



Over weging

Een inventarisatie van weegmethoden  
voor LCA

**Rapport**  
Delft, april 2010

**Opgesteld door:**  
A. (Anneke) Sleeswijk  
M.M. (Marijn) Bijleveld  
M.N. (Maartje) Sevenster



# Colofon

## Bibliotheekgegevens rapport:

A. (Anneke) Sleswijk, M.M. (Marijn) Bijleveld, M.N. (Maartje) Sevenster

Over weging

Een inventarisatie van weegmethoden voor LCA

Delft, CE Delft, april 2010

LCA / Meetmethoden / Inventarisatie

Publicatienummer: 10.2192.32

Opdrachtgever: Milieu Centraal.

Alle openbare CE-publicaties zijn verkrijgbaar via [www.ce.nl](http://www.ce.nl).

Meer informatie over de studie is te verkrijgen bij de projectleider Maartje Sevenster.

© copyright, CE Delft, Delft

CE Delft

Committed to the Environment

CE Delft is een onafhankelijk onderzoeks- en adviesbureau, gespecialiseerd in het ontwikkelen van structurele en innovatieve oplossingen van milieuvraagstukken. Kenmerken van CE-oplossingen zijn: beleidsmatig haalbaar, technisch onderbouwd, economisch verstandig maar ook maatschappelijk rechtvaardig.



# Inhoud

	<b>Samenvatting</b>	<b>5</b>
<b>1</b>	<b>Inleiding</b>	<b>7</b>
1.1	Milieubewust consumeren, maar hoe?	7
1.2	LCA en weging	7
1.3	Doel van dit rapport	8
<b>2</b>	<b>Weging: hoe, wanneer en waarom?</b>	<b>9</b>
2.1	Weging in LCA: een lastig onderwerp	9
2.2	Weging: waarom?	9
2.3	Weging en de ISO-richtlijnen	10
2.4	Soorten weging	10
2.5	Proxy-methoden	13
2.6	De keuze van weegfactoren	13
2.7	Het niveau van de LCA-resultaten	14
2.8	Grootheden en eenheden	15
2.9	Weging in relatie tot het doel van de studie	16
2.10	Voorwaarden voor weging	17
2.11	Overige aandachtspunten	18
2.12	Weging: wanneer (niet)?	19
2.13	Alternatieven voor weging?	20
2.14	Weging in relatie tot de beperkingen van LCA	22
<b>3</b>	<b>Beschikbare weegmethoden en software</b>	<b>25</b>
3.1	Overzicht weeg- en <i>single issue</i> -methoden	25
3.2	Overzicht LCA-software	28
<b>4</b>	<b>Koppeling weegmethoden en de praktijk</b>	<b>31</b>
4.1	Werkwijze van Milieu Centraal	31
4.2	Gebruik van weegmethoden in de praktijk	32
<b>5</b>	<b>Weging in de praktijk van Milieu Centraal</b>	<b>43</b>
5.1	Mogelijke werkwijzen	43
5.2	Keuze van weegfactoren	43
5.3	Gebruik van <i>single issue</i> -methoden	44
5.4	Omgaan met voorwaarden	44
5.5	Landbouw- versus niet-landbouwproducten	44
	<b>Literatuur</b>	<b>47</b>





# Samenvatting

Bij het maken van een milieubewuste keuze tussen productalternatieven kunnen de resultaten van *levenscyclusanalyse van producten* (LCA) een goed hulpmiddel vormen. Maar de resultaten van een LCA-studie geven meestal niet direct antwoord op de vraag welk productalternatief nu uiteindelijk de minst milieubelastende keus is. Dit komt doordat de milieuproblematiek zo complex is. Er bestaan erg veel typen milieueffecten - zoals bijvoorbeeld verzuring, vermisting, ruimtebeslag en klimaatverandering - en bijna ieder product levert aan verschillende milieuthema's een bijdrage. De uitkomst van een LCA - het milieuprofiel - is een opsomming van die bijdragen, in de vorm van *effectscores*. Om een uiteindelijke keus te kunnen maken is het belangrijk dat de belangen van verschillende milieuthema's tegen elkaar worden afgewogen, zodat er per productalternatief uit de gezamenlijke effectscores één eindscore kan worden gevormd. Voor deze *weging in LCA* zijn diverse methoden ontwikkeld. Tegelijkertijd is het een onderwerp dat sterk ter discussie staat, omdat weging per definitie niet waardenvrij is. Op de vraag welk productalternatief voor het milieu het minst belastend is, is dus geen objectief antwoord mogelijk, tenzij één van de productalternatieven op alle milieuthema's het beste scoort.

Er zijn verschillende manieren bedacht waarop weging zou kunnen plaatsvinden. Deze manieren kunnen worden onderverdeeld in vijf categorieën:

1. Single issue-methoden.
2. Weging op basis van technologische omrekening.
3. Monetaire weging.
4. Panelweging.
5. Weging op basis van distance-to-target.

Elk van deze manieren heeft zijn eigen voor- en nadelen. Belangrijke *single issue*-methoden zijn de *Carbon Footprint* en de *Cumulative Energy Demand* (CED). Een gemonetariseerde *single issue*-methode is het bepalen van de *Social Costs of Carbon* (SCC). Voordeel van *single issue*-methoden is dat ze gemakkelijk toepasbaar zijn. Nadeel van de beide genoemde methoden is dat ze niet geschikt zijn voor producten waarbij landgebruik een belangrijke rol speelt, zoals landbouwproducten. De bekendste methode voor weging op basis van technologische omrekening is de *Ecological Footprint*. Met deze aanschouwelijke en bekende methode kan slechts een beperkt aantal milieueffecten in beeld worden gebracht. Monetaire weging kan worden onderverdeeld in *weging op basis van preventiekosten* en *weging op basis van schadekosten*. Met deze methoden kunnen veel verschillende typen milieueffecten worden beoordeeld. Verschillen in opvatting kunnen echter leiden tot belangrijke verschillen in de uiteindelijke monetarisatie, waardoor dit soort methoden onderling niet altijd consistente resultaten opleveren. Voorbeelden van methoden voor monetaire weging zijn de Zweedse EPS-methode, de Eco-kostenmethode van de TU Delft en de schaduwrijzenmethode van CE Delft. *Panelweging* is een methode waarin de subjectiviteit van weging het meest expliciet is. Panelweging vraagt daarnaast veel kennis en inzicht in de milieuproblematiek van de verschillende panelleden. Net als de monetaire methoden is panelweging voor veel verschillende typen milieueffecten geschikt. Een voorbeeld van een methode van panelweging is de NOGEPA-methode. Weging op basis van *distance-to-target* is een methode die niet veel meer wordt toegepast. Bij deze methode wordt verondersteld dat alle milieuthema's even belangrijk zijn.



Niet alle weegmethoden kunnen zonder meer worden toegepast op de resultaten van een willekeurige LCA-studie. Het is van groot belang dat de weegfactoren goed aansluiten op die resultaten. Die aansluiting heeft betrekking op het niveau van de LCA-resultaten, de grootheden en eenheden waarin de resultaten zijn uitgedrukt en het doel van de studie. Wat het niveau betreft is er enerzijds het verschil tussen het niveau van de inventarisatie (met afzonderlijke emissies en onttrekkingen als resultaten) en dat van de karakterisatie (met bijdragen aan milieueffecten als resultaten), en anderzijds binnen de karakterisatie het verschil tussen de zogenaamde *midpoints* en *endpoints*. *Midpoints* vertegenwoordigen de milieuthema's uit het milieubeleid (bijvoorbeeld verzuring, vermesting, klimaatverandering, aantasting van de ozonlaag), terwijl bij *endpoints* de uiteindelijke milieuschade wordt gecategoriseerd binnen drie hoofdthema's: schade aan de menselijke gezondheid, aantasting van de kwaliteit van ecosystemen en uitputting van grondstoffen. Het doel van de studie kan de keuze tussen productalternatieven zijn, maar ook het vaststellen van de meest efficiënte en doeltreffende manier om bepaalde milieubeleidsdoelen te behalen.

Bij de keus tussen verschillende typen weegfactoren speelt allereerst de aansluiting van de weegfactoren bij de LCA-resultaten een rol. Daarnaast dient weging aan een aantal voorwaarden te voldoen. Die voorwaarden hebben vooral te maken met het waarborgen van voldoende transparantie. Juist omdat weging niet waardenvrij is, is die transparantie belangrijk.

