) för att ge en uppfattning om den typ av parametrar som används i en livscykelanalys. Antalet parametrar var ännu högre i den ursprungliga studien och endast ett urval presenteras här.

Analysresultaten presenteras oftast som stapeldiagram och andra typer av grafisk presentation. Du kommer att finna exempel på olika sätt att presentera resultaten av en LCA i kapitel 6.

Inventeringsanalysen kan förefalla enkel men kompliceras ofta av det faktum att många tekniska processer framställer mer än en produkt. Den miljömässiga belastningen för sådana processer kan *allokeras* dvs. *delas upp* mellan processens olika produkter. Det finns också andra sätt att hantera multifunktioner. Allokeringar gör livscykelanalyser avsevärt mer komplicerade. Vi kommer att diskutera allokering och besläktade frågeställningar mer i detta kapitel i avsnittet 1.4 och mer utförligt i kapitel 4.

Miljöpåverkansbedömning

Miljöpåverkansbedömning (Life Cycle Impact Assessment, LCIA) syftar till att beskriva, eller åtminstone till att antyda, påverkan från den miljöbelastning som kvantifierats i inventeringsanalysen. Ett syfte med LCIA är därför att omvandla resultaten av inventeringen till miljömässigt mer relevant information, dvs. information om miljöpåverkan snarare än enbart information om utsläpp och resursanvändning. Ett annat syfte, som kanske inte nämns lika ofta, är att aggregera, dvs. samla ihop informationen från LCI i färre parametrar så som antyds i figur 1.3.

Det första steget – *klassificering* – betyder helt enkelt att sortera parametrarna från inventeringen efter den typ av miljöpåverkan de bidrar till. I nästa steg – *karaktärisering* – beräknas de relativa bidragen från utsläppen och resursanvändningen till varje typ av miljöpåverkan. Så tex. kan alla utsläpp av växthusgaser samlas ihop till ett mått på växthuseffekten och alla försurande utsläpp till ett mått på försurning. Sådana beräkningar baseras på vetenskapliga modeller för kedjor av orsak - verkan i de naturliga systemen. Emellertid är de modeller för orsak - verkan som används i LCIA ofta mycket förenklade. Detta beskrivs och diskuteras vidare i kapitel 5.

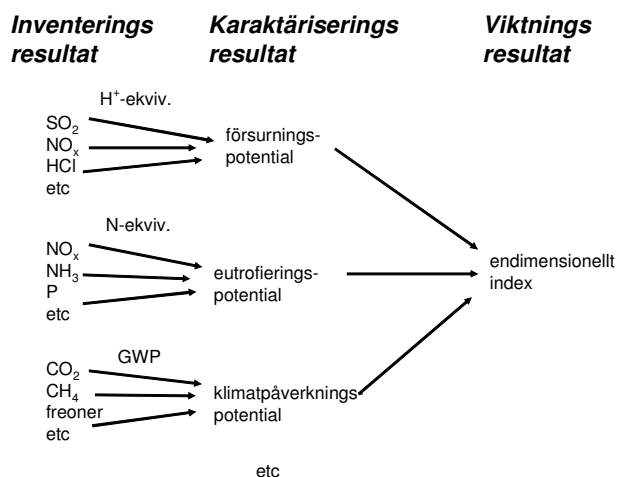
Trots osäkerheter och andra begränsningar i karaktäriseringen kan de många resultatparametrarna från en LCA samlas ihop till ett begränsat antal kategorier. Ibland behöver dessa resultat tolkas och ytterligare samlas ihop. Detta kan göras på olika sätt, tex. genom formaliserade och kvantitativa viktningssystemer eller genom att använda en expertpanel eller genom kvalitativ, verbal argumentering för att nämna några. I inget fall kan detta göras enbart på en naturvetenskaplig basis utan värderingar måste tillföras. En sådan viktningssystemet kan beskrivas som en måttstock med vilken alla miljöproblem kan mätas. Sådana måttstockar är baserade på värderingar och prioriteringar angående miljöfrågor uttryckta av människor. Till exempel kan politiska mål användas för att skapa ett viktningssystem. Det finns flera andra möjligheter, vilket diskuteras vidare i kapitel 5.

