

REFERENS EX.



CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA

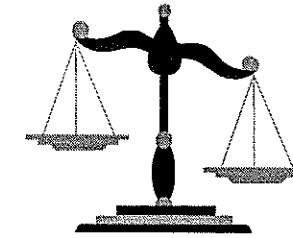
Värderingsmetoder i LCA

Metoder för viktning av olika slags miljöpåverkan – en översikt.

Magnus Bengtsson



CENTRUM FÖR PRODUKTRELATERAD
MILJÖANALYS
Rapport 1998: 1



Värderingsmetoder i LCA

Metoder för viktning av olika slags miljöpåverkan – en översikt.

Magnus Bengtsson

Februari 1998
Teknisk Miljöplanering/
Centrum för produktrelaterad miljöanalys, CPM
Chalmers tekniska högskola
412 96 GÖTEBORG

ISSN 1403-2686

Innehåll

INLEDNING	1
BEDÖMNING AV MILJÖPÅVERKAN	1
Syftet med livscykelanalys	1
Behovet av viktning	3
LCA OCH MILJÖN	6
Begreppet miljöpåverkan	6
Orsak – verkans kedjor	7
Geografiska aspekter	7
Tidsaspekter	8
VIKTNING – PÅ VILKA GRUNDER?	9
Angreppssätt	9
Processen för viktning - var hämtas värderingarna?	9
Klassificering och karakterisering	11
METODÖVERSIKT	12
Existerande översikter	12
Metoder	13
UTFÖRLIGARE PRESENTATION AV NÅGRA UTVALDA METODER	17
EPS	17
Effektkategorimetoden	19
Ekoknapphetsmetoden	20
FRAMTIDA UTVECKLING	21
REFERENSER	23

Inledning

Denna rapport vänder sig i första hand till praktiskt verksamma utövare av livscykelanalys (LCA). Syftet är att presentera och i viss mån förklara ett antal av de metoder som används för att väga samman olika typer av miljöbelastning inom ramen för LCA. Avsikten är att man, efter att ha tagit del av rapporten, dels skall ha fått en överblick över vilka metoder som finns, samt att man även skall ha fått en ökad förståelse för vilka principer de olika metoderna grundar sig på. Avsikten är att ge läsaren en ökad förmåga att själv diskutera vad resultaten från användandet av dessa metoder kan anses betyda.

En redogörelse av det här slaget kan inte göra anspråk på att vara heltäckande, men ambitionen har varit att göra en relativt uttömmande (men översiktlig) genomgång av de metoder som vanligen omnämns i litteraturen kring LCA.

Bedömning av miljöpåverkan

Av tradition har denna typ av metoder kommit att kallas värderingsmetoder. Termen är dock mindre lyckad, då det egentligen inte rör sig om att utföra någon värdering i egentlig mening, utan snarare om att försöka uttrycka *hur allvarliga olika typer av miljöpåverkan anses vara i förhållande till varandra*. Begreppet "värdering" kan lätt förorsaka missförstånd i och med att det hos de flesta leder tanken till att sätta ett pris på någonting, uttryckt i kronor och ören, vilket det i LCA-sammanhang oftast inte handlar om. Vidare har "värdering" som begrepp en etablerad ställning inom de humanistiska och samhällsvetenskapliga forskningsfälten där det har en relativt väldefinierad betydelse som inte stämmer särskilt väl överens med vad de olika metoderna inom LCA går ut på. Att sedan varje metod för att väga samman effekter i miljön avspeglar eller grundar sig på vissa värderingar är en annan sak. Viktningsmetoder är en term som bättre fångar vad det handlar om, så därför kommer detta begrepp att användas i denna rapport (bortsett från i titeln, som är medvetet vald så att den stämmer överens med det äldre språkbruket). Det här bytet av terminologi ligger för övrigt helt i linje med de nomenklaturförändringar som nyligen har accepterats inom ISO, där det som tidigare benämndes *valuation* numera skall kallas *weighting*.

Syftet med livscykelanalys

En livscykelanalys är en systematisk kvantitativ genomgång av de miljöeffekter som uppstår under en produkts eller tjänsts hela livscykel, det vill säga från råvaruutvinning via förädling, tillverkning, användning och restprodukthantering tills dess att alla material åter har hamnat i naturen eller gått vidare så att de kan bli delar av andra produkter. Även kringaktiviteter som behövs för att denna tillverkningskedja skall fungera, såsom transporter, energigenerering mm, undersöks med avseende på sin miljöpåverkan. Med miljöeffekter eller miljöpåverkan avses i dessa sammanhang normalt olika typer av utsläpp till luft, vatten och mark, men även andra faktorer kan ingå som till exempel resursförbrukning, buller, markutnyttjande, avfallsgenerering och direkt fysisk påverkan på ekosystem.

Arbetet med att analysera en livscykel inleds med en måldefinition, där man gör klart vilken frågeställningen är och i vilket syfte studien genomförs. I samband med detta görs även en definition av studiens omfattning, vad som skall ingå och vad som skall lämnas utanför. Man skapar här en modell av det tekniska systemet, de aktiviteter som går att relatera till den studerade produkten eller tjänsten. Gränserna för det system som skall analyseras fastställs och beskrivs. Efter måldefinitionen genomförs inventeringen, det steg där information om miljöeffekter av de i systemet ingående aktiviteterna samlas in. Analysen leder fram till en i huvudsak kvantitativ sammanställning av de miljöeffekter som går att härleda till den aktuella produkten eller tjänsten. Avslutningsvis görs en bedömning av de samlade effekternas betydelse i miljöhänseende.

Det kan finnas olika orsaker till att man utför en livscykelanalys. Ett av de mest uppenbara användningsområdena är de fall där man vill jämföra två eller flera produkter, processer eller dylikt med avseende på deras miljöpåverkan. Det kan i sådana fall röra sig om att jämföra nya, föreslagna produkter eller produktionsupplägg, men det kan också handla om en jämförelse mellan å ena sidan ett befintligt system och å andra sidan föreslagna förändringar.

Ett annat användningsområde är vad som brukar kallas dominansanalys. I dessa fall kan studien syfta till att kartlägga en produkts eller tjänsts livscykel för att utröna vilka led i produktionen, användningen och restproduktshanteringen som står för den största delen av livscykelns belastning på miljön. Denna information kan ligga till grund för exempelvis beslut om var i kedjan det är mest angeläget att genomföra förändringar, eller för att få en bättre uppfattning om hur förändringar i ett led i tillverkningskedjan påverkar andra led och vilken betydelse detta har för deras miljökonsekvenser. I vissa lägen leder miljöförbättringar i ett led till att det i ett annat led (tidigare eller senare i tillverkningskedjan) uppstår ökad miljöbelastning. Det finns här uppenbara risker för suboptimala lösningar där de enskilda aktörerna och företagen i kedjan enbart ser till sin egen del och den miljöpåverkan som denna medför. Informationen från en LCA kan i sådana lägen ge en grund för att bedöma ifall en föreslagen förändring är önskvärd sett ur ett mera helhetsmässigt miljö- och resursperspektiv. Annan viktig information som man kan få genom dominansstudier är vilket slags påverkan som är dominerande för livscykeln, vilket ämne eller motsvarande som det finns störst anledning att vara uppmärksam på, och som man kanske bör genomföra grundligare studier av. Samtidigt får man då även en vägledning i fråga om vad som är att betrakta som mindre väsentligt och som bör ha lägre prioritet för åtgärder.

I ett längre tidsperspektiv kan användandet av LCA ses som ett led i en läroprocess, där en organisation, och de som arbetar i denna, bygger upp kunskap kring den egna verksamhetens miljöeffekter i flera led. Man utvecklar på det här sättet en livscykelförståelse och tränas i att ta hänsyn till och hantera en mera komplex bild av sina miljökonsekvenser. Enskilda konstruktörer och andra beslutsfattare kan på sikt arbeta upp en känsla för vilka lösningar som medför låga miljöstörningar. Men denna kunskapsutveckling omfattar inte enbart vad som sker på individnivå eller i ett enskilt företag, utan består även i att man arbetar upp kontakter och rutiner för samverkan mellan olika aktörer som ingår i en och samma tillverkningskedja.

Lärandet äger rum även på organisatorisk nivå där man utvecklar system för att samla in och tillgängliggöra information som gör den här typen av bedömningar möjliga.

Behovet av viktning

I idealfallet skulle man kunna tänka sig att en livscykelanalys leder fram till entydiga resultat i den meningen att ett av de analyserade alternativen är bättre än de övriga alternativen i alla de avseenden som studien omfattar. I ett sådant fall skulle alltså ett alternativ ha mindre förbrukning av alla de resurser som ingår i studien, mindre utsläpp av alla de ämnen som studeras och så vidare. I verkliga livet torde så entydiga resultat vara sällsynta; i de flesta fall tvingas man konstatera att ett alternativ är bättre i vissa avseenden, men sämre i andra, och då blir det genast mycket svårare att säga någonting om vilket alternativ som är att föredra totalt sett. För att man skall kunna göra en helhetsmässig bedömning krävs att man har en uppfattning om hur skadliga olika typer av miljöpåverkan kan anses vara i relation till varandra. Om man, till exempel, genom en förändring av sitt tekniska system kan minska utsläppen av flyktiga kolväten kraftigt, men om detta sker till priset av ökade utsläpp av klimatpåverkande gaser, är detta i så fall en förändring som är önskvärd ifall ambitionen är att minska den totala miljöpåverkan? För att kunna svara på den frågan krävs minst två saker: en rimlig uppskattning av hur stora utsläpp det handlar om i de bägge fallen samt en idé om hur allvarligt (relativt varandra) det anses vara att släppa ut dessa gasmängder. Det krävs alltså dels en kvantifiering av mängderna (information som är specifik för den aktuella studien) och dels en relativ viktning (information som kan vara generell och fristående från de studerade alternativen).