Voor Milieu Centraal speelt de vergelijking tussen landbouwproducten en producten uit de petrochemische industrie vaak een rol. Bij weging van LCA-resultaten is dan vooral van belang dat het thema *landgebruik* kan worden meegewogen. Weging tussen landgebruik en andere thema's is echter lastig. De resultaten van een dergelijke weging moeten dan ook met grote voorzichtigheid worden gepresenteerd.

Alternatieven voor weging in LCA zijn er eigenlijk niet. Wanneer expliciete weging achterwege wordt gelaten staat de gebruiker voor de keus om, of zelf een (impliciete) weging toe te passen, of de LCA-resultaten te laten voor wat ze zijn. Daarnaast moet worden benadrukt dat LCA-resultaten geen volledig beeld geven van de duurzaamheid van een product. In de eerste plaats spelen naast milieuaspecten ook sociale en economische aspecten een rol als duurzaamheidscriteria. En in de tweede plaats geeft LCA ook wat de milieuaspecten betreft zeker geen volledig beeld. Risico's, dierenwelzijn, kwaliteitsverschillen tussen verschillende typen landgebruik (ook binnen bijvoorbeeld de landbouw) en lokale milieueffecten zijn voorbeelden van milieucriteria die (nog) niet met LCA beoordeeld kunnen worden, maar die wel een belangrijke rol kunnen spelen. Ook die aspecten moeten worden meegewogen.



# 1 Inleiding

## 1.1 Milieubewust consumeren, maar hoe?

Eén van de lastigste problemen bij het aanpakken van de milieuproblematiek is de grote diversiteit aan milieuproblemen zoals die in de wereld voorkomen. Enerzijds zijn er de verschillen tussen mondiale problemen zoals klimaatverandering en meer lokale problemen zoals vermisting. Anderzijds hebben we te maken met de verschillen tussen vervuiling, uitputting van grondstoffen en landschapsveranderingen door landgebruik. Daarnaast is er een verschil tussen omkeerbare en onomkeerbare veranderingen in het milieu.

Overheden lopen tegen deze verschillen aan bij het stellen van prioriteiten en het verdelen van het budget voor milieubeheer. Maar ook voor de milieubewuste consument is het niet eenvoudig om te bepalen wat de meest milieuvriendelijke - of eigenlijk de minst milieubelastende - keuze is bij de aankoop van een product. Wat schijnbaar vanzelfsprekend is blijkt lang niet altijd te kloppen. Papier is bijvoorbeeld niet per definitie beter dan plastic, ook al is het afbreekbaar en zijn de meeste mensen intuïtief geneigd papier als 'natuurlijker' te beschouwen. Dat heeft te maken met de milieubelasting die veroorzaakt wordt tijdens het productieproces. Katoen - ook een natuurlijk product - is vanwege het gebruik van bestrijdingsmiddelen bij de katoenteelt zelfs uitermate schadelijk voor het milieu. En dan zijn er de producten uit de biologische landbouw. Daarover lijkt geen twijfel mogelijk: hoe zou het achterwege laten van kunstmest en bestrijdingsmiddelen nu slechter voor het milieu kunnen zijn dan de toepassing ervan? Toch is zelfs daar geen sprake van een simpele en vanzelfsprekende waarheid. De opbrengst per hectare van producten uit de biologische landbouw blijft meestal achter bij die van producten uit de gangbare landbouw. Dit betekent dat er per kilo landbouwproduct meer land gebruikt moet worden. Willen we dat? En: hoe weegt dit nadeel van extra ruimtebeslag op tegen het voordeel van een lagere uitstoot van giftige stoffen naar het milieu?

## 1.2 LCA en weging

Om een milieubewuste keus te kunnen maken bij het aanschaffen van producten zal de consument in de eerste plaats moeten beschikken over informatie waarmee de milieubelasting van de verschillende productalternatieven in kaart kan worden gebracht. Dat kan met behulp van levenscyclusanalyse van producten (LCA). LCA is een methode om de milieubelasting gedurende de levenscyclus van een product te kwantificeren. Dat gebeurt meestal in drie stappen:

- 1 *Vaststelling van doel en reikwijdte.*  
Centraal in deze stap staat het vaststellen van de *functionele eenheid*: de vergelijkingsbasis. Omdat hierbij de 'hoeveelheid geleverde functie' centraal staat is de vergelijking onafhankelijk van de levensduur van de te vergelijken productalternatieven.
- 2 *Inventarisatie (Engels: Life Cycle Inventory - LCI).*  
Resultaat van deze stap is de *inventarisatietabel*: een tabel met emissies, onttrekkingen en landgebruik (de zogenaamde *milieu-ingrepen*) per functionele eenheid product voor elk van de te beoordelen productalternatieven.



- 3 *Effectbeoordeling* (Engels: Life Cycle Impact Assessment - LCIA).  
Deze stap bestaat uit een drietal deelstappen:
- Karakterisatie: aggregatie van milieu-ingrepen tot een beperkt aantal *effectscores* in het kader van een aantal standaard *effectcategorieën*, die elke een bepaald milieuprobleem vertegenwoordigen.
  - Normalisatie: beschrijving van de relatieve bijdrage van elk van de effectscores aan het totale milieuprobleem (dat wil zeggen: aan de effectscore van alle bestaande producten tezamen) op een bepaalde schaal (bijvoorbeeld 'Europa' of 'de wereld').
  - Weging (Engels: *weighting of valuation*): aggregatie van alle effectscores tot één milieumaat, die de totale milieubelasting van het beoordeelde product vertegenwoordigt.

Alleen de karakterisatie wordt standaard toegepast; de andere twee deelstappen zijn facultatief.

Een vierde stap, de *interpretatie*, wordt niet standaard toegepast.

Dit rapport gaat over de derde deelstap binnen de effectbeoordeling in LCA: weging. Bij weging staat het belang van effectcategorieën ten opzichte van elkaar centraal. Daarvoor bestaat geen objectieve maatstaf. In tegenstelling tot karakterisatie en normalisatie is weging dus een subjectieve stap.

### 1.3 Doel van dit rapport

Dit rapport is geschreven voor Milieu Centraal. De belangrijkste missie van Milieu Centraal is het bieden van praktische en betrouwbare milieu-informatie over producten en handelingen aan de consument. Met 'praktisch' wordt bedoeld dat de informatie direct bruikbaar is bij het maken van een keuze tussen verschillende alternatieven.

Voor het vergelijken van de milieueffecten productalternatieven wordt vaak gebruik gemaakt van de resultaten van LCA-studies. Een probleem van deze studies is dat de uitkomsten niet altijd een duidelijk antwoord bieden op de vraag welk productalternatief in milieuopzicht het beste scoort. Dit komt doordat het begrip 'milieu' een groot aantal uiteenlopende aspecten omvat. Een productalternatief dat goed scoort op het ene aspect zal het vaak op een ander aspect minder doen. Een product van kunststof kan bijvoorbeeld een relatief sterke bijdrage leveren aan klimaatverandering, terwijl een alternatief van hout weer hoog scoort voor wat betreft ruimtebeslag. Welk van de beide productalternatieven uit milieuoogpunt het best gekozen kan worden is dan niet zomaar duidelijk.

Het doel van dit rapport is: de praktische bruikbaarheid van LCA-studies vergroten door aan te geven hoe de uitkomsten van een LCA kunnen worden samengevoegd tot één score. Daarvoor zijn weegfactoren nodig, maar ook een handleiding voor het gebruik van deze weegfactoren. In dit rapport worden de volgende vragen beantwoord:

- Welke weegmethoden bestaan er en wat zijn daarvan voor- en nadelen?
- Wanneer is het nodig, zinvol of juist af te raden te wegen?
- Aan welke voorwaarden moet een weging voldoen?
- Kan Milieu Centraal in alle gevallen met één weging werken of moet onderscheid gemaakt worden per geval?





# 2 Weging: hoe, wanneer en waarom?

## 2.1 Weging in LCA: een lastig onderwerp

Weging in LCA is altijd een omstreden onderwerp geweest. Aan de ene kant is het tegen elkaar afwegen van milieueffecten iets waar je niet onderuit kunt bij het maken van keuzes tussen productalternatieven. Aan de andere kant is het onvermijdelijk dat weging subjectieve elementen bevat, terwijl zo iets in een wetenschappelijke methode eigenlijk niet wenselijk is. Anders dan inventarisatie en karakterisatie kan weging per definitie nooit als waarde vrij worden beschouwd.