Tabell 1.2. *Analysresultat från en jämförande studie av två tvättmedel (Arvidsson 1995). Resultaten ges per funktionell enhet (1 kg tvättmedel). De representerar ett från-vaggan-till-*

grind-system, vilket betyder att alla aktiviteter i figur 1.2 är inkluderade, utom produktanvändning och behandling av avloppsvatten. Det bör noteras att de data, som denna analys bygger på, insamlades under 1994 och att de kan ha förändrats avsevärt sedan dess.

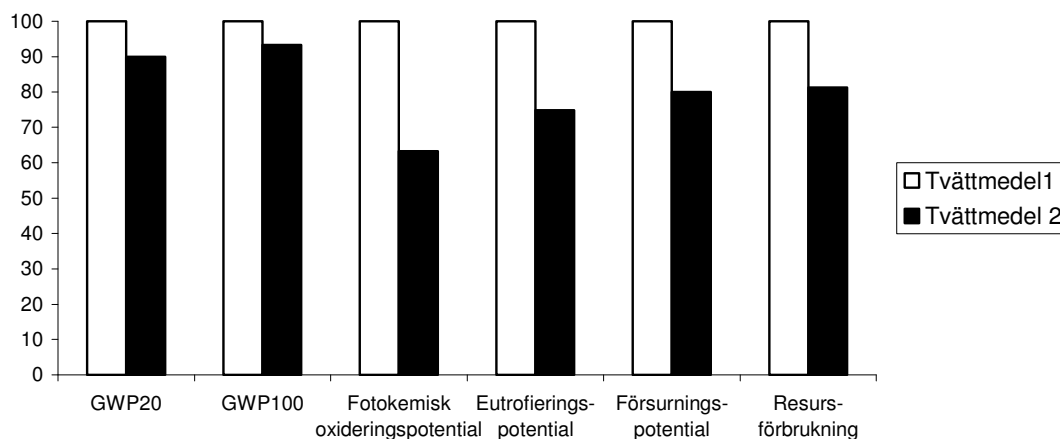
	Tvättmedel 1	Tvättmedel 2	Enhet
Energiförbrukning			
Fossil	11.6	9.7	MJ
Elektricitet	4.4	3.3	MJ
I produkten	3.6	2.8	MJ
Förnybar	1.0	0.6	MJ
Resursanvändning			
Olja	0.36	0.29	kg
P	33	44	g
S	0.6	0.3	g
Al	0.048	0.04	g
Utsläpp till luft			
CO ₂	1.5	1.4	kg
Partiklar	24.5	30.4	g
NO _x	5.3	4.4	g
Aska	5.2	5.4	g
Fluorider	3.8	5.1	g
SO ₂	3.8	2.9	g
HC	2.4	1.5	g
CO	0.9	1.0	g
NH ₃	0.9	1.0	g
CH ₄	0.4	0.6	g
Acetaldehyd	0.0043	0.0043	g
Etenoxid	0.0024	0.0031	g
Hg	1.9x10 ⁻⁶	1.2x10 ⁻⁵	g
HCFC 1301	3.1x10 ⁻⁷	5.6x10 ⁻⁷	g
Utsläpp till vatten			
Gips	370	500	g
Total torrsubstans	6.3	5.0	g
Fluorider	5.7	7.6	g
COD	4.1	1.2	g
Total våtsubstans	0.3	0.2	g
Tot-N	0.3	0.2	g
SO ₄	0.2	0.3	g
BOD	0.3	0.2	g
H ₂ SO ₄	0.1	0.2	g
Olja	0.014	0.014	g
Tungmetaller	0.022	0.03	g
HC	0.0018	0.0020	g
Tot-P	0.0010	0.0010	g
Fenol	5.4x10 ⁻⁵	5.6x10 ⁻⁵	g
Avfall			
Fast. ospecificerad	530	520	g
Organisk	8.9	1.7	g
Mineralisk	0.5	0.5	g
Radioaktiv	0.043	0.035	g

LCIA är på så vis en stegvis aggregering av den information som framkommit ur inventeringsresultaten, vilket illustreras i figur 1.3. Klassificering och karaktärisering är nödvändiga i LCA enligt standarden (ISO14042 2000), medan däremot viktningen är frivillig. Om ingen påverkansbedömning görs utan enbart en inventering, kallas studien en LCI (Life Cycle Inventory analysis).



Figur 1.3. Illustration av den stegvisa aggregeringen av information i LCA.