Det är ingenting konstigt med den här typen av viktningförfarande där genuint olika effekter vägs mot varandra, tvärtom är det någonting som vi alla gör flera gånger varje dag. I snart sagt varje valsituation tvingas vi väga till synes ojämförbara storheter mot varandra för att kunna fälla ett omdöme och komma fram till ett beslut. När det gäller att välja färdmedel till arbetet, till exempel, är det en mängd olika faktorer som man väger in. Ifall alternativet är att antingen cykla eller ta spårvagnen kommer temperatur, väglag, turtäthet, förväntningar beträffande nederbörd med mera att vara faktorer som spelar roll. Nu gör vi ju i allmänhet inte så att vi upprättar en strikt kalkyl över alla faktorer som vi bedömer vara relevanta och tilldelar dessa faktorer vikter efter hur väsentliga de är för oss. I de flesta vardagssituationer handlar vi vanemässigt; vi reflekterar inte över våra val utan gör som vi brukar göra om inte de yttre förhållandena har ändrats påtagligt. Men inte ens när så är fallet gör vi någon explicit kalkyl över för- och nackdelar med de bägge alternativen, utan vi fattar vårt beslut på ett mer eller mindre intuitivt sätt. Vid mera komplicerade och mindre rutinartade val, som till exempel då man skall köpa en bostad, kan man föreställa sig att man agerar på ett mera systematiskt sätt och ställer sig frågor om vad man är villig att kompromissa med, i vilken utsträckning och till vilken kostnad.

Detta resonemang om hur vi agerar i valsituationer har visserligen ingen direkt koppling till miljöpåverkan, men det handlar om förutsättningarna för att kunna fatta välgrundade beslut, och det är just som underlag för sådana beslut som LCA är tänkt att kunna fungera. Ifall inte de metoder som tillämpas inom livscykelanalysen är välgrundade, kan knappast resultaten

från sådana studier utgöra underlag för välgrundade beslut. Det är mot den bakgrunden som det är angeläget att gå igenom och försöka förstå hur de olika metoderna för viktning av miljöpåverkan är uppbyggda och fungerar.

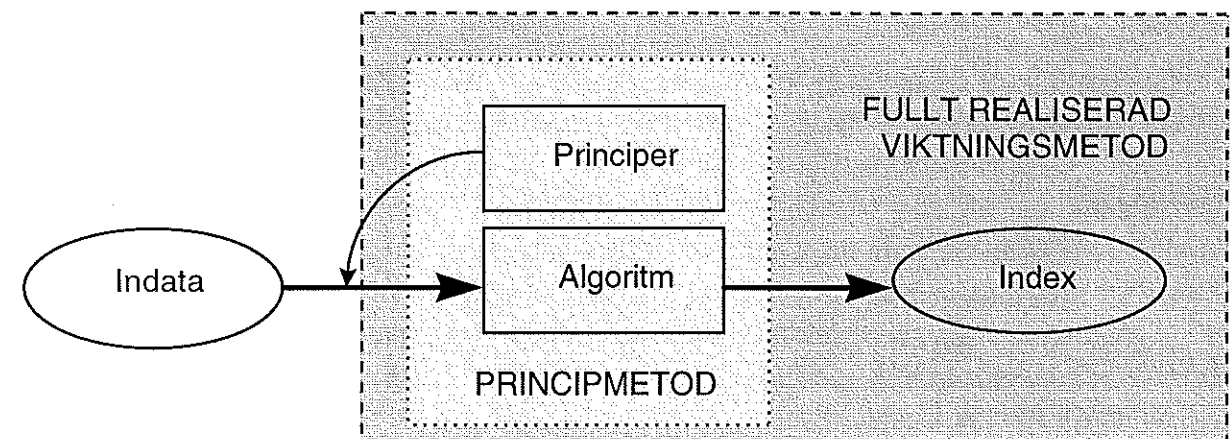
En väsentlig skillnad mellan de ovan anförda exemplen på valsituationer och den typen av val man gör med LCA som vägledning har att göra med vem det är som drabbas av konsekvenserna. I fallet med cykeln är det jag själv som blir blöt ifall jag väljer att cykla när det regnar. Jag fattar ett beslut och det är i huvudsak jag själv som påverkas av konsekvenserna. När det gäller miljöeffekter är bilden mycket mera komplex; det är både nu levande och framtida människor som påverkas, liksom djur och växter. LCA-studier utförs dessutom enbart för relativt storskaliga beslut; de materia- och energiflöden som påverkas av de beslut, för vilken en LCA ligger till grund, är stora i jämförelse med vad vi förmår påverka i våra roller som privatpersoner och som konsument. Det är av den anledningen som de frågor vi har att ta ställning till i LCA har ett större etisk vidd än vad som är fallet vid beslut av mera privat karaktär. Dessutom är kopplingarna mellan handling och effekter ofta mycket mera oklara vid en här typen av "stora" beslut, och osäkerheterna i fråga om miljöpåverkan är ofta mycket stora.

Det skulle vara mycket svårhanterligt om man för varje studie som genomförs skulle vara tvungen att från grunden bilda sig en uppfattning om den relativa betydelsen av olika miljöpåverkanskategorier. Förutom att det skulle bli tidsödande, skulle det medföra stora svårigheter om man vill göra jämförelser mellan olika studier. Det finns av dessa två anledningar ett behov av färdiga och allmänt accepterade metoder för att vikta samman miljöeffekter, standardmetoder som beskriver hur allvarlig en viss typ av miljöpåverkan kan anses vara i relation till andra former av påverkan, och som gör det möjligt att väga ihop dessa olika påverkantyper till ett samlat mått på miljöbelastning.

Det är i det här sammanhanget på sin plats att klargöra terminologin något. Med en fullt realiserad viktningsskema metod menar jag dels en uppsättning principer som säger vilket slags data som skall ligga till grund för viktningen, dels en algoritm som säger hur dessa data skall omvandlas till viktningstal, index, för olika ämnen eller påverkantyper, slutligen en indexserie, det vill säga en uppsättning av färdiga index vilka är beräknade på grundval av ett visst dataunderlag. Viktningsskemas principer styr alltså *vilket slags* indata som skall ligga till grund för viktningen, medan algoritmen talar om *hur* indata skall omvandlas till index för de olika typerna av miljöpåverkan. Tillsammans utgör de tre komponenterna en realiserad viktningsskema metod. Detta finns åskådliggjort i figur 1. Begreppet algoritm har i det här sammanhanget en lite vidare innebörd än normalt; indata kan omvandlas till index genom en procedur som inte nödvändigtvis är matematisk – det kan lika väl röra sig om riktlinjer för hur en panel skall strukturera sitt arbete.

Även om principerna säger vilket slags indata metoden skall bygga på, säger den inte vilken specifik uppsättning indata som skall användas. Om principen är att vikta miljöpåverkan med hjälp av politiska utsläppsmål, kan man, när man skall ta fram en uppsättning index, till exempel välja att använda sig av svenska mål från år 1995, men man kan också välja ett annat

dataunderlag och kommer då att få en annorlunda viktning. En princip kan naturligtvis även kombineras med olika algoritmer och ge olika resultat. Principerna och algoritmerna i en viss metod kan kvarstå oförändrade under lång tid och tillämpas på olika platser, det är de som ger metoden dess form. Indexserien, däremot, relaterar sig till en specifik uppsättning indata och är således bunden till en viss tid och en viss plats och i behov av kontinuerliga uppdateringar. Det är viktigt att man är noga med att ange inte bara vilken principmetod man har använt i sin LCA-studie, utan att man även är tydlig beträffande vilken version man har använt sig av.



Figur 1 Komponenterna i en viktningsskema metod. Principerna styr vilken typ av indata som skall ligga till grund för viktningen, algoritmen är det sätt på vilket indata omvandlas till viktningstal (index). Metoden består både av en principiell grundstruktur och en konkret tillämpning där denna struktur applicerats på en specifik uppsättning indata.

Som tidigare nämnts kan en LCA utföras för olika ändamål, och standardmetoder för viktning fyller olika funktioner beroende på vilket syfte studien har och i vilket sammanhang den genomförs. Störst är behovet av entydiga resultat i de fall där LCA används för att vägleda produktutveckling i de tidigaste faserna. Här är kravet på snabbhet stort, då det handlar om att kunna bedöma ett stort antal alternativ och sälla bort de som bedöms vara påfallande mera miljöpåverkande än andra. För tillämpningar av mera strategisk karaktär har man ofta möjlighet att ta ställning till en mera komplex beskrivning av miljöeffekterna, och det är då viktigt att man får en mera utförlig information för att kunna göra riktiga prioriteringar. Även i dessa tillämpningar kan emellertid viktningsskema metoder ha en funktion genom att de tillhandahåller förslag på hur inventeringsresultaten kan tolkas. Med utgångspunkt från olika principer belyser de olika metoderna problematiken och tydliggör vilka avvägningar man står inför. Viktningsskema metoderna kan i ett sådant sammanhang användas för att sälla bort mindre relevanta parametrar, så att man får ett mera gripbart beslutsunderlag. Om flera olika viktningsskema metoder visar att några av de inventerade parametrarna lämnar ett mycket litet bidrag till den totala miljöpåverkan, kan man kanske välja att i fortsättningen bortse från dessa och koncentrera sig på de återstående. På detta sätt kan viktningsskema metoderna hjälpa analysarbetet framåt även i de fall där de olika metoderna inte är överens om vilket alternativ som är att föredra eller vilken parameter som dominerar påverkan på miljön.