Alleen als productalternatief A op *alle* milieuaspecten beter scoort dan een productalternatief B kan objectief worden vastgesteld dat productalternatief A het beste scoort. Dit is echter zelden het geval. Zo zal bij de vergelijking tussen een productalternatief van gewone, conventionele kunststof en een productalternatief van bioplastic vrijwel altijd naar voren komen dat het product van gewone kunststof slechter scoort op het gebied van de uitputting van niet-vernieuwbare grondstoffen, terwijl het product van bioplastic slechter scoort voor wat betreft de bijdrage aan ruimtebeslag. Wat erger is hangt niet alleen af van de hoogte van de scores, maar ook aan het relatieve belang dat aan elk van deze beide problemen wordt toegekend. Bij dit laatste spelen subjectieve keuzes een rol die te maken hebben met sociale, politieke en ethische waarden. Verschillen tussen LCA-weegmethoden berusten dus niet alleen op onjuistheid of onvolledigheid, maar ook op subjectieve verschillen (Finnveden et al., 2002).

## 2.2 Weging: waarom?

Alhoewel mensen vaak intuïtief wel weten wat ze belangrijk vinden, is het in de praktijk heel lastig om dat in getallen uit te drukken. Bijvoorbeeld: als men van mening is dat klimaatverandering belangrijker is dan vermessing, wil dat nog niet zeggen dat iedere willekeurige CO<sub>2</sub>-uitstoot, hoe klein ook, belangrijker wordt gevonden dan iedere willekeurige fosfaatemissie. Maar weinig mensen zullen serieus van mening zijn dat de milieueffecten van het laten branden van lampen in de Nederlandse varkensstallen ernstiger zijn dan het mestprobleem, veroorzaakt door de intensieve varkenshouderij. Maar hoeveel lampen moet je laten branden om een bijdrage aan klimaatverandering te leveren die *wel* erger is? Waar ligt het omslagpunt? Die vraag kan alleen worden beantwoord door het toepassen van weging. Een weging die veel inzicht vraagt in de milieuproblematiek. De consument die moet kiezen tussen twee productalternatieven zal niet altijd over de expertise beschikken om zo'n weging zelf uit te voeren. Maar als de consument zijn keuze baseert op een door experts uitgevoerde weging zitten daar waarden in verwerkt. Die waarden zullen niet altijd overeenkomen met de waarden van de individuele consument. Ze bieden echter wel houvast bij het maken van een keuze. En dat is dan wel een keuze die door experts verantwoord kan worden.



## 2.3 Weging en de ISO-richtlijnen

De *International Organization for Standardization* (ISO) heeft richtlijnen opgesteld voor de LCA-terminologie en voor de wijze waarop LCA-studies dienen te worden gestructureerd en uitgevoerd (ISO, 2006a en b). Deze ISO-publicaties zijn in het Nederlands vertaald en uitgegeven door het Nederlands Normalisatie-instituut (NEN) (NEN, 2006a en b).

In de ISO-richtlijnen wordt gesteld dat er voor weging geen wetenschappelijke basis bestaat. Weging mag volgens de ISO-richtlijnen niet worden toegepast in LCA-studies die bedoeld zijn voor het doen van zogenaamde ‘publieke vergelijkende uitspraken’ (‘comparative assertions disclosed to the public’). Wanneer weging voor dit doel wordt gebruikt betekent dit dus dat er wordt afgeweken van de ISO-richtlijnen.

## 2.4 Soorten weging

Finnveden et al. (2002) onderscheiden vijf typen weegmethoden: proxy-weging, weging op basis van technologische bestrijding, monetaire weging, panelweging en weging op basis van *distance-to-target*. In dit rapport wordt licht van deze indeling afgeweken. De belangrijkste wijziging is dat ervan uit wordt gegaan dat voor ieder type weging in principe een proxy-variant ontwikkeld kan worden, wanneer slechts enkele effectcategorieën in beschouwing worden genomen. Wordt slechts één effectcategorie (of andere indicator) meegenomen, dan betreft het een *single issue*-methode. *Single-issue*-methoden worden hier wel als aparte categorie onderscheiden. Aan proxyweging wordt een aparte paragraaf gewijd. De reden hiervoor is dat proxyweging eigenlijk alleen inhoudt dat het om een indicatieve manier van wegen gaat: een versimpelde weging waarmee snel een beeld ontstaat van ‘hoe het waarschijnlijk ongeveer zit’. Dit zegt in principe nog niets over het type weging waar het om gaat.

Daarnaast wordt de term ‘technologisch bestrijding’ hier veranderd in ‘technologisch omrekening’, om aan te geven dat de bestrijding bij deze weegmethode theoretisch van karakter is.

De volgende vijf typen weegmethoden worden hier onderscheiden:

1. *Single issue*-methoden.
2. Weging op basis van technologisch omrekening.
3. Monetaire weging.
4. Panelweging.
5. Weging op basis van *distance-to-target*.

Opgemerkt moet worden dat deze typen gedeeltelijk overlappen, en dus niet altijd strikt van elkaar onderscheiden kunnen worden.

### 1. *Single issue*-methoden

Bij *single issue*-methoden wordt één enkele effectcategorie of een andere grootte als indicatief beschouwd voor het totaal aan milieueffecten (Lindeijer, 1996). In de praktijk wordt daarvoor vaak het (cumulatieve) energiegebruik (*cumulative energy demand* - CED) genomen (Huijbregts et al., 2006 en 2010). Ook het materiaalgebruik (*material intensity per unit service* - MIPS) wordt wel als indicator gebruikt (Ritthoff et al., 2003).



## 2. *Weging op basis van technologische omrekening*

Bij weging op basis van technologische omrekening staan de mogelijkheden voor het bestrijden van de diverse typen milieueffecten centraal. Om weging mogelijk te maken wordt een gemeenschappelijke maat gezocht waarmee die bestrijding kan worden gekwantificeerd. Wanneer dit een monetaire maat is, overlapt dit type weging met *weging op basis van schadekosten*.

Een voorbeeld van een methode die gebruik maakt van weging op basis van technologische oplossingen is de *Ecological Footprint* (Rees, 1992; Wackernagel, 1993). Bij deze methode worden emissies beoordeeld op basis van de hoeveelheid land die nodig zou zijn om de betreffende emissies (bijvoorbeeld CO<sub>2</sub>) op te nemen en vast te leggen (in bijvoorbeeld vegetatie). Dit ruimtebeslag kan dan worden opgeteld bij het directe landgebruik dat nodig is voor de productie van vernieuwbare grondstoffen. Omdat de meeste emissies en ander milieu-ingrepen niet op een logische manier aan ruimtebeslag kunnen worden gekoppeld, kan deze methode slechts voor een beperkt aantal emissies worden toegepast. De methode grijpt rechtstreeks aan op de milieu-ingrepen, en vormt daarmee een gecombineerd methode voor karakterisatie en weging.

## 3. *Monetaire weging*

Uitgangspunt bij monetaire weging wordt gevormd door het begrip externe kosten. De externe kosten hebben betrekking op producten. Ze vertegenwoordigen de economische waarde van de schade die door het product wordt veroorzaakt aan (bijvoorbeeld) het milieu of de menselijke gezondheid. Deze kosten wordt niet doorberekend in de prijs van het product, vandaar het woord extern.

Een probleem bij het bepalen van externe kosten is het feit dat de schade meestal niet wordt hersteld. Dit betekent dat er ook geen echte marktprijs voor bestaat. Er zijn echter wel manieren bedacht om een inschatting te maken van wat die marktprijs zou moeten zijn. Het resultaat van zo'n schatting wordt aangeduid met de term schaduwprijs. Begrippen die een rol spelen bij het bepalen van schaduwrijzen zijn willingness-to-pay (WTP; betalingsbereidheid), willingness-to-accept (WTA; acceptatiebereidheid), gebruikswaarden (use values) en niet-gebruikswaarden (non-use values).

De willingness-to-pay (WTP) is het maximum bedrag dat mensen bereid zijn te betalen voor iets dat ze waarderen. De willingness-to-accept (WTA) is het minimum bedrag waarvoor mensen bereid zijn iets te accepteren dat ze niet waarderen. In het geval van milieuproblemen kunnen de WTP en de WTA worden beschouwd als het toekennen van een economische waarde aan milieuproblemen. Daarbij kan onderscheid worden gemaakt tussen 'gebruikswaarde' (use value) en 'niet-gebruikswaarde' (non-use value). De gebruikswaarde is de waarde die de natuur heeft als basis van grondstoffen (bijvoorbeeld hout) en voor recreatiedoeleinden. De niet-gebruikswaarde heeft te maken met waardering voor de natuur als zodanig, zonder dat daar een bedoeling voor menselijk gebruik achter zit. De niet-gebruikswaarde is vaak gebaseerd op sympathie, respect of bezorgdheid.