Klassificeringsresultatet för tvättmedelsstudien visas i figur 1.4 (Arvidsson 1995). Eftersom studien var jämförande, presenteras resultaten som relativa värden, dvs. högsta värdet för varje kategori ges siffran 100.



Figur 1.4. Exempel på resultat av karaktärisering från en jämförande studie av två tvättmedel (Arvidsson 1995). Resultaten från just denna studie presenterades som relativa värden. Alla möjliga påverkanskategorier är inte utvärderade.

1.3 LCA och analys av miljösystem

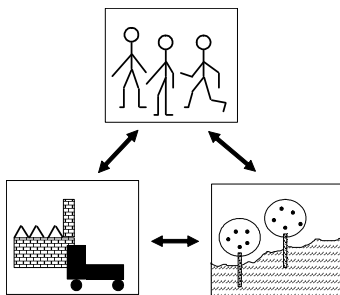
LCA tillhör en hel familj av verktyg för miljöbedömning, somliga mer fokuserade på fysiska mätetal såsom MKB (miljökonsekvensbeskrivning, på engelska: EIA, Environmental Impact Assessment), ERA (ekologisk riskanalys; Ecological Risk Assessment) och MFA (materialflödesanalys; Material Flow Analysis) och andra fokuserade på ekonomiska mätetal såsom CBA (Cost-Benefit Analysis). Tillsammans kallas de ofta verktyg för miljösystemanalys. I det följande kommer vi att diskutera hur LCA förhåller sig till generell miljösystemanalys.

Figur 1.5 visar ett generellt ramverk för miljösystemanalys och åskådliggör det sociala systemet, det tekniska systemet och det natursystemet och relationerna mellan dem. Som vi kommer att se passar LCA väl in i detta ramverk.

Tekniska system är det slags system som man fokuserar på i LCA och de modelleras i inventeringsanalysen. Emellertid existerar inte tekniska system för sin egen skull. De finns till för att förse människor, dvs. sociala system, med produkter och tjänster och de hanteras och styrs också av sociala system. Alltså måste information om tekniska system genererad av LCA vara meningsfull för de människor och organisationer som hanterar och styr dem och ibland också för andra aktörer.

De tekniska systemen använder resurser från natursystemen och de avger föroreningar och avfall till dessa natursystem, vilket orsakar förändringar i dem. Sådana förändringar modelleras i karakteriseringen. I vilken grad förändringar i natursystemen tolkas som miljöproblem, är en sak som avgörs av de sociala systemen, vilket betyder att metoder för viktning är modeller som reflekterar människors värderingar och prioriteringar beträffande miljön.

Eftersom LCA modellerar alla tre systemen behöver metoden vara multidisciplinär. Inventeringsanalysen kräver ingenjörskunskaper, medan miljöpåverksbedömning vilar på naturvetenskapen. Även samhällsvetenskapen måste anlitas, exempelvis för att förstå den kontext i vilken LCA används för att genomföra viktningen.



Figur 1.5. De tre systemen som representeras i LCA och generellt i miljösystemanalys.

1.4. Lagg märke till...

Det finns ett antal frågeställningar, som läsaren av en LCA-rapport bör vara på det klara med för att kunna tolka informationen korrekt och för att kunna vara kritisk. Först och främst finns det inget sådant som självständiga LCA-resultat utan endast LCA-resultat i förhållande till en måldefinition med ett specifikt syfte. En LCA försöker besvara vissa speciella frågor och metodiken väljs för att besvara de frågor som ställts. Andra metodval leder till andra numeriska resultat och betyder vanligen att svar ges på andra frågor. Som läsare bör man vara medveten om att sådana val kan vara mer eller mindre ändamålsenliga. De fyra mest kritiska metodvalen, *definition av funktionell enhet, systemgränser och allokeringsprocedur, typ av data som behövs och påverksbedömning* presenteras i det här avsnittet.

Funktionell enhet

Det är alltid nyttigt att kritiskt kontrollera den funktionella enheten. Vad är det för en funktionell enhet som studiens resultat är relaterade till? Är den relevant? Tillåter den en rättvis jämförelse? Det är värt att lägga märke till att de jämförda produkterna i en jämförande studie sällan är exakt identiska. De kan ha olika kvalitet eller en av produkterna kan ha ytterligare funktioner. Detta komplicerar definitionen av den funktionella enheten, särskilt när skillnaderna är svåra att fånga i siffror.