Ett problem som lätt uppstår när man arbetar med den här typen av viktningsskema metoder är att deras indexserier endast tar upp ett begränsat antal substanser eller typer av påverkan, de är

helt enkelt inte tillräckligt omfattande. Detta har sin grund i att metoderna ofta har utvecklats i samband med en speciell studie eller ett projekt inriktat mot något särskilt område, och att index då endast har beräknats för de påverkanskategorier som har bedömts vara relevanta i det specifika fallet. Miljöproblemen har olika karaktär i olika branscher och olika samhällssektorer, och av den anledningen har olika kategorier av påverkan tagits med i olika studier. Det finns även andra anledningar till att de befintliga metoderna upplevs som otillfredsställande vad gäller deras täckning av ämnen etc. En sådan anledning är att det i vissa fall har saknats relevant underlagsinformation för att enligt den valda principen beräkna viktindex – politiska målsättningar finns kanske endast formulerade för ett litet antal substanser, och vill man göra sina viktindex med sådana mål som grund blir resultatet då inte särskilt omfattande. Vidare är de metoder som finns inte samstämmiga i sin terminologi; när en metod tar upp utsläpp av VOC kan en annan ta upp H_xC_y till exempel, och det är i sådana lägen svårt att avgöra ifall det är samma sak som avses, eller vad det är som skiljer de två utsläppskategorierna åt..

LCA och miljön

Begreppet miljöpåverkan

Vilka miljöeffekter skall räknas in i en livscykelanalys? LCA handlar om att undersöka och uppskatta omfattningen av vissa av avigsidorna hos tekniska system, men vilka typer av effekter som skall ingå i analysen är inte helt klart. Vad som är att betrakta som en oönskad miljörelaterad förändring, vilka förändringar som är relevanta att undersöka, vilka är möjliga att undersöka och vilka som bäst hanteras med andra typer av analysverktyg är långt ifrån givet. Det finns förslag till svar på dessa frågor, men det råder ingen enighet på området. I dagsläget finns en relativt bred uppslutning bland dem som sysslar med LCA kring att man i princip bör koncentrera sig på att undersöka följande områden: påverkan på ekologiska system, påverkan på människors hälsa samt förbrukning av resurser (Lindfors et al., 1995). Dessa tre områden kan för enkelhets skull kallas miljöpåverkan. I några fall har man valt att utöver dessa tre former av miljöpåverkan även ta hänsyn till andra faktorer, som exempelvis mänskligt välbefinnande.

Detta verkar klart och tydligt, men i realiteten begränsar man analysens omfattning ytterligare. De flesta studier tar exempelvis inte upp arbetsmiljö, utan endast extern hälsopåverkan. Buller är en hälsopåverkande faktor som oftast inte studeras. All påverkan på ekosystem tas inte heller upp; utsläpp av värme och direkt fysisk påverkan är exempel på ekosystempåverkan som oftast förbigås. Man begränsar alltså av olika anledningar redan i inledningsskedet av en studie vad man menar med begreppet miljöpåverkan. I allmänhet är man dock noggrann med att redovisa vad som har tagits med i analysen så att mottagaren av studien kan se vilka miljöaspekter som inkluderats och alltså även sluta sig till vilka som inte har undersökts. En faktor som påverkar vad man beslutar sig för att inkludera är vilka miljöaspekter man förväntar sig kunna skaffa fram pålitlig information om, var det finns relevanta mätmetoder och tillgång till data av godtagbar kvalitet.

Orsak – verkans kedjor

De data man tar fram vid inventeringen i en livscykelanalys är hämtade från och relaterade till det tekniska system man undersöker. Det handlar om utsläpp av olika ämnen, förbrukningen av olika resurser och så vidare. Det är i denna form som man direkt kan beskriva de tekniska systemens miljöpåverkan. Men vilken relation har dessa data till förändringar i natursystemen? Är det en allvarlig miljöpåverkan att släppa ut ett ton koldioxid i jämförelse med att släppa ut 50 kilo ammoniumkväve i ett vattendrag? Hur bildar man sig en uppfattning om det? För att på ett meningsfullt sätt kunna besvara den typen av frågor är det nödvändigt att skapa sig en hypotes om vilka konsekvenser dessa utsläpp kan förväntas få i form av påverkan på till exempel hälsa och ekosystem. Man måste skapa sig något slags modell för hur utsläppen hänger samman med de konsekvenser som man vill undvika. Det är först när man har etablerat en bild av dessa kopplingar som man kan börja förhålla sig till inventeringsresultaten och diskutera vad dessa betyder i miljöhänseende. Sådana bilder tar sig ofta formen av orsak – verkans kedjor, där en viss påverkan leder till några slags förändringar i ekosystemen eller någon annanstans, exempelvis i atmosfären. Dessa förändringar får i sin tur andra effekter och så vidare. Kedjorna av förändringar fortsätter att grenar ut sig och någonstans inträffar kanske en förändring som vi bedömer vara betydelsefull, relevant ur miljöhänseende. Kunskaper om hur dessa kedjor ser ut, och även om var det råder brist på sådan kunskap, är helt grundläggande för att vi skall kunna göra välgrundade bedömningar av hur allvarliga miljöeffekter som olika mänskliga aktiviteter resulterar i. Dessa naturvetenskapliga modeller handlar emellertid bara om att *beskriva* effekter, inte om att *värdera* dem. En del av detta modellbyggande kan i och för sig innebära att man *aggregerar* information, men mer om det i avsnittet om klassificering och karakterisering nedan.

Geografiska aspekter

En komplikation vid bedömningen av olika typer av miljöpåverkan hänger samman med att olika miljöeffekter uppträder på olika geografiska skalor (buller uppträder till exempel lokalt medan nedbrytning av stratosfäriskt ozon är en effekt med global räckvidd). De tekniska system som analyseras har dessutom normalt stor geografisk utbredning, så att utsläpp och andra typer av påverkan inträffar på olika platser, inte sällan i olika världsdelar.

Vi har alltså en geografisk spridning i dubbel bemärkelse, dels av var de miljöpåverkande aktiviteterna är belägna och dels av var konsekvenserna av dessa uppträder. Som nämnts ovan uppträder dessutom effekter i flera led, och i vissa fall med olika geografisk utbredning. Ett exempel på det sistnämnda är utsläpp av svaveloxid i stadsmiljö, där det lokalt uppstår hälsoeffekter hos de personer som exponeras. Spridning sker därefter över ett större område där svaveloxiden bidrar till en pH-sänkning hos nederbörden. Det sura regnet får en rad konsekvenser, såsom direkta frätskador, utlakning av näring ur jorden och utlösning av metaller i vattensystem.

I de flesta LCA-studier bortser man emellertid från den här spridningsproblematiken och aggregerar all miljöpåverkan av en viss typ (utsläpp av ett visst ämne etc.) till ett enda mätetal oavsett var denna påverkan äger rum eller antas komma att äga rum. Möjligheten att tillämpa en viss geografisk upplösning finns, men tillämpas av praktiska skäl sällan.

Det är vanligt att man tar fram viktningsindex för ett geografiskt avgränsat område, till exempel för ett land. Vikterna sätts då inte sällan på basis av hur stor miljöpåverkan (nedfallet av ett visst ämne, exempelvis) är i den aktuella regionen. Man räknar kanske fram "svenska index". När dessa index sedan skall komma till användning i en tillämpad LCA-studie använder man sig i allmänhet av dessa index ifall merparten av de undersökta utsläppen, eller motsvarande, sker i Sverige. Man tar då ingen hänsyn till ifall de utsläppta ämnena också kan förväntas falla ner inom landet, eller ifall de i stället kommer att hamna någon annan stans där känslighetsförhållandena beträffande olika typer av påverkan (buffringskapacitet, möjlighet att assimilera olika ämnen etc.) kanske är annorlunda än i Sverige. Det finns en medvetenhet om att olika ämnen och typer av miljöpåverkan måste hanteras på olika geografiska skalor, men det har inte presenterats något riktigt tillfredsställande förslag på hur denna medvetenhet skall kunna avspeglas i en realiserad viktningsmetod.

Tidsaspekter

På liknande sätt som med den geografiska spridningen av effekter förhåller det sig med tiden. Vissa effekter, som exempelvis buller, uppträder i det närmaste momentant, medan det i andra fall kan vara så att påverkan kvarstår under lång tid, som till exempel vid utsläpp av kvicksilver i en sjö. Det kan även vara så att man av en och samma typ av påverkan får både omedelbara effekter och andra mera långsiktiga som är av en annan karaktär.

Förutom att effekterna i miljön kan ha olika utsträckning i tiden är det också så att den påverkan som ger upphov till dessa effekter kan ligga långt fram i tiden. För långlivade produkter, som till exempel byggnader, är det ett långt tidspann mellan tillverkning och omhändertagande av restprodukter. Miljöpåverkan från dessa aktiviteter, liksom från den mellanliggande användningsfasen, kommer då att inträffa vid olika tidpunkter.

Avstånden i tid vållar problem genom att osäkerheterna vad gäller framtida förhållanden är stora. Om det är besvärligt att avgöra hur allvarligt ett utsläpp av NO_x är idag, så är det än mer vanskligt att göra motsvarande bedömning av ett utsläpp som förväntas äga rum om 70 år.

Inom den ekonomiska forskningen brukar man ofta diskontera framtida händelser, det vill säga lägga mindre vikt vid de händelser som beräknas ske långt fram i tiden än vid sådana som är mera näraliggande. Motivet bakom detta är bland annat att det finns större osäkerheter i vår kunskap om framtiden än vad gäller det som ligger närmre i tiden. Att vi i framtiden sannolikt kommer att ha större resurser för att ta oss an de problem som kan uppstå, brukar också anföras som ett argument för diskontering. När det gäller att bestämma hur stor denna diskontering bör vara, råder ofta stor oenighet mellan ekonomer, och då små skillnader på denna punkt kan leda till stora skillnader i de resultat man kommer fram till, kan diskussionen i dessa frågor lätt förefalla förvirrande för den som inte är insatt. Detta är emellertid inte platsen för att reda ut argumenten kring diskontering och val av nivåer för sådan, utan det räcker att resa frågan om hur viktningsmetoder i LCA lämpligen bör hantera framtida miljöeffekter; ifall de bör jämföras med effekter idag eller ifall man bör företa någon form av

modellering av framtida förhållanden för att kunna bedöma ifall de bör anses vara mer eller mindre allvarliga än om de hade ägt rum idag.