Er worden drie manieren onderscheiden waarop WTP en WTA kunnen worden gemeten:

- via de gebleken voorkeur ('revealed preference') van het individu;
- via de verklaarde voorkeur ('stated preference' of 'expressed preference') van het individu, ook wel 'contingent value method' (CVM) genoemd;
- via de betalingsbereidheid van de maatschappij (collectieve WTP of WTA).

Het idee achter de 'gebleken voorkeur' is dat marktprijzen een afspiegeling vormen van de mate waarin een goed (bijvoorbeeld de natuur) door individuen wordt gewaardeerd. Voorbeelden van deze methode voor wat betreft de gebruikswaarde zijn de travel cost-methode en hedonic pricing-methode ('hedonische waardering'). Bij de travel cost-methode wordt de waarde van recreatiegebieden bepaald aan de hand van de reiskosten die mensen maken om deze gebieden te bezoeken. Bij de hedonic pricing-methode wordt het uitgangspunt gevormd door de meerwaarde van een fraaie of gezonde leefomgeving. Zo kan bijvoorbeeld de waarde van natuurgebieden worden bepaald met behulp van gegevens over de invloed hiervan op de prijzen van bijvoorbeeld huizen die bij die natuurgebieden in de buurt liggen ten opzichte van huizen elders.

Voor het bepalen van de niet-gebruikswaarde wordt meestal gebruik gemaakt van de 'verklaarde voorkeur': in dat geval wordt aan individuen expliciet gevraagd om aan bepaalde milieuaspecten een waarde toe te kennen.

De WTP van de maatschappij kan - volgens sommigen - impliciet worden afgeleid uit beleidsbeslissingen. In een democratie neemt de overheid beslissingen op basis van een integrale afweging van de voors en tegens, inclusief de maatschappelijke kosten, van beleidsopties. In dat geval kunnen de kosten die gemaakt worden om deze beleidsbeslissingen te realiseren worden beschouwd als een proxy voor de WTP. Een voorbeeld hiervan zijn de preventiekosten: de kosten die gemaakt moeten worden om emissies, onttrekkingen en landgebruik zo te reduceren dat de milieudoelstellingen van de overheid behaald worden.

Een andere maat wordt gevormd door de schadekosten. Hierbij wordt de ernst van milieueffecten oftewel de schade direct uitgedrukt in geld. Het kan daarbij gaan om schade aan gebruikswaarden (zoals schade aan de visstand of aan gebouwen), om schade aan niet-gebruikswaarden (zoals verlies van biodiversiteit), of om een combinatie van beide. Schade aan niet-gebruikswaarden is moeilijker te bepalen dan de schade aan gebruikswaarden omdat er geen markten voorhanden zijn waar die goederen worden verhandeld. In dit geval wordt de schade achterhaald met een reeks van economische technieken, zoals hedonische waardering en reiskostenmethodes, of via enquêtes. Deze methodes zijn onzekerder dan het bepalen van schade aan directe gebruikswaarden. De schade die het milieueffect veroorzaakt wordt over het algemeen gezien als een proxy voor de WTP. Dat is evenwel niet altijd juist. Herstelkosten voor een beschadigd gebouw kunnen bijvoorbeeld wel eens heel anders uitpakken dan het bedrag dat mensen er maximaal voor over zouden hebben om het gebouw te herstellen. Bijvoorbeeld: als het dak van een oude schuur is afgewaaid kun je misschien besluiten dat de kosten van herstellen van het dak niet opwegen tegen het belang dat je aan het schuurtje hecht. Dan zou de herstelkosten van het dak leiden tot een overschatting van de WTP.



### *Panelweging*

Bij panelweging wordt de basis van de weging gevormd door de inzichten van individuen of groepen in de ernst van de verschillende milieuproblemen. Het kan gaan om een panel van wetenschappelijke experts (*expert panel*), maar ook bijvoorbeeld om een panel waarin verschillende maatschappelijke groeperingen vertegenwoordigd zijn, zoals de industrie, de politiek, de milieubeweging en de wetenschap (*stakeholder panel*). Bij panelweging worden vaak technieken uit de *multicriteria-analyse* (MCA; Engels MCDA of MADA) gebruikt om tot een verantwoorde procedure te komen. Soms wordt in een panel consensus nagestreefd, en worden de panelleden uitgenodigd met elkaar in discussie te gaan om dit te bereiken.

### *Weging op basis van distance-to-target*

Het begrip *distance-to-target* heeft betrekking op de afstand (*distance*) tussen de huidige situatie en een bepaald beleidsdoel (*target*). Dit wordt aangegeven met behulp van verhoudingen tussen 'huidig' en 'gewenst'. Alle beleidsdoelen worden even zwaar meegeteld. Volgens Finnveden et al. (2002) mag weging op basis van *distance-to-target* niet worden toegepast, tenzij expliciet wordt verondersteld dat alle doelen even belangrijk zijn.

Bij alle soorten weging kan sprake zijn van *tijdverdiscontering*, dat wil zeggen dat effecten die in de verre toekomst worden verwacht minder zwaar worden gewogen dan effecten op korte termijn. Soms is er ook sprake van *afstandverdiscontering*, dat wil zeggen dat effecten in andere (verafgelegen) regio's minder zwaar worden gewogen dan effecten in de regio waar de studie plaatsvindt.

## 2.5 Proxy-methoden

Bij proxy-methoden worden één of enkele effectcategorieën of andere grootheden als indicatief beschouwd voor het totaal aan milieueffecten. Proxy-methoden hebben meestal niet alleen betrekking op weging, maar ook op de inventarisatie en de karakterisatie. *Single issue*-methoden zijn altijd proxy-methoden. De *Ecological Footprint* (Rees, 1992; Wackernagel, 1993) kan eveneens als een proxy-methode worden beschouwd, omdat het aantal ingrepen waarop deze methode kan worden toegepast maar heel beperkt is. De grens tussen proxy en niet-proxy is echter niet heel scherp. Bijvoorbeeld: met de NEEDS-methode (Anthoff, 2007) kunnen alleen luchtmissies worden beoordeeld, en in veel LCA's wordt slechts een beperkt aantal effectcategorieën in de beoordeling meegenomen (bijvoorbeeld alleen energiegebruik, bijdrage aan klimaatverandering en landgebruik). Hoewel dit niet altijd zo wordt gezien, is in deze gevallen in feite ook sprake van het gebruik van proxy-methoden. Het gevaar van proxy-methoden is dat belangrijke milieueffecten buiten beeld kunnen blijven. In vergelijkende studies kan dit tot gevolg hebben dat het verkeerde alternatief als beste uit de bus komt. Bij studies voor productverbetering kan het betekenen dat afschuiving naar andere milieueffecten buiten beeld blijft. Het gebruik van alleen proxy-methoden is daarom niet geschikt als basis voor belangrijke beslissingen.

## 2.6 De keuze van weegfactoren

Weging gebeurt met behulp van *weegfactoren*. (Alleen bij *single issue*-methoden zijn geen weegfactoren nodig.) Het is belangrijk dat de gebruikte weegfactoren in alle opzichten goed aansluiten bij de LCA-resultaten waarop ze worden toegepast (Finnveden et al., 2002). Dit geldt zowel voor het niveau van de LCA-resultaten als voor de grootheid en eenheid waarmee de LCA-



resultaten worden weergegeven. Daarnaast is het van belang dat het type weging aansluit bij het doel van de studie. Over deze onderwerpen gaan de volgende drie paragrafen.

## 2.7 Het niveau van de LCA-resultaten

Weging sluit meestal aan op de karakterisatie. Weegfactoren geven dan aan wat de relatieve ernst is van de resultaten van de karakterisatie ten opzichte van elkaar. De uitkomsten van de karakterisatie kunnen echter op verschillende niveaus worden weergegeven. Het is van groot belang dat de weegfactoren aansluiten bij het niveau van de karakterisatiefactoren. Daarnaast bestaan er ook weegfactoren die, zonder tussenkomst van een karakterisatie, rechtstreeks aansluiten om milieu-ingrepen (bijvoorbeeld op de hoeveelheid uitgestoten CO<sub>2</sub> of SO<sub>2</sub>). In dat geval worden karakterisatie en weging eigenlijk in één stap uitgevoerd. Ook in dat geval is het natuurlijk van belang dat de weegfactoren aansluiten op het niveau waarop de LCA-resultaten worden weergegeven. (In dit laatste geval is dat het niveau van de milieu-ingrepen.)