Ta till exempel en studie där golvkonstruktioner av trä och betong jämförs. Den funktionella enheten kan baseras på konstruktionernas bärförmåga. Emellertid finns det fler funktioner hos en golvkonstruktion än bärförmåga, tex. ljudisolering och brandsäkerhet. I en jämförande studie kan skillnader i dessa egenskaper antingen tolereras (och förhoppningsvis kommas ihåg när resultaten skall tolkas) eller så kan de jämförda konstruktionerna göras funktionellt likvärdiga, genom att komplettera träkonstruktionen med isoleringsmaterial. Den senare möjligheten är att föredra ur LCA-perspektiv. Emellertid kan detta leda till tekniskt orimliga antaganden och en kompromiss kanske måste göras.

Man bör komma ihåg att den funktionella enheten inte har att göra med produktions- eller konsumtionsvolymen, utan enbart med produktfunktionen. Detta betyder att den vanliga LCA-metodiken inte innefattar någon analys av följderna av en förändring i produktions- eller konsumtionsvolymen. I framtiden kan detta komma att förändras eftersom forskning pågår såväl beträffande sammanförandet av LCA med nationell produktionsstatistik som beträffande dynamisk LCA-modellering.

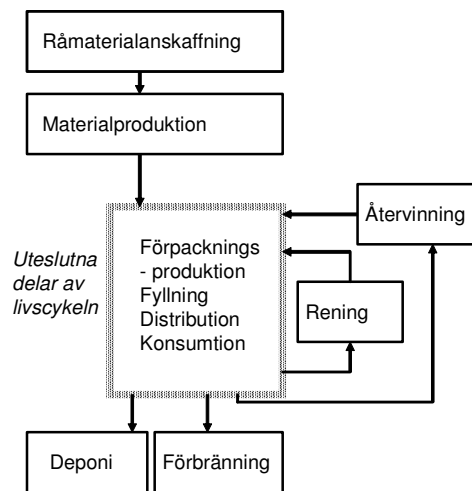
Systemgränser och allokering

Inventeringsanalysen kompliceras av att olika produkters livscyklar är kopplade till varandra, medan en LCA fokuserar på en enskild produkt i sänder. Detta ger upphov till flera problem beträffande systemgränserna i en LCA-studie. Ett särskilt problem har att göra med det faktum att mer än en produkt ofta produceras i en och samma process. Samma slags problem uppstår när flera produkter behandlas kollektivt i samma process för avfallsbehandling. När produkter återanvänds, används samma material till och med successivt i olika produkter. Detta speciella problem kallas ett *allokeringsproblem*, dvs. hur ska man relatera eller hänföra miljöbelastningen för delade processer till de levererade produkterna? De flesta riktlinjer för LCA, inklusive ISO-standarden (ISO14041) behandlar allokeringssproblemet genom att rekommendera en allokeringssprocedur. Denna uttrycks vanligen i termer av: ”Om du kan hantera allokeringssproblemet på det och det sättet, gör det. Om inte, använd detta alternativa sätt”. *Allokering* som sådan definieras som ”uppdelning av flödena av råmaterial eller produkter för en process i det produktsystem som studeras” (ISO14040 1997).

När vi nu definierat allokeringssproblemet och terminologin, låt oss diskutera allokering genom ett exempel. Exemplet är en studie över förpackningar, beställd av en nationell myndighet som ville ha underlag för att reglera omhändertagandet av förpackningsavfall (Tillman m. fl. 1991). Måldefinitionen kan uttryckas som följer: Vilka är de miljömässiga skillnaderna mellan de följande sätten att omhänderta förpackningsavfall:

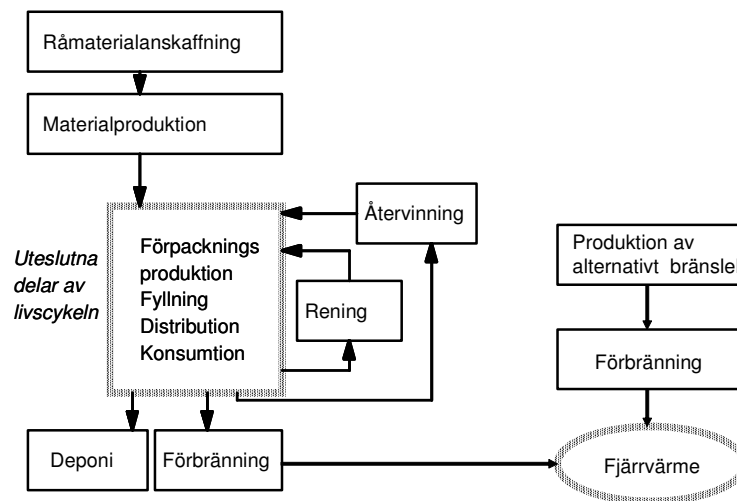
- Deponi
- Förbränning med värmeåtervinning
- Materialåtervinning
- Återanvändning

Livscyklerna för förpackningsmaterialen modellerades som framgår av figur 1.6.