I dagsläget brukar man i LCA inte göra någon åtskillnad mellan miljöpåverkan som ligger långt fram i tiden och sådan som är mera näraliggande, och i de fall där man gör detta väljer man oftast att räkna all påverkan inom en viss tid som likvärdig för att därefter inte ta med påverkan överhuvudtaget.

Viktning – på vilka grunder?

Angreppssätt

När man skall närma sig problemet med viktning, finns det två principiellt olika håll att arbeta ifrån. Antingen utgår man från de inventerade parametrarna som beskriver alla resursuttag, utsläpp etc. som har undersökts, och försöker med dessa som startpunkt komma fram till vilken betydelse de kan anses ha. Eventuellt grupperar man inventeringsparametrarna efter ett antal miljöhot och beskriver i vilken utsträckning olika ämnen etc. bidrar till dessa hot. Miljöhoten viktas därefter relativt varandra. Denna arbetsgång, där man tar avstamp i det tekniska systemet, omtalas ibland som en "bottom-up approach".

Ett alternativt tillvägagångssätt börjar så att säga i andra ändan, med en definition av vad man menar med miljöpåverkan (negativa miljöförändringar), går vidare med att en identifiering av vilka ämnen eller typer av verksamheter som bidrar till sådan påverkan samt en modellering av vilken roll de olika ämnena spelar för att åstadkomma dessa förändringar i miljön. För att olika ämnens miljöpåverkande förmåga skall kunna bedömas måste man slutligen genomföra en viktning av de olika formerna av miljöpåverkan som man har definierat. Ibland hör man benämningen "top-down approach" användas om den här sortens metoder som tar sin utgångspunkt i ett slags definition av miljöpåverkansbegreppet.

Denna beskrivning är en extrem renodling av två olika angreppssätt för att överbrygga klyftan mellan mänskliga aktiviteter och de värden som hotas genom förändringar i miljön. I praktiken är det aldrig fullt så här enkelt, men de olika viktningsmetoderna har slagsida åt det ena eller andra angreppssättet.

De flesta metoder som används har utarbetats enligt principen "bottom-up", vilket har medfört att de är relativt oklara i sina definitioner av vad som menas med miljöpåverkan och framförallt när det gäller att beskriva vad som är en god miljö. I dagens läge är dessa brister allmänt erkända och det finns ansatser till att utveckla metoder som förenar de bägge angreppssätten.

Processen för viktning - var hämtas värderingarna?

Den konkreta processen för att fastställa dels vilka typer av miljöpåverkan som är relevanta att ta med i en LCA, och dels vilka vikter dessa bör ha, kan se ut på olika sätt. Kring den första frågan, vilka slags miljöpåverkan som bör tas med, förs det en löpande diskussion bland de

som utövar och forskar kring LCA. Till stor del styrs denna diskussion av naturliga skäl av tillgången på användbar information. Detta handlar både om faktisk tillgång på information och om möjligheterna att få fram information som upplevs som tillräckligt objektiv för att olika parter skall kunna acceptera studiens resultat. Att ständigt hålla sig informerad om miljöforskningens frontlinjer är en svår men viktig uppgift i det här sammanhanget; nya miljöhot upptäcks efter hand, och det måste finnas beredskap för att inkludera nya utsläpp och påverkanskategorier i LCA-studierna allteftersom kunskaperna om miljöhoten vidgas.

Kring den andra frågan, tilldelandet av viktningstal, förs det inget sådant "stort samtal". Här har det istället under de senaste åren utvecklats ett antal olika metoder utifrån skilda utgångspunkter. De framtagna viktningsskalorna skiljer sig åt i fler avseenden än ifråga om från vilket håll man angriper problemet. En avgörande skillnad är sättet man grundar viktningen på, de principer som metoden bygger på. Olika metoder söker sig till olika källor för att hämta de värderingar, eller indikationer på sådana värderingar, som får ligga till grund för den viktning som utförs – de använder olika typer av indata. De har också olika sätt att, utifrån dessa indata, fastställa index för viktning. Om man vill beskriva det tillspetsat kan man säga att olika metoder, genom att hämta sina värderingar från olika källor och genom att behandla dessa i olika algoritmer, grundar sig på olika idéer om hur samhället bör fatta beslut i gemensamma angelägenheter.

I viktningen gör man ett försök att uttrycka relationen mellan värderingar i samhället och förändringar i natursystemen. Viktningen bör grunda sig på hur allvarliga olika förändringar i naturen uppfattas vara. Att skapa en bild av dessa uppfattningar och attityder till miljöpåverkan är emellertid en mycket svår uppgift, och man kan särskilja ett antal olika sätt att fastställa vikter. I vissa fall har man försökt att ställa direkta frågor, medan man i andra har tagit olika genvägar, som till exempel att se på vilka politiska beslut som har fattats. Tabell 1 sammanfattar ett antal principiellt olika värderingskällor.

TABELL 1
Principer som har använts för att utveckla viktningsskalor för LCA eller som har diskuterats för sådan användning.

Politiska beslut

- Miljömål
 - generella reduktionsmål
 - generella miljö kvalitetsmål
- Andra beslut fattade av myndigheter eller politiska församlingar
 - reningskrav, enstaka anläggning eller grupp av produkter
 - insatser för att undvika eller återställa skada

Teknisk-ekonomiska förhållanden

- Energiåtgång
- Reningskostnad
- Arealbehov
- Materialflyttningens behov
- Kostnad för uthållig produktion av substituerande råvara

"Naturliga" förhållanden

- Kritisk belastningsgräns
- Belastning där ingen påverkan kan observeras
- Bakgrundskoncentration
- Naturligt flöde
- Nedbrytningstid
- Resurser
 - kända reserver
 - medelkoncentration i jordskorpan
 - koncentration i de fyndigheter som nyttjas

Hälsoeffekt

- Relativ påverkan på människors hälsa

Paneler

- Betalningsvilja hos individer
 - som svar på direkt fråga, "contingent valuation"
- Andra paneler
 - sammansättning
 - miljöforskare
 - politiker
 - intressentgruppsföreträdare
 - tvärsnitt av befolkningen i ett visst geografiskt område
 - blandning av ovanstående
 - procedur för panelens arbete (algoritm)
 - delphi
 - strukturerad dialog
 - enkät
 - konsensusförhandling

Beteendestudier

- Individens härledda betalningsvilja
 - marknadsprisförändringar, "hedonic pricing"
 - vilja till uppoffring, exempelvis i form av restid och resekostnad
 - resursers marknadsvärde

Kombination av ovanstående

I Bilaga 1 har ett försök gjorts att i matrisform visa vilka principer som ligger till grund för några olika viktningsskalor.

Klassificering och karakterisering

Vissa av de sätt som utarbetats för att aggregera miljöpåverkansinformation från inventeringen bygger på ett förfarande i flera steg. Dessa metoder definierar ett antal miljöhot av typen klimatpåverkan, gödning, humantoxicitet etc. För varje parameter i inventeringen försöker man sedan beskriva vilket eller vilka hot som just denna parameter bidrar till. Detta steg kallas klassificering. I den därpå följande karakteriseringen beskrivs i kvantitativa termer hur stort relativt bidrag varje ämne ger till de olika hoten. Detta uttrycks ofta i form av ekvivalenter; exempelvis räknas utsläpp av gaser som bidrar till nedbrytningen av stratosfäriskt ozon om till ODP-ekvivalenter (Ozone Depletion Potential). Omräkningen till ekvivalenter görs i detta fall

på grundval av hur aktiva de är och hur lång livslängd de har. Fördelen med att räkna om utsläppen på det här sättet är att ekvivalenstalen kan summeras till ett mått på hur stort det studerade tekniska systemets totala bidrag till ozonskiktstunningen är. Detta bidrag kan sedan jämföras med det från andra tekniska system.

Den mest spridda klassificeringen och karakteriseringen är den som CML vid universitetet i Leiden, Holland, har tagit fram (Heijungs et al, 1992). Denna ligger till grund bland annat för den spridda Effektkategorimetoden, viken vi får anledning att återkomma till senare.

I vissa studier anser man det vara tillräckligt att presentera resultaten på den här formen, som bidrag till olika miljöhot. I andra sammanhang är det emellertid önskvärt att driva aggregeringen längre, och ibland så långt så att man vill ha en enda siffra som ett samlat mått på det studerade tekniska systemets miljökonsekvenser. En del av de viktningssmetoder som utvecklats bygger på att man först har gjort en klassificering och en karakterisering, så att det som återstår att vikta är ett antal miljöhot. Denna viktning kan ske på olika sätt och grunda sig på olika typer av information.

Metodöversikt

Detta avsnitt syftar till att ge en relativt heltäckande men kortfattad översikt av de metoder som finns. I ett följande avsnitt kommer några av dessa att presenteras lite mera utförligt.