De LCA-karakterisatie kan in principe op twee niveaus plaatsvinden: op *midpoint*- of op *endpoint*-niveau (Goedkoop et al., 2009). Op *midpoint*-niveau worden de effectcategorieën gedefinieerd op het niveau van milieuthema's. Belangrijke milieuthema's zijn bijvoorbeeld *klimaatverandering*, *verzuring*, *vermesting*, *humane toxiciteit*, *ecotoxiciteit*, *uitputting van grondstoffen* en *ruimtebeslag* (zie bijvoorbeeld Guinée et al., 2002). Kenmerk van de milieuthema's op *midpoint*-niveau is dat ze direct gebaseerd zijn op categorieën van fysisch-chemische of biologische mechanismen. De relatie tussen ingreep en effectcategorie is daarbij redelijk transparant. Dat geldt ook voor eventuele onzekerheden.

Op *endpoint*-niveau worden de effectcategorieën gedefinieerd op basis van de zogenaamde *safeguard subjects*: milieukwaliteiten die een centrale maatschappelijke waarde vertegenwoordigen. Het gaat meestal om een beperkt aantal van dergelijke kwaliteiten, die worden geacht het gezamenlijke eindpunt te vormen van de milieuthema's. Een voorbeeld van een systeem van *safeguard subjects* is het rijtje 'menselijke gezondheid', 'ecosysteemkwaliteit' en 'kwaliteit van natuurlijke hulpbronnen', dat wordt gebruikt in de *Eco-indicator 99* (Goedkoop en Spiensma, 2000).

Omdat de normalisatie een directe vertaling vormt van de karakterisatie, kan ook de normalisatie op twee niveaus plaatsvinden.

Weegfactoren kunnen betrekking hebben op effectscores op *midpoint* of *endpoint*-niveau en op al dan niet genormaliseerde resultaten. Zoals genoemd bestaan er daarnaast ook weegfactoren die direct aangrijpen op het niveau van emissies, onttrekkingen en landgebruik. De weging sluit dan direct aan bij de inventarisatie.

In totaal zijn er dus vijf niveaus waarop weegfactoren kunnen aangrijpen:

- emissies, onttrekkingen en landgebruik;
- effectscores op *midpoint*-niveau vóór normalisatie;
- effectscores op *midpoint*-niveau na normalisatie;
- effectscores op *endpoint*-niveau vóór normalisatie;
- effectscores op *endpoint*-niveau na normalisatie.





## 2.8 Grootheden en eenheden

Een *grootheid* is een eigenschap die getalsmatig kan worden weergegeven, bijvoorbeeld de oppervlakte of het kookpunt. Een *eenheid* of *dimensie* is de maat waarin een grootheid wordt uitgedrukt, bijvoorbeeld  $m^2$  of  $^{\circ}C$ . Effectscores in LCA hebben altijd een grootheid (bijvoorbeeld 'CO<sub>2</sub>-equivalenten'). Daarnaast kunnen ze een eenheid hebben (bijv. kg), of ze kunnen dimensieloos zijn. Genormaliseerde effectscores zijn altijd dimensieloos, omdat de effectscore daarbij wordt uitgedrukt ten opzichte van een referentiescore met dezelfde eenheid.

Het is van belang dat de weegfactoren niet alleen qua eenheid, maar ook qua grootheid precies aansluiten bij de LCA-resultaten waarop ze worden toegepast. Wanneer er nog geen normalisatie heeft plaatsgevonden, zullen de LCA-resultaten vaak een eenheid hebben. De resultaten van de inventarisatie kunnen bijvoorbeeld worden weergegeven in kg (voor emissies en onttrekkingen) en in  $m^2$  (voor landgebruik, maar ook in ton en in  $km^2$ . Voor de karakterisatie geldt hetzelfde. Daarbij geldt bovendien dat de eenheid per effectcategorie kan verschillen. Als de karakterisatiefactoren voor een bepaalde effectcategorie in een LCA-methode dimensieloos zijn wil dat dimensieloze weegfactoren hierop aansluiten. Ook qua grootheid moet het kloppen. Zo worden de karakterisatiefactoren voor humane toxiciteit en ecotoxiciteit in het *CML Handbook* (CML, 2002) weergegeven te opzichte van de referentiestof 1,4-dichloorbenzeen. De grootheid is dus '1,4-dichloorbenzeen-equivalenten'. Wanneer in een andere methode een andere referentiestof (en dus een andere grootheid) wordt gebruikt heeft dat geen invloed op de verhoudingen tussen de karakterisatiefactoren voor verschillende stoffen, maar wel op de getalswaarden. En het zijn die getalswaarden waarop de weegfactoren aansluiten.

Op dezelfde manier kan het ook fout gaan wanneer weging wordt toegepast op genormaliseerde LCA-resultaten. Bij de normalisatie worden de effectscores van een bepaald product gedeeld door de effectscores van het economisch systeem als geheel in een bepaalde referentieregio gedurende een bepaald referentiejaar. De genormaliseerde effectscores worden daardoor dimensieloos. De getalswaarden zijn echter sterk afhankelijk van de gekozen referentieregio (bijvoorbeeld een bepaald land, West-Europa of de hele wereld), en daarnaast ook van het referentiejaar. Deze vormen tezamen de grootheid (bijvoorbeeld 'wereld-in-het-jaar-2000-equivalenten'). Het is van groot belang dat de weegfactoren hierbij aansluiten.

Ook de eenheid van de weegfactor zelf vormt een aandachtspunt. Bij een monetaire weegfactor hoort bijvoorbeeld niet alleen een geldwaarde, maar ook een eenheid waarop die geldwaarde betrekking heeft (bijvoorbeeld een bepaald bedrag *per*  $m^2$  voor landgebruik.) Wanneer een dergelijke weegfactor wordt toegepast op een effectscore die is genormaliseerd op basis van de wereld als referentieregio, zal de weegfactor behalve met deze effectscore ook nog met de oppervlakte van de wereld (in  $m^2$ ) moeten worden vermenigvuldigd om tot een juist resultaat te komen.

Dat weegfactoren qua eenheid en grootheid moeten aansluiten bij de LCA-resultaten klinkt vanzelfsprekend. In de praktijk blijkt echter vaak dat juist op dit gebied gemakkelijk fouten worden gemaakt.



## 2.9 Weging in relatie tot het doel van de studie

Er valt iets voor te zeggen om weging altijd op dezelfde manier uit te voeren. Alleen zo kan immers een consistent milieubeleid worden gevoerd. Dit lijkt een zinnig uitgangspunt, maar toch kunnen hierop wel uitzonderingen worden gemaakt wanneer het om zeer specifieke doelstellingen gaat. Belangrijk uitgangspunt is dat het type weging altijd moet aansluiten bij het doel van de studie (Finnveden et al., 2002).

*Single issue*-methoden en andere *proxy*-methoden (bijvoorbeeld methoden waarbij slechts een beperkt aantal effectcategorieën wordt meegenomen) zijn vooral geschikt als snelle *screening*, wanneer er geen tijd en/of geld beschikbaar is voor het uitvoeren van een volledige LCA. Deze methoden kunnen echter alleen voor dat doel worden gebruikt wanneer de proxy waar het om gaat naar alle waarschijnlijkheid bepalend zal zijn voor het belangrijkste deel van de milieueffecten. Hiervan dient vooraf een inschatting te worden gemaakt. Belangrijk aandachtspunt hierbij is landgebruik: wanneer één van de productalternatieven een landbouwproduct is, is energiegebruik geen geschikt proxy-methode, omdat landgebruik daarin niet tot uitdrukking komt. Als basis voor belangrijke beslissingen zijn *single issue*-methoden en andere proxy-methoden meestal niet geschikt. Een uitzondering wordt gevormd door de situatie waarin al duidelijk is dat het belangrijkste verschil tussen de productalternatieven wordt gevormd door een verschil in energiegebruik. In dat geval kan de *cumulative energy demand* (CED) een zinnige beoordelingsmethode zijn.