Figur 1.6. Principiellt flödesschema över förpackningsmaterial. Transporter är utelämnade för att förenkla flödesschemat.

Det mest kritiska allokeringproblemet i förpackningsstudien var förbränningsprocessen. Förbränning har två funktioner: den tar hand om avfallet och samtidigt ger den värme till ett visst uppvärmningssystem. Problemet formulerades så här: Hur skall utsläppen från förbränningsanläggningen allokeras mellan de två funktionerna? Detta löstes genom vad som numera kallas *systemutvidgning*, vilken illustreras i figur 1.7. Systemet för förpackningsmaterial krediterades med den miljöbelastning som skulle ha uppkommit om samma energimängd hade producerats ur ett annat bränsle.



Figur 1.7. Exempel på systemexpansion i en LCA av förpackningsmaterial.

Ett annat sätt att hantera allokeringproblemet skulle ha varit att "helt enkelt" fördela utsläppen från förbränningsprocessen mellan dess två funktioner, omhändertagande av avfall och energiproduktion. Detta skulle ha givit mycket annorlunda numeriska resultat. I själva verket var det genom fördelning, som många andra allokeringproblemer hanterades i livscyklerna för förpackningsmaterial, tex. oljeraffineringsprocesserna, som utgjorde en del av livscyklerna för plast. Systemexpansion tillämpades på förbränningsprocessen, eftersom förbränning eller inte förbränning var en kärnfråga i undersökningen.

Studiens tema, jämförelse av olika avfallshanteringsätt, ledde till ett annat val angående systemgränser. Som antyds i figur 1.6 och 1.7 uteslöts produktionen av förpackningen från material, påfyllning, distribution och konsumtion av förpackningens innehåll, från det studerade systemet. Orsaken var att dessa processer skulle vara desamma oavsett om förpackningen producerades från nytt eller återanvänt material.

Måldefinitionen gav riktlinjer för valet beträffande systemgränser och sättet att handha allokeringproblemen. Eftersom studien var förändringsorienterad, var den utformad att svara på frågan: "Vad skulle hända om återvinning / återanvändning av ökar?" Eftersom vissa delar av livscykeln (förpackningsproduktion, påfyllning, distribution och konsumtion) inte skulle påverkas av förändrad grad av återvinning / återanvändning, uteslöts dessa och eftersom en del processer utanför förpackningsmaterialets livscykel skulle påverkas (fjärrvärmeproduktion), togs dessa med i modellen.

En LCA av förpackningar kan genomföras med många andra målsättningar. En LCA kan exempelvis användas för att utforska livscykeln för en särskild typ av förpackning och för att söka möjligheter till förbättringar. I ett sådant fall skulle det *inte* vara ett bra val att utesluta vissa delar av livscykeln.

Datatyper

Besläktat med valet mellan fördelning och systemexpansion, som ett sätt att hantera allokeringproblemet, är valet mellan olika typer av data för att representera systemet. Låt oss använda förpackningsproblemet igen. Om förbränningen reduceras, som en följd av ökad återvinning av förpackningen, då måste värme tillföras fjärrvärmesystemet från en annan källa.

Fjärrvärmesystemen förses med värme från flera olika källor. Självklart kommer en minskad tillförsel av värme från förpackningsförbränning inte att påverka dessa värmekällor på samma sätt eller i samma utsträckning, utan det är den minst betydelsefulla värmekällan som kommer att påverkas först. Därför kommer data som representerar systemets reaktioner på förändringar att vara relevanta för förändringsorienterade studier, som i vårt exempel. För andra typer av studier är data, som representerar systemets genomsnittliga beteende att vara mer relevanta, vilket vi kommer tillbaka till i kapitel 3. Där kommer också andra frågor rörande valet av data att behandlas, exempelvis valet mellan anläggnings-specifika data och data som representerar ett medelvärde för en population av processer.