Existerande översikter

Under senare år har ett flertal sammanställningar av värderingsmetoder publicerats. Eriksson et al (1995) presenterar fyra principiellt olika metoder samt index för dessa, anpassade till olika länder. En mera omfattande genomgång återfinns i Braunschweig et al (1994) där åtta metoder går igenom relativt grundligt. I denna rapport skriver författarna även mera kortfattat om ytterligare några metoder. Braunschweig et al (1996) innehåller en sammanfattning av den tidigare studien samt en diskussion om tänkbara utvecklingsvägar för att förbättra metoderna för viktning inom livscykelanalys. Finnveden (1996) gör också en sammanställning av några viktningssmetoder och för även en diskussion kring dessa metoder utifrån etiska utgångspunkter. Lindeijer (1996) stödjer sig till viss del på det arbete som utförs av Braunschweig och dennes kollegor, men ger en mera heltäckande presentation av de metoder som har kommit till användning för viktning inom LCA. Denna översikt är i gengäld mycket kortfattad vad gäller de enskilda metodernas karakteristika; diskussionen rör sig i huvudsak kring vilka krav en bra viktningssmetod bör uppfylla. Utifrån ett pragmatiskt synsätt diskuterar Powell et al (1997) vilka principiella viktningssmetoder som kan anses acceptabla utifrån ett samhällsperspektiv. De resonerar kring tillgången på information för olika viktningssmetoder och försöker visa var det sannolikt finns praktiska förutsättningar för att utarbeta användbara viktningssindex. Hertwich et al (1997) gör en jämförelse mellan olika viktningssmetoder för LCA och miljöanpassad produktutveckling. De betonar nödvändigheten av att vara öppen och tydlig i vilka värderingar och vilket viktningssförfarande som ligger till grund för olika metoder.

Det pågår forskning dels kring vilka antaganden och förutsättningar som olika metoder för viktning bygger på, och dels kring hur metoderna tillämpas och vilka kopplingar som finns mellan syftet med den genomförda studien och vilka viktningssmetoder som är relevanta. Forskningen om viktningssmetoder, och om LCA i stort, tvingas hela tiden röra sig mellan två ytterligheter: å ena sidan vad man idealt borde veta och göra för att vikta samman olika slag av miljöpåverkan och å den andra vad man rent praktiskt har möjligheter att göra på basis av den kunskap och det dataunderlag som finns att tillgå idag.

Metoder

Några metoder har kommit att figurera under flera olika namn, vilket har bidragit till att skapa en viss förvirring inom området. Ambitionen har här varit att presentera metoderna med alla sina olika namn för att på så sätt hjälpa läsaren att hitta och känna igen sig. I de fall där så är möjligt ges referenser till de rapporter där metoden i fråga har lagts fram. De metoder som presenteras är alltså av karaktären principmetoder, men referenser ges, i de fall där detta är möjligt, till rapporter där metoderna har tillämpats på en uppsättning indata och resulterat i en indexserie.

EPS (Environmental Priority Strategies in product design, Miljöräkenskapsmetoden)

EPS är en svensk metod som bygger på värdering av ett antal skyddsobjekt som finns långt fram i orsak – verkans kedjorna. Dessa är:

- Biodiversitet
- Mänsklig hälsa
- Produktionsförmåga hos ekosystem
- Icke förnybara resurser

Dessutom brukar estetiska värden nämnas som ett skyddsobjekt, men i de befintliga EPS-indexen har ingen hänsyn tagits till påverkan av detta slag.

Principen för viktning är betalningsvilja för att undvika negativ inverkan på skyddsobjekten. Värdering av resursförbrukning görs utifrån antaganden om kostnad för extraktion från mycket låghaltiga malmer (jordskorpans medelhalt av det aktuella ämnet). Förbrukning av ändliga energiresurser värderas enligt kostnaden för att ersätta resurserna med uthålliga alternativ (biobränslen och motsvarande).

Steen & Ryding (1992) presenterar grundtankarna i EPS. Steen (1996) är den senaste uppdateringen av metodens index.

Ekoknapphetsmetoden (Ecoscarcity, Ecopoints)

Ekoknapphetsmetoden är en i Schweiz framtagna metod som utgår från politiska mål för utsläppsreduktion. Enskilda ämnens viktningssindex står i proportion till hur mycket de aktuella utsläppen av ämnet i fråga överskrider de uppsatta målen.

Ahbe et al (1990) var först med att publicera en studie där denna metod användes. På motsvarande sätt har index tagits fram för Norge och Sverige (Baumann, 1992, Baumann et al, 1992, Baumann et al, 1993), Nederländerna (SIMA-PRO, 1993) och Belgien (S.G.P.,

1994). Den senast framtagna uppsättningen index för svenska förhållanden baserat på politiska reduktionsmål återfinns i Eriksson et al (1996). För närvarande pågår arbete på Chalmers Industriteknik för att uppdatera dessa index. Metoden har även använts med myndighetsmål som bas, i det här fallet Naturvårdsverkets reduktionsmål i framtidsstudien Sverige 2021 (Bengtsson et al, 1997).

Effektkategorimetoden (Environmental Themes, ET)

Effektkategorimetoden är egentligen inte att betrakta som en viktningss metod, utan innebär endast att man arbetar med en aggregering i flera steg så som beskrevs ovan i avsnittet om klassificering och karakterisering. Den efterföljande viktningen av effektkategorier (miljöhot) har i olika tillämpningar av denna metod varit utformad enligt olika principer.

McKinsey (1991) var den första studie där man arbetade på detta sätt. I denna nederländska studie genomfördes viktningen av en expertpanel. Baumann et al (1992) och Baumann et al (1993) har utarbetat viktningssindex enligt ET-metoden för svenska förhållanden. I den senare av dessa studier har viktningen i ena fallet baserats på politiska mål för utsläppsreduktion (ET kort) och i andra fallet uppskattningar av kritiska belastningsgränser (ET lång). De olika effektkategorierna viktades i dessa fall i relation till hur mycket dagens påverkan överskred respektive målnivå. Den senast framtagna uppsättningen index för svenska förhållanden återfinns i Eriksson et al (1996). För närvarande pågår arbete på Chalmers Industriteknik för att uppdatera dessa index.

De följande tre metoderna är också i huvudsak baserade på effektkategorimetodens klassificering och karakterisering.

NSAEL

Viktning sker i detta fall i proportion till hur dagens påverkan förhåller sig till naturvetenskapligt uppskattade gränsvärden (No Significant Adverse Effect Levels). Viktningen görs på ett sätt som innebär att all påverkan som ligger under gränsvärdena räknas som noll.

Kortman et al (1994)

PANEL

Kategorierna viktades i det här fallet av en expertpanel som arbetade enligt Delfimetoden.

Kortman et al (1994)

MET-points

Nuvarande utsläppsnivåer dividerade med politiska mål för respektive kategori utgör grund för viktning. Kategorier förknippade med resursuttömning, energianvändning och toxiska utsläpp kan särredovisas som ett delsteg innan de slutligen vägs samman till ett effekttal.

Kalisvaart & Remmerswaal (1994)

Eco-indicator 95

Eco-indicator 95 (EI 95) är liksom effektkategorimetoden en nederländsk metod som bygger på klassificering, karakterisering och en därpå följande viktning. Viktningen sker i detta fall med utgångspunkt från scenarier och reduktionsmål hämtad från Globe-rapporten (RIVM, 1992) och med hänsyn tagen till tre uttalade skyddsobjekt: mänsklig hälsa, mänskligt liv och ekosystempåverkan. EI 95 avser att avspegla genomsnittliga europeiska förhållanden.

Metoden finns beskriven i Goedkoop (1995).

Arbete pågår med att ta fram en uppdaterad version (Eco-indicator 97) som delvis bygger på andra principer, Goedkoop & Spriensma (1997). Denna metod kommer att vara mer uttalat "top-down" och förutom emissioner även inkludera mark- och resursutnyttjande. Tanken är att utveckla ett modulsystem där olika delar av effektmodelleringen skall gå att byta ut eller ändra oberoende av varandra. Viktningen kommer att genomföras av någon form av panel.

Tellus

I den USA-utvecklade Tellusmetoden baseras viktningen av olika ämnen på betalningsvilja härledd från amerikanska myndigheters krav på rening. Tanken är att man först ställer krav på rening i de fall där kostnaden är lägst, det vill säga där man kan få mest rening per insatt dollar, för att sedan ställa krav på allt dyrare rening. Det fall där man har ställt krav på rening och där kostnaderna för åtgärd är högst, ger en indikation på hur långt samhället är berett att sträcka sig för att rena utsläpp. Metoden omfattar främst utsläpp till luft och viktningen baseras på standarder som satts i syfte att slå vakt om människors hälsa. Olika substansers "farlighet" rankas efter deras humantoxikologiska och cancerogena effekt.

I Tellus (1992) redogörs för hur indexen är framtagna. En uppdatering av metodens dataunderlag finns i Zuckerman & Ackerman (1994).

Critical volume

Metoden med kritisk volym är utvecklad i Schweiz och bygger på av myndigheterna fastställda kvalitetsnormer för mark, luft och vatten. I dessa normer anges hur hög koncentration av olika ämnen som kan accepteras i de tre medierna. För varje ämne beräknas hur stor volym av recipientmediet (luft, vatten eller mark) som krävs för att späda ut en viss utsläppt mängd till den kritiska koncentrationen. Viktningen står i proportion till den volym som krävs för utspädning till denna koncentration.

Metoden användes första gången i BUS (1984), där metoden också finns beskriven.

Molmetoden

Den schweiziska molmetoden utgår i likhet med kritisk-volym metoden från kvalitetsnormer som fastställts för luft samt för yt- och lakvatten. Viktningen av ett utsläpp

av ett visst ämne baseras i det här fallet på hur många mol av recipientmediet som en fastställd mängd skulle kunna förorena upp till den fastställda kvalitetsgränsen.

Schaltegger & Sturm (1991).

Critical Surface-Time

Denna metod baseras, liksom kritisk volym och molmetoderna, på normer för kritiska koncentrationer av olika ämnen. CST-metoden är i likhet med dessa av schweiziskt ursprung. I det här fallet tas emellertid även hänsyn till nedbrytningshastigheten för olika ämnen. Viktningen baseras på hur stort område som skulle bli drabbat av nedsmutsning upp till den kritiska koncentrationsnivån för ämnet i fråga, samt under hur lång tid denna nedsmutsning skulle finnas kvar. Effektens omfattning uttrycks i $m^2\text{år}$.