*Weging op basis van technologische omrekening* is zinnig wanneer de technologische bestrijding daadwerkelijk wordt uitgevoerd. In het geval van de *Ecological Footprint* (Rees, 1992; Wackernagel, 1993) gaat het dan om het aanplanten van vegetatie om bijvoorbeeld CO<sub>2</sub> te assimileren. Wanneer de uitstoot van CO<sub>2</sub> hierdoor moet concurreren met het verbouwen van natuurlijke hulpbronnen, lijkt het zinnig hiertussen een afweging te maken op basis van ruimtebeslag. Wordt de vegetatie echter niet daadwerkelijk aangeplant, dan is het onduidelijk waarom het 'virtuele' landgebruik dat hiervoor nodig zou zijn een maat zou vormen voor de schade die de betreffende (niet geassimileerde) hoeveelheid CO<sub>2</sub> zou kunnen aanrichten. Het lijkt dan zinniger om bijvoorbeeld het landoppervlak te berekenen dat ten gevolge van deze hoeveelheid CO<sub>2</sub> dreigt onder te lopen of onbruikbaar te worden (bijvoorbeeld door verwoestijning). De technologische omrekening gebeurt dan dus niet op basis van technologische bestrijding, maar op basis van technologische schade.

*Weging op basis van preventiekosten* is zinnig wanneer de weging tot doel heeft budgettaire prioriteiten te stellen bij het nemen van daadwerkelijke preventieve maatregelen. Voorwaarde daarbij is dat de doelstellingen van deze maatregelen overeen komen met de doelstellingen die de basis vormen van de berekening van de weegfactoren. Door weging kan de effectiviteit van de preventie dan worden geoptimaliseerd.

*Weging op basis van schadekosten* is in principe een geëigende manier om milieuproblemen tegen elkaar af te wegen op basis van hun relatieve ernst. De (milieu)schade (of beter nog: het waardeverlies) is immers het (milieu)probleem, en de schadekosten hebben tot doel de omvang van die schade te vertegenwoordigen. Voor het doel van productvergelijkingen lijken de schadekosten daarom een geschikte basis te vormen. Wel moet worden opgemerkt dat schadekosten - vooral voor de niet-gebruikswaarden - een relatief grote mate van onzekerheid hebben. Aangezien deze onzekerheid





mede kan afhangen van de methode waarmee de schade wordt bepaald, en deze methode kan verschillen tussen de verschillende LCA-impactcategorieën, kan er bij weging een 'ruis' optreden.

Voor alle *monetaire methoden* geldt dat tijd- en/of afstandverdiscontering deel uit kan maken van de methode. Bij het beantwoorden van de vraag of de methode aansluit bij het doel van de studie is dit een extra aandachtspunt (Finnveden et al., 2002).

*Panelweging* heeft een soortelijke basis als weging op basis van schadekosten: een panel zal in principe wegen op basis van een inschatting van de ernst van de milieuschade. Los van de vraag of dit op een reële manier mogelijk is, is panelweging in principe geschikt voor het tegen elkaar afwegen van milieu-problemen op basis van hun relatieve ernst. Ook panelweging kan dus worden gebruikt voor het doel van productvergelijkingen.

Weging op basis van *distance-to-target* is alleen zinnig wanneer alle milieu-problemen even belangrijk worden gevonden, *en* wanneer de relatieve afstand van tussen huidige situatie en beleidsdoel als juiste maat wordt beschouwd om de ernst van een milieuprobleem te beoordelen. Er zijn weinig of geen concrete situaties te bedenken waarin dit het geval is.

## 2.10 Voorwaarden voor weging

Omdat weging in LCA niet objectief is, kan niet worden gesteld dat de uitkomst van een weging 'juist' of 'onjuist' is. Enerzijds betekent dit dat de resultaten van LCA na weging niet meer als '(natuur)wetenschappelijk verantwoord' kunnen worden beschouwd. Anderzijds is LCA een instrument dat ontworpen is met als doel het maken van keuzes te vergemakkelijken, en is het maken van een afweging daarbij onvermijdelijk. Wanneer LCA-methoden niet de mogelijkheid bieden om de afweging tussen bijdragen aan verschillende milieuthema's expliciet te maken, zit er voor de gebruiker niets anders op dan zelf een (impliciete) afweging te maken. Het is de vraag of gebruikers (bijvoorbeeld individuele consumenten) bereid en in staat zijn zo'n afweging op verantwoorde wijze te maken. Vanwege dit soort dilemma's zijn de meningen sterk verdeeld over de vraag of weging in LCA mag worden toegepast, en zo ja, onder welke voorwaarden. In dit rapport gaan we ervan uit dat weging mag worden toegepast mits gezorgd wordt voor optimale transparantie. Concreet leidt dit tot de volgende voorwaarden voor weging:

- De achterliggende informatie (resultaten van de karakterisatie en/of inventarisatie) moet altijd zichtbaar blijven (ISO, 2006).
- De gebruikte waardeoordelen moeten expliciet worden weergegeven (Finnveden et al.; 2002).
- Vermeld moet worden welke weegfactoren zijn gebruikt.
- De informatie moet zo worden weergegeven dat de gebruiker de weegfactoren kan veranderen en een eigen weging toe kan passen (Finnveden et al.; 2002).
- Wanneer de verschillen in uitkomst tussen alternatieven klein en/of onzeker zijn mogen uit de resultaten van de wegingsprocedure geen harde conclusies worden getrokken.
- Wanneer wordt afgeweken van de ISO-richtlijn dat weging niet mag worden toegepast in LCA-studies die bedoeld zijn voor het doen van publieke vergelijkende uitspraken (ISO, 2006b; NEN, 2006b) moet dit expliciet worden vermeld als de rest van de studie suggereert dat er wel volgens de ISO-richtlijnen is gewerkt.



## 2.11 Overige aandachtspunten

Behalve de aandachtspunten bij de keuze van weegfactoren en de voorwaarden zijn er nog een aantal andere aandachtspunten, zoals:

- de mate van subjectiviteit van de weging;
- de robuustheid van de weging;
- het maatschappelijk draagvlak voor de gebruikte weegmethode.

De mate van subjectiviteit van weging hangt samen met het niveau waarop de weging wordt uitgevoerd. Wanneer weging wordt uitgevoerd op het niveau van de inventarisatie is de kans op subjectiviteit groter dan wanneer eerst een karakterisatie wordt uitgevoerd. In de karakterisatie worden bijvoorbeeld de effecten CO<sub>2</sub> en CH<sub>4</sub> op redelijk objectieve wijze tegen elkaar afgewogen op basis van hun bijdragen aan klimaatverandering. Wanneer beide emissies worden gewogen op basis van preventiekosten op stofniveau geeft dat een minder objectief resultaat. Het lijkt dus zinnig de aggregatie zo ver mogelijk op objectieve basis door te voeren alvorens weging toe te passen. Een manier om de effectscores op het (veel gebruikte) midpoint-niveau verder te aggregeren is het doorrekenen tot endpoint-niveau. Daarbij blijven dan nog slechts drie effecttypen over die (zo nodig) tegen elkaar afgewogen moeten worden: schade aan de menselijke gezondheid, schade aan ecosystemen en schade aan de beschikbaarheid van grondstoffen. Hierbij moet wel de kanttekening worden geplaatst dat ook deze beide aggregatiestappen niet helemaal vrij zijn van subjectiviteit. Zo moeten er voor de stap van inventarisatie naar karakterisatie keuzes worden gemaakt over de manier waarop wordt omgesprongen met de zogenaamde ‘tijdhorizon’ voor klimaatverandering, en over de manier waarop wordt omgesprongen met onzekerheden, bijvoorbeeld op het gebied van de toxiciteit van stoffen ten opzichte van elkaar. Bij de aggregatie van midpoint naar endpoint komen daar nog andere keuzes bij, bijvoorbeeld voor wat betreft de afweging van invaliditeit tegen verminderde levensverwachting bij het definiëren van effecten op de menselijke gezondheid. Binnen de weegmethoden van de Eco-indicator 99 (Goedkoop en Spriensma, 2000) en de ReCiPe-methode (Goedkoop et al., 2009) wordt die subjectiviteit ten dele zichtbaar gemaakt doordat hier is gekozen voor het berekenen van karakterisatiefactoren vanuit drie verschillende, voorgedefinieerde perspectieven: die van de *individualist* (I), de *hierarchist* (H) en de *egalitarian* (E).

- Het perspectief van de *individualist* (I) is gebaseerd op kortetermijnbelangen, op effecttypes die niet ter discussie staan en optimisme met betrekking tot de mogelijkheden van technologische oplossingen voor en aanpassing van de mensheid aan milieuproblemen.
- Het perspectief van de *hiërarchist* (H) is gebaseerd op de gangbare politieke uitgangspunten, zowel op het gebied de tijdsspanne waarop een oordeel betrekking moet hebben als op inhoudelijke motieven.
- Het perspectief van de *egalitarian* (E) is het meest van alle perspectieven gebaseerd op het voorzorgsprincipe, waarbij ook rekening wordt gehouden met lange-termijneffecten, met effecttypes die nog niet volledig onderbouwd zijn maar waarvoor wel duidelijke aanwijzingen bestaan, etc.