Miljöpåverkansbedömning

När man tar del av LCA-resultaten, är det viktigt vara uppmärksam på hur dessa presenteras. Som vi redan har sett kan resultatet presenteras som inventeringsresultat, karaktäriseringsresultat eller vara viktade tillsammans som ett endimensionellt index. Överdriven aggregering gömmer relevant information och tillför ytterligare osäkerhet, medan för lite aggregering dränker den intressanta informationen i för mycket detaljer. Den lämpliga aggregeringsnivån varierar mellan olika ändamålen och den tid och kompetens som finns tillgänglig för dem som tar emot informationen, vilket diskuteras i följande exempel:

Miljömärkningen representerar den mest aggregerade typen av slutresultat relaterad till miljöinformation. Miljömärkningen koncentrerar informationen till ett *ja* eller *nej*, dvs. produkten får märkningen eller inte. En av anledningarna till denna höga grad av aggregering är att informationen används i en kontext (dagliga inköp) där det finns ytterst lite tid för varje beslut. I miljövarudeklarationer för produkter presenteras å andra sidan LCA-data som karaktäriseringsresultat (MSR 1999). Den åsyftade publiken är då inte konsumenter, utan

vanligtvis yrkesmässiga inköpare med mer tid och specialiserad kompetens än den genomsnittlige konsumenten. Mer om detta i kapitel 10.

När tillämpningen består i att söka efter förbättringsmöjligheter, är det vår erfarenhet att resultaten behöver tolkas på flera nivåer, både som resultat av en inventering och som resultat av en miljöpåverkanbedömning.

För utveckling av komplexa produkter, bestående av många olika komponenter och tillverkade av många olika material (tex. bilar), behöver miljöinformationen om komponenterna aggregeras i ganska hög grad. Följaktligen utvecklades många existerande viktningssyften speciellt för utvecklingssyften (bl. a. Steen 1999, EDIP 1997, Goedkoop & Spriensma 1999). Produktutveckling har kommit att utgöra ett viktigt område för tillämpning av LCA och en överblick ges i kapitel 9.

En viktig del av metoderna för konsekvensbedömning är de sätt på vilka miljöproblemen modelleras och mäts. Dessa modeller kallas med LCA-terminologi *karaktäriseringsmetoder*. Emellertid finns det viktiga begränsningar hos dessa modeller för karaktäriseringssteget, som en läsare av en LCA bör vara medveten om, när resultaten skall tolkas. Begränsningarna orsakas av förenklade antaganden angående miljöproblemens orsak-verkan-kedjor och brist på vetenskaplig kunskap. De viktigaste är följande:

- Tid och geografi utelämnas vanligen i en LCI. Detta betyder att det finns ingen eller begränsad och ofullständig information om var och när utsläppen sker. Eftersom den faktiska påverkan från ett utsläpp bland annat beror på när och var det sker, ger LCIA bara en indikering om potentiell påverkan. Det pågår emellertid forskning om geografiskt mer differentierad konsekvensbedömning (tex. Potting m.fl. 1998).
- När ett utsläpp sker, startar en hel serie händelser såsom dispersion, kemisk nedbrytning samt organismer exponeras, vilket ger effekter på dem. För de flesta miljöpåverkanskategorier i LCIA, beskriver kategoriindikatorerna händelser tidigt i orsak-effekt-kedjan. Dessa kan vara svåra att förstå och tolka. När LCA-resultaten presenteras kan det hända att man måste besvara frågor som ”Hur många enheter klimatpåverkan är bra för dig?”
- Karaktäriseringsmetoder är mycket bättre utvecklade och innehåller mindre osäkra antaganden för en del påverkanskategorier än för andra. Klimatpåverkan och uttunning av ozonskiktet sker i global skala. Detta betyder att påverkan är den samma oavsett var utsläppet sker. Miljöpåverkanbedömning för dessa kategorier innehåller relativt välgrundade antaganden. För vissa påverkanskategorier är LCIA-metoderna fortfarande otillfredsställande. Dessa är påverkan relaterad till toxicitet samt användning av resurser och mark. För dessa påverkanskategorier finns det en mängd olika typer av påverkan under varje rubrik, vilket gör det svårt att finna en gemensam struktur för att beskriva dem. Det finns även brister i såväl vetenskapligt kunnande, som vetenskapliga data.
- En del miljökonsekvenser är inte lätta att fånga i siffror. De glöms lätt bort, varför *livscykelräkningar* eller kvalitativ LCA är viktiga tillägg.