Metoden finns beskriven i Jolliet (1994).

CST-metoden har utvecklats vidare till Critical Surface-Time 95 (CST 95). I denna senare version viktas ett antal olika effektkategorier efter deras inverkan på tre skyddsobjekt: mänsklig hälsa, vattenkosystem och markekosystem. Dessutom redovisas global uppvärmning, resursförbrukning och markanvändning separat. Liksom i den tidigare versionen sker omräkning till $m^2\text{år}$. Ingen sammanvägning av påverkan på de olika skyddsobjekten görs, även om författarna föreslår att man i brist på bättre kan behandla skyddsobjekten som likvärdiga. Man likställer alltså i så fall påverkan på ett $m^2\text{år}$ upp till gränsen för hälsoeffekter med att påverka samma yta under lika lång tid på ett sådant sätt att gränsen för observerbar ekosystemförändring uppnås.

Se Jolliet & Crettaz (1997) för en mera utförlig presentation av CST 95.

DESC (Decision model for Environmental Strategies of Corporations)

Nederländsk metod som bygger på kostnaderna för att åtgärda utsläpp och nå ner till målnivåer som fastställts av nationella beslutsfattare. Stor vikt läggs vid sådan miljöpåverkan där dessa kostnader är stora.

Krozer (1992).

Landbank Panel

Inventeringsdata värderades i denna brittiska studie av en expertpanel. Delfimetoden användes för att ta fram värderingarna. Delfi är en metod i flera steg där paneldeltagarna, miljöexperterna i det här fallet, får se resultatet av hur de övriga deltagare har lagt sina "röster" varefter de har möjlighet att korrigera sina ursprungliga svar.

Wilson & Jones (1994) redogör för Landbankstudien och dess resultat. Landbank (1996) är en senare studie av liknande slag, där 16 experter viktade ett antal energirelaterade miljöeffekter.

MIPS (Mass Intensity Per Service unit)

Viktningen baseras i denna metod på hur stort materialflödet (behovet av att förflytta massa) är under den studerade produktens livscykel. Istället för att göra en inventering av ett stort antal miljöstörande parametrar, koncentrerar man sig i MIPS på en enda – massflödet. I metoder av det här slaget undviker man problemet med viktning; det värderande momentet kommer istället in vid val av parameter. I internationell litteratur ser man ofta benämningen "proxy methods" om den här typen av en-parameter-metoder. Synsättet i MIPS, att approximera miljöbelastning med massflöde, är besläktat med det som ligger bakom den metodik som kallas materialflödesanalys, MFA.

Schmidt-Bleek (1994)

SPI (Sustainable Process Index)

Österrikisk "proxy" metod i vilken viktningen baseras på arealbehovet för de processer som ingår i livscykeln. Synsättet bakom SPI är närbesläktat med det som ligger till grund för konceptet "Ecological footprint", och i arealbehovet räknas både den yta som behövs för resursproduktion, anläggningar och assimilation av utsläpp och restprodukter in. Metoden är i huvudsak tänkt att användas på en övergripande strategisk nivå för att skaffa en grov uppskattning om hur stor del av det begränsade utrymmet på jorden som olika processer tar i anspråk.

Narodoslawsky och Krotschek (1994) redogör för SPI-metoden.

Energy Consumption Reduction

Viktningen baseras i det här fallet på energiförbrukningen under livscykeln samt den energi som skulle åtgå för att motverka de negativa miljöeffekterna av det studerade systemet.

Denna nederländska "proxy" metod finns beskriven i Cramer et al (1993).

Utförligare presentation av några utvalda metoder

I det här avsnittet kommer några av de mest använda metoderna att presenteras mera utförligt än vad som gjorts i det föregående. För varje metod ges exempel på vilket slags beräkningar som utförs för att komma fram till viktningsexponenter för olika ämnen. Styrkor och svagheter hos de olika metoderna diskuteras också i korthet.

EPS

EPS-metoden är uppbyggd enligt Top-down principen och grundar sin viktning på i vilken utsträckning det förväntas uppstå effekter på något eller några av fem så kallade skyddsobjekt.

Dessa är:

- Biologisk mångfald
- Mänskligt liv och hälsa
- Kapacitet för biologisk produktion
- Icke förnybara resurser
- Estetiska och kulturella värden

De fem skyddsobjekten utgör sammantaget ett slags definition av vad man i EPS menar med begreppet miljö. Ursprungligen härstammar definitionen av dessa objekt från Naturvårdsverket. För att kunna vikta olika miljöstörningar, det vill säga olika former av påverkan på skyddsobjekten, försöker man i EPS uppskatta det ekonomiska värdet av förändringar i skyddsobjekten. Dessa beräkningar ligger till grund för vad man kallar enhetseffekter, värdet av ett visst slags förändring hos respektive objekt. Enhetseffekterna är beräknade på lite olika sätt för de fem objekten, men den grundläggande idén är att basera värderingarna i betalningsvilja hos en genomsnittlig OECD-medborgare för att undvika (negativ) påverkan. De värden som finns angivna för enhetseffekter är att betrakta som grundvärden som man kan ha att utgå ifrån, men det skall vara möjligt för användaren att ändra dessa och i stället lägga in egna värden ifall det anses vara motiverat eller bara för att se hur förändringar i dessa värderingar påverkar slutresultatet.

I fallet biologisk mångfald utgår värderingen ifrån den uppskattade globala minskningen av antalet arter till följd av mänsklig påverkan, samt kostnaden per person för de insatser som görs i Sverige för att skydda hotade arter. Kostnaden skalas upp till global nivå genom att multiplicera med jordens befolkning. På så sätt erhålls en uppskattning av det värde samhället sätter på biomångfaldens bevarande.

För värdering av mänskligt liv används kostnaderna för de insatser samhället är berett att göra för att förebygga ett statistiskt dödsfall. Hälsoeffekter är värderade med hjälp av data som tagits fram i betalningsvillighetsstudier (contingent valuation).

Effekter på ekosystemens förmåga att producera nyttigheter i form av ved, mat mm. värderas efter det marknadspris som dessa varor har i dagens läge.

Ändliga energiresurser värderas i enlighet med kostnaderna för att producera ett substitut till resursen på uthålligt sätt, rapsolja för petroleum och träkol för kol. Andra icke förnybara resurser, malmer etc., värderas enligt den uppskattade kostnaden för att extrahera det aktuella ämnet ur en fyndighet som håller jordskorpan medelhalt av ämnet i fråga. Den fortgående resursanvändningen leder på sikt till att vi tvingas utvinna allt mera lågvärdiga fyndigheter så att vi till slut kommer att utvinna mineral ur "gråberg". Det ses därför som rimligt att vi av hänsyn till kommande generationer redan i dagsläget värderar de ändliga tillgångarna som om de vore tagna ur "gråberg".

Ifall estetiska och kulturella värden skall tas med kan de uppskattas med hjälp av betalningsvillighetsstudier.

Utifrån de sålunda framräknade enhetseffekterna tilldelas olika emissioner och resurser värden i enlighet med vilken inverkan de beräknas ha på de olika skyddsobjekten. Ett förenklat exempel kan belysa hur detta går till. För svaveldioxid tas hänsyn till sju olika typer av miljöeffekter som detta ämne anses bidra till. Dels är det de direkta hälsoeffekterna som medför luftrörsbesvär, sjukdomsfall och dödsfall, dels är det de försurande effekterna som leder till korrosion, markförsurning, minskning av biodiversitet och minskade fiskbestånd. Svaveldioxidens bidrag till dessa effekter uppskattas, och det ekonomiska värdet beräknas med hjälp av enhetseffekternas värden. Värdet av de sju effekterna av svaveldioxid räknas därefter samman till ett totalvärde på den skada som världens samlade utsläpp av SO₂ medför. Genom att dividera detta värde med utsläppens storlek erhålls ett värde på skadan av ett kilogram svaveldioxid. På motsvarande sätt har man i EPS tagit fram värden, eller miljöbelastningstal, för ett antal utsläpp och resurser. Belastningen är då uttryckt i ELU (Environment Load Unit), där en ELU ungefärligen motsvarar en ECU. Man bör dock vara ytterst återhållsam när det gäller att jämföra dessa värden med andra ekonomiska siffror.

EPS-metodens index uppdateras kontinuerligt av Bengt Steen, Chalmers tekniska högskola.

Effektkategorimetoden

Metoden med effektkategorier arbetar med klassificering och karakterisering på så sätt som beskrivits tidigare. I den ursprungliga nederländska varianten (Heijungs et al, 1992) finns följande kategorier upptagna:

- Global uppvärmning
- Ozonuttunning
- Försurning
- Övergödning
- Smogbildning
- Spridning av toxiska ämnen
- Direkta skador
- Avfall
- Uttömning av naturresurser.

Ett stort antal ämnens relativa bidrag till dessa kategorier har beräknats. Ofta är dessa bidrag uttryckta som ekvivalenter, till exempel karakteriseras olika ämnens potential för att orsaka globala klimatförändringar som GWP-ekvivalenter (Global Warming Potential) och försurningspåverkan som SO₂-ekvivalenter.

Kategorierna viktades i den första studien genom ett Delfi-förfarande där ett antal experter fick ange på en skala hur allvarliga de ansåg att olika effektkategorier var.