Het definiëren van deze ‘standaardperspectieven’ vermindert de subjectiviteit niet, maar het maakt deze wel grijpbaarder.

De robuustheid van een bepaalde weegmethode kan worden getoetst door de resultaten van de weging te vergelijken met de resultaten van weging met een andere methode. Wanneer de voorkeursvolgorde verandert is de gebruikte weegmethode niet robuust. Dit kan een reden zijn om voorzichtig met deze resultaten om te springen, of om de resultaten aan een nadere analyse te onderwerpen. Nieuwlaar et al. (2005) hebben de resultaten van een vijftal



weegmethoden vergeleken op basis van de uitkomsten van deze methoden. De studie had betrekking op de manier waarop een bepaald budget voor emissie-reductie het meest efficiënt verdeeld zou kunnen worden over de verschillende stoffen die voor emissiereductie in aanmerking kwamen. Hierbij is gebruik gemaakt van aanbodcurves. Uit deze studie bleek dat niet alle methoden dezelfde resultaten opleverden. Dit geeft aan dat de keuze van de weegmethode een belangrijke invloed kan hebben op de eindconclusies die uit een studie getrokken kunnen worden. Zowel de keuze van een methode die goed aansluit bij het doel van de studie als een toetsing van de robuustheid van de resultaten zijn dus belangrijke aandachtspunten.

Het gebruik van een weegmethode met een breed maatschappelijk draagvlak verdient de voorkeur boven het gebruik van een weegmethode waarvoor minder draagvlak bestaat. Wanneer een weegmethode al breed wordt toegepast door bijvoorbeeld een ministerie, geeft dit aan dat er op nationaal niveau een draagvlak bestaat voor deze methode. Een draagvlak op internationaal niveau is een volgende stap. Het belang van zo'n draagvlak moet echter wel worden afgewogen tegen de eerder genoemde voorwaarden voor weging en de overige aandachtspunten. Zo kan het doel van de weging met zich meebrengen dat er bewust wordt gekozen voor een methode die daar optimaal bij aansluit, ook wanneer dit niet de methode met het breedste draagvlak is.

Soms wordt gesproken over de wenselijkheid van consensus. Op zichzelf zou het natuurlijk mooi zijn als er over weging in LCA consensus zou bestaan. Het is echter de vraag of dit haalbaar is: ten eerste vanwege het feit dat waarden vaak verschillen tussen verschillende maatschappelijke groeperingen, en ten tweede omdat er waarschijnlijk nooit één weegmethode zal komen die voor ieder doel geschikt is.

## 2.12 Weging: wanneer (niet)?

Weging binnen LCA is, zoals gezegd, een controversieel onderwerp. Zonder weging kunnen de resultaten van LCA echter niet worden toegepast, tenzij het aantal effectcategorieën beperkt is tot één, of alle resultaten dezelfde kant op wijzen. Dit laatste is bijvoorbeeld vaak het geval bij producten waarbij het energiegebruik in de gebruiksfase dominant is. In dat geval is weging niet nodig. In alle andere gevallen echter wel.

Als weging nodig is, kan dit beter expliciet gebeuren dan impliciet. Het voordeel van een expliciete weging is dat de gemaakte keuzes voor iedereen duidelijk zijn. Dit nodigt uit tot een goede onderbouwing van die keuzes. Zo'n onderbouwing kan door anderen worden bekritiseerd en aangevuld, waardoor de kwaliteit in het algemeen zal toenemen.

Nadeel van het toepassen van weging in LCA is dat het onderwerp nog erg sterk in ontwikkeling is. De weegfactoren zijn dus nog sterk aan verandering onderhevig. Er is (nog) geen consensus over. Wat vandaag als de beste optie wordt gezien kan morgen als de slechtste optie uit de bus komen. Dit soort omslagen maken de LCA er niet geloofwaardiger op. Dit is echter inherent aan een methode die nog in ontwikkeling is. Of een dergelijke methode beter wel of beter niet kan worden toegepast is een vraag die niet gemakkelijk beantwoord kan worden.



## 2.13 Alternatieven voor weging?

Wanneer ervoor wordt gekozen geen weging toe te passen, kan worden gezocht naar alternatieven. Drie alternatieven, genoemd door leden van de wetenschappelijke toetsingscommissie (TC) van Milieu Centraal, zullen hier worden besproken:

1. LCA wordt gebruikt voor de identificering en kwantificering van de belangrijkste thema's, en aangevuld met een beargumenteerde opsomming van de voor- en nadelen van de producten. Vermindering van consumptie en verhoging van efficiëntie zijn de belangrijkste consumentenadviezen.
2. In plaats van LCA-resultaten wordt een ander criterium gebruikt voor het maken van een keuze, bijvoorbeeld de *trade off* tussen enerzijds energie-opbrengst en anderzijds voedselzekerheid en biodiversiteit bij bio-energie, de uitkomst van de maatschappelijke discussie bij bijvoorbeeld het gebruik van biobrandstoffen in het wegverkeer, of een ander duurzaamheids-thema, zoals *dierenwelzijn* of *arbeidsomstandigheden*.
3. De keuze tussen productalternatieven wordt gebaseerd op een bepaald criterium, aangevuld met randvoorwaarden.

1. *LCA wordt gebruikt voor de identificering en kwantificering van de belangrijkste thema's, en aangevuld met een beargumenteerde opsomming van de voor- en nadelen van de producten. Vermindering van consumptie en verhoging van efficiëntie zijn de belangrijkste consumentenadviezen.*

Dit alternatief komt erop neer dat de LCA-resultaten worden weergegeven op het niveau van de karakterisatie op midpoint-niveau. Om te bepalen wat de belangrijkste thema's zijn zal door de onderzoeker een keuze moeten worden gemaakt: zijn dit bijvoorbeeld de thema's die op dat moment sterk in de politieke belangstelling staan (zoals klimaatverandering), of gaat het om de thema's waaraan het betreffende product een relatief sterke bijdrage levert? Deze keuze is eigenlijk een impliciete weging: de thema's die worden weggelaten krijgen een gewicht van '0' toebedeeld. Een beargumenteerde opsomming van de voor- en nadelen van de producten is een weergave in woorden van wat het milieuprofiel in getallen zegt, eventueel aangevuld met de achtergrondinformatie over de betreffende thema's. Om hieruit een eindconclusie te trekken zal de gebruiker zelf een (impliciete) afweging moeten maken. Niettemin wordt met dit idee wel benadrukt dat de individuele thema's niet uit het oog moeten worden verloren, en dat het belangrijk is dat uit de getalsmatige uitkomst van LCA-conclusies worden getrokken die aansluiten bij de concrete milieuproblemen.

Vermindering van consumptie en verhoging van efficiëntie zijn adviezen die los staan van LCA, en die daarmee niet als alternatief voor weging kunnen worden beschouwd. Wel kunnen ze een zeer belangrijke bijdrage leveren aan het verminderen van de milieubelasting, als aanvulling op het kiezen van het beste productalternatief, waarvoor LCA een belangrijke basis blijft vormen.

Alles bij elkaar genomen lijkt het eerste alternatief geen echt alternatief voor weging te zijn, maar een nuttige aanvulling op LCA die - los van de vraag of weging wel of niet wordt toegepast - kan bijdragen aan een weloverwogen productkeuze en productgebruik door de consument.



2. *In plaats van LCA-resultaten wordt een ander criterium gebruikt voor het maken van een keuze, bijvoorbeeld de trade off tussen enerzijds energie-opbrengst en anderzijds biodiversiteit bij bioenergie, de uitkomst van de maatschappelijke discussie bij bijvoorbeeld het gebruik van biobrandstoffen in het wegverkeer, of een ander duurzaamheidsthema, zoals dierenwelzijn of arbeidsomstandigheden.*

Een *trade off* is een situatie waarin sprake is van het verlies van een bepaalde kwaliteit in ruil voor winst op het gebied van een andere kwaliteit. De term wordt vaak gebruikt om aan te geven dat beslissingen gebaseerd moeten worden op een volledig beeld van de voor- en tegens van een bepaalde keus. Bij het gebruik van *trade off* tussen een economisch criterium en een milieucriterium wil dit zeggen dat een bepaald economisch goed wordt geproduceerd tegen een zo gering mogelijke milieubelasting. Wordt onder 'milieubelasting' een specifiek milieucriterium verstaan, dan is eigenlijk sprake van een impliciete *single issue*-weging. Is er sprake van *trade off* tussen een milieucriterium en verschillende milieucriteria, dan zal er tussen die milieucriteria toch weer gewogen moeten worden.