Naturvetenskapen kan inte vara en bas för prioriteringar mellan olika slags miljöpåverkan, som mellan effekter på mänsklig hälsa och utrotande av en djurart. Viktningsmetoder i LCA försöker fånga människors värderingar beträffande olika miljöproblem och utifrån dessa skapa måttstockar för att mäta den relativa tyngden i olika miljöproblem. Olika existerande viktningssyften mäter människors värderingar på skilda sätt. De återspeglar även olika tidshorisonter och geografiska skalor. På så vis förmedlar de även olika information. Så är exempelvis EPS-metoden baserad på människors villighet att betala för att undvika

miljöproblem (Steen 1999), EDIP-metoden är baserad på politiska mål (EDIP 1997) och de långa ET-indexen utgår från mer ekologiskt definierade målsättningar (Eriksson m. fl. 1995).

Olika tillämpningar - olika behov av metodik

Från översikten av LCA-metodik i detta kapitel bör det framgå att det finns många olika tillämpningar av LCA och att olika tillämpningar ställer olika krav på metodik. Därför är metodvalen i LCA inte godtyckliga, utan bör vara styrda av syftet med studien. Tabell 1.3 ger några exempel på metodkrav för ett antal olika tillämpningar. Listan är varken komplett eller kategoriserad, utan är tänkt att ge en uppfattning om antal och typer av metodval som måste göras vid utförandet av en LCA.

Tabell 1.3. Exempel på hur olika tillämpningar har olika metodkrav.

Tillämpning	Metodkrav
Beslutsfattande, val mellan olika handlingar	Livscykelmodellen skall spegla konsekvenser av övervägd handling
Marknadsinformation, tex. miljödeklarering produkter	”Rättvisa”, möjlighet att jämföra Trovärdighet och granskningsprocesser kräver hög genomskinlighet och noggrann dokumentation till granskaren
Produktutveckling och inköp (begränsningar i tid och kompetens hos användaren av resultaten)	Resultaten presenteras med en hög nivå av aggregering
Beslut på nationell nivå, tex. om strategier för avfallshantering	Data representerar nationella medelvärden
Identifiering av förbättringsmöjligheter, egen produkt	Anläggnings-specifika data

1.5 Sammanfattning och fortsatt läsning

Flera egenskaper gör LCA tilltalande för ingenjörer och industri. Analysen hanterar miljöfrågor på ett mycket strukturerat sätt, den är kvantitativ, den är ett verktyg fokuserat på tekniska system och den kan angripa flera miljöfrågor på samma gång. På så vis klargörs avgöranden mellan olika typer av miljöpåverkan och mellan olika delar av livscykeln.

Det finns flera olika typer av tillämpning av LCA, var och en med sina speciella metodkrav. Vår tes är att metodkrav styrs av tillämpningen, även om detta inte alltid klart uttrycks i alla handböcker om och riktlinjer för LCA. Dessutom är det lämpligt att skilja mellan LCA-modell och LCA-procedur. Fyra kritiska frågeställningar om LCA-metodik bestämmer resultaten av en LCA-studie: definition av den funktionella enheten, systemgränsfrågan i allmänhet och allokeringsproblemen i synnerhet, datatyp som används i studien och hur påverkansbedömningen är gjord. Varje läsare av en LCA-rapport bör vara medveten om betydelsen av dessa fyra frågor.

LCA-metodiken har nått en viss grad av mognad och en internationell standard, ISO14040-serien om LCA är nu en standardreferens för alla som arbetar med LCA. Emellertid pågår fortfarande forskning om olika delar av LCA-metodik. SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry, www.setac.org) organiserar många av de vetenskapliga konferenserna inom detta område. Man kan därför förvänta sig att standarden om LCA kommer att uppdateras i framtiden.

Slutligen kan sägas att det systematiska sättet att arbeta med LCA möjliggör kommunikation kring stora och komplexa miljöfrågor. Många tycker att LCA-studier är lite komplicerade, men det handlar snarast om att LCA återspeglar världens komplexitet. Man måste komma ihåg att i detta fall ligger inte felet hos LCA.