En av de bärande idéerna i effektkategorimetoden är att man vill hålla isär de delar som man tycker sig kunna fastställa på någorlunda objektiva, naturvetenskapliga grunder och de

värdeladdade, mera subjektiva delarna. Klassificeringen och karakteriseringen skulle alltså utgöra den första, mera objektiva delen och den avslutande viktningen av kategorier den andra, mera subjektiva. Men i själva verket är även valet av effektkategorier, sättet man hanterar fall där effekter har olika utsträckning i tid och rum (ett ämne kan ha försurande påverkan på en plats men i huvudsak verka gödande på en annan) är dock exempel på frågor där man redan i dessa steg tvingas ta ställning på inte helt objektiva grunder. Gränsdragningen mellan det objektiva och det subjektiva blir med andra ord i verkligheten inte så ren som man vill ha den till.

I en svensk studie (Baumann et al, 1993) använde man sig av de karakteriseringsfaktorer som räknats fram i den nederländska studien, men man gick annorlunda till väga för att väga samman effektkategorierna. Dessutom tog man bort kategorin Direkta skador och lade till Användning av elektrisk energi och Utsläpp av COD. Kategorin Avfall delades upp i två kategorier: Vanligt respektive Farligt avfall. I det ena fallet, den indexserie som man kallade ET kort, låg politiska mål för reduktion inom de olika kategorierna till grund för viktningen. Kategorierna tilldelades viktstal som var omvänt proportionella mot (1-reduktionsmålet i procent). En kategori med reduktionskravet 25% får med ett sådant förfarande alltså vikten $1/(1-0,25) = 1,33$. Motsvarande viktningstal för en 50%-ig reduktion blir 2,0. Målen för reduktion var i denna studie hämtade eller härledda från propositionen 1990/91:91 och avsåg perioden 1990–1995. För det andra index som togs fram med effektkategorimetoden som grund, ET lång, viktades kategorierna enligt samma algoritim, men med en annan typ av indata. I det här fallet var tanken att man skulle försöka se till vilka reduktioner som skulle bli nödvändiga på längre sikt för att kritiska belastningsgränser inte skulle överskridas. Faktaunderlaget hämtades i det här fallet från ett antal scenarierapporter där olika forskare försökt uttrycka vilka belastningsnivåer som långsiktigt kan antas ligga under den ekologiskt kritiska nivån. Dessutom gjorde författarna på några områden egna uppskattningar av vilka målnivåer som kan vara rimliga. Det arbete som för närvarande bedrivs på Chalmers Industriteknik i syfte att hålla effektkategorimetodens index aktuella bygger till stor del på de principer som Baumann et al tillämpade.

Ekoknapphetsmetoden

Metoden som använder principen med ekologisk knapphet för att vikta olika former av miljöpåverkan tillämpades för första gången i en schweizisk studie (Ahbe et al, 1990). Den bakomliggande tanken är att skillnaden mellan dagens påverkansnivåer och uppsatta målnivåer ger en indikation om hur stora reduktioner som är nödvändiga framöver för olika ämnen. Högt relativt reduktionsbehov bör rimligen också innebära att ämnet i fråga bör bedömas som allvarligt och alltså få stor vikt när det jämförs med andra ämnen. Detta sätt att närma sig viktningproblemen brukar i LCA-litteraturen gå under beteckningen "distance-to-target". Till skillnad från effektkategorimetoden är det alltså i ekoknapphetsmetoden de enskilda ämnena som direkt tilldelas vikter utan att ta omvägen över effektkategorier.

De schweiziska forskarna använde sig av reduktionsmål som hade formulerats på nationell nivå och som var politiskt beslutade. Man kan naturligtvis tänka sig att samma metodik för viktning, alltså förhållandet mellan nuläget och en målnivå, tillämpas med mål som har formulerats i annan geografisk skala än den nationella och att man väljer att utgå från mål som har fastställts på annat sätt än genom en politisk process.

I sin rapport diskuterade Ahbe et al ett antal olika algoritmer för att omsätta förhållandet mellan dagens nivå och målnivån till ett viktningstal, men de valde slutligen ett viktning förfarande som baseras på kvoten mellan dagens påverkan och *kvadraten på målnivån*. Argumentet bakom detta var att en överproportionalitet fäster relativt sett större vikt vid ämnen och påverkansformer där skillnaden mellan dagens nivåer och det uppsatta målet är större än för de fall där denna skillnad inte är fullt så stor. Valet att sätta exponenten till just två gjordes av praktiska skäl, och Ahbe et al menar att man på goda grunder kunde valt en annan exponent större än ett.

I ekoknapphetsmetoden görs antagandet att alla målnivåer är lika viktiga att nå (även om algoritmens utformning ger prioritet åt områden där avvikelsen från målnivån är stor). Detta är ett antagande som har kritiserats i och med att man mycket väl kan tänka sig att olika politiska mål har olika hög prioritet, så att man vid en eventuell målkonflikt skulle satsa mer resurser på att uppnå det ena målet än det andra. Mål av det här slaget är sällan formulerade i ett och samma sammanhang och med det uttalade syftet att avspejla respektive ämnes miljöeffekter, utan har ofta tillkommit i olika situationer och i andra syften. Samhällsekonomisk effektivitet för rening eller minskning av olika ämnen har dessutom ofta vägts in då reduktionsmål har satts, vilket är faktorer som normalt inte anses ligga inom ramen för vad som bör omfattas av LCA. Denna kritik drabbar naturligtvis inte bara ekoknapphetsmetoden utan överhuvudtaget de metoder som grundar sin viktning på befintliga politiska eller administrativa beslut.

Liksom för effektkategorimetoden bedriver Chalmers Industriteknik för tillfället ett projekt som syftar till att uppdatera ekoknapphetsmetoden med aktuella svenska data.

Framtida utveckling

I detta sista avsnitt görs ett försök att beskriva några av trenderna inom forskningen kring viktning av miljöeffekter i LCA. Här presenteras några områden där man har pekat på brister i den nuvarande metodiken och identifierat behov av ytterligare forskningsinsatser. Avsnittet bygger i hög grad på Finnveden & Lindfors (1997) samt Udo de Haes & Clift (1997).

Metodiken för livscykelanalys, så som den ser ut idag, har i huvudsak vuxit fram under 1990-talet. Förhållandet mellan LCA och andra, äldre analysmetoder som miljökonsekvensbeskrivning och riskanalys är ännu lite otydligt. Man kan räkna med att det här kommer att utvecklas en ökad förståelse för vad olika metodiker är bra på och i vilka sammanhang de kan ge fruktbara resultat. De olika koncepten kommer med stor sannolikhet också att lära en del av erfarenheter som vunnits i arbetet med de andra. För LCAs del innebär detta antagligen att

man från riskanalysen kommer att införliva kunskaper om hur man kan modellera spridning och exponering, samt hur man kan hantera situationer där man har stora skillnader i känslighet mellan olika geografiska områden. I arbetet med miljökonsekvensbeskrivningar har man byggt upp kunskaper kring hur man kan beskriva och ta hänsyn till lokala effekter av verksamheter, man har även en tradition av att arrangera samrådsprocedurer som går ut på att involvera företrädare för olika intressentgrupper i en beslutsprocess. Detta är två områden där de som håller på med livscykelanalyser kan dra nytta av de befintliga erfarenheterna.

Metoderna för viktning behöver bli tydligare i många avseenden ifall de skall kunna vinna legitimitet. Ett viktigt inslag i detta är att det krävs mera rättframma definitioner av vad man menar med miljöpåverkan i olika metoder och vilka kriterier man sätter till grund för att en viss typ av miljöpåverkan räknas som allvarlig. Inslaget av det som tidigare har omnämnts som en "top-down approach" behöver bli starkare. Det kommer även fortsättningsvis att existera ett antal olika viktningmetoder parallellt, och för att man som användare av dessa metoder, och även som mottagare av LCA-studier där viktningmetoder används, skall kunna tillämpa metoderna och känna tilltro till resultaten måste det finnas god dokumentation som förmår förmedla kunskaper om vilka antaganden som metoderna bygger på, vad som omfattas av respektive metod, vilka tidshorisonter de opererar med, i vilka sammanhang de kan anses vara relevanta och så vidare.

Det pågår en omfattande miljörelaterad forskning inom de naturvetenskapliga ämnena där man på olika sätt försöker klarlägga och modellera förhållandena mellan mänskliga aktiviteter och förändringar i naturen. Denna typ av kunskaper är en förutsättning för att kunna göra livscykelanalyser, och det är viktigt att de som arbetar med LCA förmår hålla sig à jour med denna kunskapsutveckling och att införliva nya rön i sitt sätt att analysera och bedöma miljöpåverkan. Den snabba spridningen av LCA förstärker också behovet av den här sortens forskning; i LCA kan man nyttiggöra dessa kunskaper och även peka på områden där kunskap saknas eller är allt för bristfällig för att kunna användas.

Resursanvändning är ett område som har kommit allt mera i fokus, och här kan man se ett behov av ytterligare insatser i syfte att klarlägga betydelsen av att förbruka eller nyttja olika slags resurser. En tydligare typologi för resurser behövs för att kunna särskilja vad resursutnyttjande innebär i olika fall. Mark- och vattenanvändning är områden som i dagsläget är svåra att på ett relevant och acceptabelt sätt beskriva och inkludera i en LCA. Här finns behov av fortsatt kunskapsuppbyggnad.

Det är inte bara inom naturvetenskaperna som miljöforskningen är omfattande, utan även inom de human- och samhällsvetenskapliga fälten finns det idag ett ökande intresse för att studera människans relationer till sin omgivning. LCA-forskningen har dominerats av ingenjörer och naturvetare, men behovet av att involvera fler vetenskapsdiscipliner i utvecklingen är i nuläget allmänt erkänt.

Referenser

- Ahbe, S., Braunschweig, A. & Müller-Wenk, R., 1990. *Methodik für Oekobilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung*, BUWAL, Schriftenreihe Umwelt Nr. 133, Bern, Schweiz.
- Baumann, H., 1992. *LCA: Utvärdering med index. Beräkning av två uppsättningar norska index*. CIT-Ekologik 1992:2, Chalmers Industriteknik, Göteborg, Sverige.
- Baumann, H., Boström, C.-Å., Ekvall, T., Eriksson, E., Rydberg, T., Ryding, S.-O., Steen, B., Svensson, G., Svensson, T. & Tillman, A.-M., 1992. *Miljöbedömning av förpackningsutredningens slutsatser*, FoU nr 71, Stiftelsen REFORSK, Malmö, Sverige.
- Baumann, H., Ekvall, T., Eriksson, E., Kullman, M., Rydberg, T., Ryding, S.-O., Steen, B., & Svensson, G., 1993. *Miljömässiga skillnader mellan återvinning/återanvändning och förbränning/deponering*, FoU nr 79, Stiftelsen REFORSK, Malmö, Sverige.
- Bengtsson, M., Lundin, M. & Molander, S., 1997. *Life Cycle Assessment of Wastewater Systems*, Report 1997:9, Teknisk Miljöplanering, Chalmers tekniska högskola, Göteborg, Sverige.
- Braunschweig, A., Förster, R., Hofstetter, P. & Müller-Wenk, R., 1994. *Evaluation und Weiterentwicklung von Bewertungsmethoden für Ökobilanzen - Erste Ergebnisse*, IÖW-HSG Diskussionbeitrag Nr. 19, Universität St. Gallen, Schweiz.
- Braunschweig, A., Förster, R., Hofstetter, P. & Müller-Wenk, R., 1996. *Developments in LCA Valuation*, IÖW-HSG Diskussionsbeitrag Nr. 32, Universität St. Gallen, Schweiz.
- BUS, 1984. *Ökobilanz von Packstoffen*, Schriftenreihe Umwelt 24, Bundesamt für Umweltschutz, Bern, Schweiz.
- Cramer, J., Quakernaat, J. & Dokter, T., 1993. *Theory and practice of integrated chain management*, TNO, Apeldoorn, Nederländerna. (På Holländska)
- Eriksson, E., Johannisson, V. & Rydberg, T., 1995. *Comparison of four valuation methods*, Chalmers Industriteknik, Göteborg, Sverige.
- Finnveden, G., 1996. *Valuation Methods within the Framework of Life Cycle Assessment*, IVL Rapport B 1231, Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning, Stockholm, Sverige.
- Finnveden, G. & Lindfors, L.-G., 1997. *Life-Cycle Impact Assessment and Interpretation*, LCANET Theme report, CML, Leiden University, Nederländerna.
- Goedkoop, M., 1995. *Eco-indicator 95*, Pré & DUIJF Consultancy, Amersfoort, Nederländerna.
- Goedkoop, M. & Spriensma, R., 1997. *The Eco-indicator 97: Proposal for the impact assessment methodology*, Pré Consultants, Amersfoort, Nederländerna. (Opublikerad arbetsversion)

- Heijungs, R., Guinée, J., Huppes, G., Lankreijer, R. M., Udo de Haes, H. A., Wegener Sleswijk, A., Ansems, A. M. M., Eggels, P. G., van Duin, R. & de Goede, H. P., 1992. *Environmental Life Cycle Assessment of Products. Guide and Background*, CML, Leiden University, Nederländerna.
- Hertwich, E., Pease, W. & Koshland, C., 1997. "Evaluating the environmental impact of products and production processes: a comparison of six methods", I: *The Science of the Total Environment* 196, s. 13-29.
- Jolliet, O., 1994. "Critical surface-time: an evaluation method for LCA", I: *Integrating Impact Assessment into LCA*, Proceedings of the LCA symposium held at the 4th SETAC-Europe Congress, 11-14 April 1994, Free University, Brussels, Belgium.
- Jolliet, O. & Crettaz, P., 1997. *Critical Surface-Time 95*, Swiss Federal Institute of Technology, Lausanne, Schweiz.
- Kalisvaart, S. & Remmerswaal, J., 1994. "The MET-points method: a new single figure environmental performance indicator", I: *Integrating Impact Assessment into LCA*, Proceedings of the LCA symposium held at the 4th SETAC-Europe Congress, 11-14 April 1994, Free University, Brussels, Belgium.
- Kortman, J., Lindeijer, E., Sas, H. & Sprengers, M., 1994. *Towards a single indicator for emissions - An exercise in aggregating environmental effects*, IVAM, Interfaculty Department of Environmental Sciences, University of Amsterdam, Nederländerna.
- Krozer, J., 1992. Decision model for Environmental Strategies of Corporations (DESC), TME, Haag, Nederländerna.
- Landbank, 1996. *Evaluating Environmental Interventions in Finland, Sweden and Norway*, Landbank Environmental Research & Consulting, London, Storbritannien.
- Lindeijer, E., 1996. "Normalisation and Valuation", I: *Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment*, SETAC-Europe, Brussels, Belgien.
- Lindfors, L.-G., Christiansen, K., Hoffman, L., Virtanen, Y., Juntilla, V., Hanssen, O.-J., Rønning, A., Ekvall, T. & Finnveden, G., 1995. *Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment*, Nord 1995:20, Nordiska ministerrådet, Köpenhamn, Danmark.
- McKinsey & Company, 1991. *Integrated substance chain management*. Association of the Dutch Chemical Industry (VNCI), Leidschendam, Nederländerna.
- Proposition 1990/91:91. *En god livsmiljö*.
- Powell, J., Pearce, D. & Craighill, A., 1997. "Approaches to Valuation in LCA Impact Assessment", I: *International Journal of LCA* 2(1), s. 11-15.
- RIVM, 1992. *The Environment in Europe: a Global Perspective*, RIVM report Nr. 481505001, Bilthoven, Nederländerna.
- Schaltegger, S. & Sturm, A., 1991. *Methodik der ökologischen Rechnungslegung in Unternehmen*, WWZ-studien nr. 33, Wirtschaftswissenschaftliches Zentrum der Universität Basel, Schweiz.

- Schmidt-Bleek, F., 1994. *Wieviel Umwelt braucht der Mensch?*, Birkhäuser Verlag, Berlin/Basel/Boston.
- SIMA-PRO, 1993. Mjukvaruverktyg utvecklat av Pré Consultancy, Nederländerna.
- S.G.P. Consultants, 1994. *Etude relative à la normalisation écologique des emballages en Belgique*, Liège, Belgien.
- Steen, B., 1996. *EPS-Default Valuation of Environmental Impacts from Emission and Use of Resources. Version 1996*. AFR-REPORT 111, Naturvårdsverket, Stockholm, Sverige.
- Steen, B. & Ryding, S.-O., 1992. *The EPS-Enviro-Accounting method. An application of environmental accounting principles for evaluation and valuation in product design*. IVL Report no B 1080, IVL, Göteborg, Sverige.
- Tellus, 1992. *The Tellus Packaging Study*, Tellus Institute, Boston, USA.
- Udo de Haes, H. & Clift, R., 1997. "Broadening the Scope of LCA" I: *LCA News*, May 1997, Vol. 7, issue 3, Nyhetsbrev utgivet av SETAC-Europe.
- Wilson, B. & Jones, B., 1994. *The Phosphate report*, Landbank Environmental Research & Consulting, London, Storbritannien.
- Zuckerman, B. & Ackerman, F., 1994. *The 1994 Update of the Tellus Institute Packaging Study Impact Assessment Method*, Tellus Institute, Boston, USA.

Bilaga 1 - Metodmatris

	Metod:	EPS	Ekoknapphet	ET (1)	Tellus	Eco-indicator (2)	Kritisk volym	Moimethoden	Crit. Surface-Timp	Landbank	DESC	MIPS	SPI	Energy Cons. Red
Viktningssprincip														
Politiska beslut														
	Miljömål													
	generella reduktionsmål		X	ETK						X				
	generella miljö kvalitetsmål						X	X	X					
Andra beslut fattade av myndigheter eller politiska församlingar														
	reningskrav, enstaka anläggning eller grupp av produkter				X									
	insatser för att undvika eller återställa skada	X												
Teknisk-ekonomiska förhållanden														
	Energiåtgång													X
	Reningskostnad				X					X				
	Areabehov												X	
	Materialflyttningsbehov											X		
	Kostnad för uthållig produktion av substituerande råvara	X												
"Naturliga" förhållanden														
	Kritisk belastningsgräns			ETL		95/97								
	Belastning där ingen påverkan kan observeras													
	Bakgrundskoncentration													
	Naturligt flöde													
	Nedbrytningstid								X					
	Resurser													
	kända reserver													
	medelkoncentration i jordskorpan	X												
	koncentration i de fyndigheter som nyttjas					97								

Bilaga 1 - Metodmatris

Hälsoeffekt														
	Relativ påverkan på människors hälsa					X	95/97							
Paneler														
	Betalningsvilja hos individer													
	som svar på direkt fråga, "contingent valuation"		X											
	Andra paneler													
	olika sammansättning													
	miljöforskare			ETNL							X			
	politiker													
	intressentgruppsföreträdare													
	tvärsnitt av befolkningen i ett visst geografiskt område													
	blandning av ovanstående													
	olika procedur för panelens arbete													
	delphi			ETNL							X			
	strukturerad dialog													
	enkät													
	konsensusförhandling													
Beteendestudier														
	Individens härledda betalningsvilja													
	marknadsprisförändringar, "hedonic pricing"													
	vilja till uppoffring, exempelvis i form av restid och resekostnad													
	resursers marknadsvärde		X											
[1] I ET-metoden har olika principer för sammanvägning tillämpats. Här redovisas de svenska indexen ET kort (politiska mål) och ET lång (naturvetenskapligt formulerade gränsvärden) samt den ursprungliga nederländska studien (ETNL).														
[2] För Eco-indicator anges både de viktningssprinciper som tillämpas i den första versionen (95) och de som kommer att ligga till grund för den kommande versionen (97).														