1.6. Referenser

- Arvidsson, Peter (1995). *LCA-rapport Tvättmedel*. Akzo Nobel Surface Chemistry, Stenungsund, Sweden.
- Baumann, Henrikke (1995). *Decision Making and Life Cycle Assessment*. Licentiatavhandling, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg, Sweden.
- Baumann, Henrikke (1998). *Life Cycle Assessment and Decision Making. Theories and Practices*. Doktorsavhandling, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg, Sweden.
- CML/NOH (1992). *Environmental life cycle assessments of products. Guide and Backgrounds*. Bidragande författare: R Heijungs, J Guinée, G Huppes, RM Lankreijer, HA Udo de Haes, A Wegener Sleswijk, AMM Ansems, PG Eggels, R van Duin & HP de Goede. NOH reports 9266 and 9267. The National Reuse of Waste Programme (NOH), Nederländerna.
- CML (2002). *Life cycle assessment. An operational guide to the ISO standards*. Redaktör: Jeroen Guinée, Centrum Milieukunde Leiden (CML), Leiden University, Nederländerna. Kluwer, Dordrecht, Nederländerna.
- EDIP (1997). Wenzel, Henrik, Michael Hauschild & Leo Alting. *Environmental assessment of Products, Volume 1*. Chapman & Hall, London.
- Eriksson, Elin, Viveca Johannisson & Tomas Rydberg (1995). *Comparison of four valuation methods*. Chalmers Industriteknik, Göteborg, Sweden.
- Frankl, Paolo & Frieder Rubik (eds) (2000). *Life cycle assessment in industry and business. Adoption patterns, applications and implications*. Springer-Verlag, Berlin.
- Goedkoop, Mark & Renilde Spriensma (1999). *The Eco-indicator'99. A damage oriented method for life cycle impact assessment*. PRé Consultants BV, Amersfoort, Nederländerna.
- ISO14040 (1997). *Environmental Management—Life Cycle Assessment—Principles and Framework*. International Organization for Standardisation, Genève.
- ISO14041 (1998). *Environmental Management—Life Cycle Assessment—Goal and Scope Definition and Inventory Analysis*. International Organization for Standardisation, Genève.
- ISO14042 (2000). *Environmental Management—Life Cycle Assessment—Impact Assessment*. International Organization for Standardisation, Genève.
- ISO14043 (2000). *Environmental Management—Life Cycle Assessment—Life Cycle Impact Assessment*. International Organization for Standardisation, Genève.
- MSR (1999). *Requirements for Environmental Product Declarations EPD. An application of ISO/TR 14025 Type III environmental declarations*. MSR 1999:2, AB Svenska Miljöstyrningsrådet, Stockholm.
- Nord (1995). *Nordic guidelines on life-cycle assessment*. Bidragande författare: Lars-Gunnar Lindfors, Kim Christiansen, Leif Hoffman, Yrjö Virtanen, Vesa Juntilla, Ole-Jørgen Hanssen, Anne Rønning, Tomas Ekvall & Göran Finnveden. Nord 1995:20. Nordiska ministerrådet, Köpenhamn.

- Potting, J, W Schöpp, K Blok & M Hauschild (1998). "Site-dependent life-cycle impact assessment of acidification." *Journal of Industrial Ecology*, vol 2, no 2, s 63-87.
- SETAC (1993). *Guidelines for life-cycle assessment: A 'Code of Practice'*. Redaktörer: F Consoli, D Allen, I Boustead, J Fava, W Franklin, AA Jensen, N de Oude, R Parrish, R Perriman, D Postlethwaite, B Quay, J Séguin, B Vigon. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Bryssel, Belgien & Pensacola, Florida, USA.
- Steen, Bengt (1999). *A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000—General system characteristics*. CPM rapport 1999:4. Centrum för Produktrelaterad Miljöanalys, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.
- Tillman, Anne-Marie (2000). "Significance of decision-making for LCA methodology". *Environmental Impact Assessment Review*, vol 20, s 113-123.
- Tillman, Anne-Marie, Henrikke Baumann, Elin Eriksson & Tomas Rydberg (1991). *Miljön och förpackningarna. Livscykelanalyser av förpackningsmaterial*. SOU 1991:77, Statens offentliga utredningar, Allmänna Förlaget, Stockholm, Sweden.
- US-EPA (1993). *Life-Cycle Assessment: Inventory Guidelines and Principles*. US Environmental Protection Agency, USA.