Voor sommige producten geldt dat er een maatschappelijke discussie over wordt gevoerd. Zo'n discussie is meestal op meer aandachtspunten gebaseerd dan alleen de milieueffecten. En ook LCA geeft slechts een deel van de milieueffecten weer: lokale effecten blijven buiten beschouwing. De - al dan niet gewogen - uitkomsten van LCA kunnen wel bijdragen aan zo'n discussie. Voor de meeste producten is zo'n maatschappelijke discussie er echter niet. De gebruiker zal dan zelf een afweging moeten maken tussen milieueffecten en andere aspecten. Daarbij zal de gebruiker vaak willen weten welk alternatief qua milieueffecten het beste is. Zonder weging kan die vraag niet worden beantwoord.

Wanneer *dierenwelzijn* of *arbeidsomstandigheden* als beslissend criterium worden gekozen bij het maken van een keuze is dit eigenlijk een vorm van *single issue*-weging in het brede perspectief van duurzaamheidsbeoordeling. In de volgende paragraaf zal worden ingegaan op de grenzen van LCA, en op de mogelijkheden om te kiezen voor een breder perspectief.

3. *De keuze tussen productalternatieven wordt gebaseerd op een bepaald criterium, aangevuld met randvoorwaarden.*

In dit alternatief zit een impliciete vorm van weging verborgen. Het baseren van de keuze tussen productalternatieven op een bepaald criterium kan worden beschouwd als een vorm van *single issue*-weging. In die zin is dit dus geen alternatief voor weging. Niettemin is het wel een interessante optie als alternatief voor wat betreft de rol van LCA bij beslissingen. Door het toepassen van randvoorwaarden kunnen milieu- en andere duurzaamheidsaspecten in de beslissingsprocedure worden betrokken die buiten het kader van LCA vallen. Deze mogelijkheid komt in de volgende paragraaf aan de orde.

Samenvattend kan worden gesteld dat weging in LCA eigenlijk niet te vermijden is, maar dat in de discussie over weging duidelijk naar voren komt dat LCA-resultaten niet altijd een volledig beeld geven van de milieu- en duurzaamheidsaspecten van een product. Wanneer binnen het kader van LCA geen gewogen eindresultaat dat geval door de gebruiker zelf moeten worden uitgevoerd.



De bovengenoemde alternatieven komen er vaak op neer dat ofwel de expliciete weging wordt vervangen door een impliciete weging, ofwel dat LCA als zodanig niet wordt gebruikt.

Van belang is wel dat specialisten benadrukken dat er naast de uitkomst van LCA nog veel andere belangrijke duurzaamheidsaspecten zijn. Daarnaast lijkt het erop dat een min of meer impliciete vorm van *single issue*-weging vaak meer tot de verbeelding spreekt dan andere vormen van weging. De keuze van het *issue* berust daarbij mogelijk op de (impliciete) overtuiging dat dit issue tussen de betreffende productalternatieven waarschijnlijk het belangrijkste verschil zal uitmaken: dierenwelzijn bij eieren, energieverbruik bij elektrische apparaten en aantasting van biodiversiteit bij bioenergie. Dit is een opvallend verschijnsel, omdat *single issue*-weging als zodanig meestal niet erg hoog in aanzien staat.

## 2.14 Weging in relatie tot de beperkingen van LCA

Hoewel LCA blikverruimend kan zijn voor wat betreft het meenemen van veel verschillende levensfasen van een product en veel verschillende typen milieueffecten, heeft LCA ook beperkingen. Die beperkingen hebben te maken met het begrip *duurzaamheid* in bredere zin, maar ook met de beoordeling van milieueffecten.

Het begrip *duurzaamheid* omvat meer dan milieu. In het algemeen wordt gesteld dat er drie typen duurzaamheidscriteria zijn: milieuaspecten, sociale aspecten en economische aspecten. Dit wordt ook wel aangeduid met de term PPP (*people, planet, prosperity*; oorspronkelijk *people, planet, profit*).

Binnen het criterium *milieuaspecten* spelen naast de uitkomsten van LCA ook nog andere milieucriteria een rol. Hieronder vallen onder andere lokale milieueffecten, risico's, ontbossing en dierenwelzijn. Voor dit soort problemen geldt vaak dat een beoordeling vaak het beste in twee stappen plaats kan vinden:

1. Toetsing aan lokale randvoorwaarden.
2. LCA.

Locale randvoorwaarden hebben te maken met minimeisen waaraan een proces moet voldoen. Het kan bijvoorbeeld gaan om de eis dat de lokale concentratienormen niet worden overschreden, dat een bepaalde economische activiteit niet leidt tot ontbossing of dat dieren worden gehouden volgens een set criteria die een minimum niveau van dierenwelzijn garandeert. Dit is een niet-liniaire toetsing, die slechts twee uitkomsten biedt: het product voldoet wel of niet aan de randvoorwaarde. Voldoet het product niet aan de randvoorwaarde, dan is het vanuit milieuoogpunt niet acceptabel, en is verdere toetsing niet zinnig. Voldoet het product wel, dan is LCA een logische vervolgstap.



Wanneer twee processen voldoen aan dezelfde randvoorwaarden, wil dat nog niet zeggen dat die processen voor wat betreft de getoetste aspecten even goed zijn. Het betekent alleen dat ze beide voldoen aan de minimumeisen. In het geval van de uitstoot van toxische stoffen kan dit bijvoorbeeld betekenen dat beide processen niet leiden tot overschrijding van de lokale normen. Dit betekent niet dat er geen verontreiniging optreedt, of dat die verontreiniging er niet toe doet. Een vergelijking op de bijdrage van beide processen aan het thema 'toxiciteit' is dus nog wel degelijk zinvol. Daarnaast kunnen de processen uiteraard ook op andere milieuaspecten worden getoetst, bijvoorbeeld op hun bijdrage aan klimaatverandering. Weging is dan nog steeds nodig.

Bij een brede duurzaamheidsbeoordeling is er behalve weging tussen LCA-thema's ook nog weging nodig binnen en tussen de drie duurzaamheids-criteria.







# 3 Beschikbare weegmethoden en software

## 3.1 Overzicht weeg- en *single issue*-methoden

In deze paragraaf worden een aantal weegmethoden voor LCA op een rij gezet. Deze methoden verschillen zowel in aanpak als in herkomst. Sommige methoden zijn ontwikkeld voor een specifiek doel. Het overzicht van de methoden is bedoeld om inzicht te bieden in de belangrijkste eigenschappen, zoals niveau van karakterisatie en normalisatie en het type weging.

Tabel 1 Overzicht van methoden voor impactanalyse

Methode	Omschrijving
CML, 2002	<p>Deze door het Centrum voor Milieuwetenschappen Leiden (CML) ontwikkelde methode biedt karakterisatie- en normalisatiefactoren, maar geen weegfactoren. De ReCiPe midpoint-karakterisatiefactoren zijn voortgekomen uit de CML-karakterisatiemethode. Daarnaast vinden er echter nog steeds regelmatig updates plaats van de oorspronkelijke CML-karakterisatiefactoren. De geupdate factoren zijn te vinden in een spreadsheet op de website van het CML. In 2007 is een set weegfactoren ontwikkeld die aansluit bij de CML-karakterisatiefactoren: de NOGEPA-weegfactoren van Huppés et al.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Bevat: karakterisatie naar midpoints - normalisatie.</li> <li>– Normalisatieniveau: Nederland, West-Europa en mondiaal.</li> <li>– Weegmethode: aanvullende weegset NOGEPA. <ul style="list-style-type: none"> <li>• Literatuur: handleiding (Guinée et al., 2002; Huppés et al., 2007).</li> <li>• Software: karakterisatiefactoren opgenomen in Simapro; spreadsheet met factoren wordt regelmatig geupdate en is te vinden op <a href="http://cml.leiden.edu/software/data-cmlia.html">http://cml.leiden.edu/software/data-cmlia.html</a>.</li> </ul> </li> </ul>
Eco-indicator 99	<p>Beoordelingsmethode ontwikkeld in Nederland voor het gebruik in duurzaam ontwerp. Net als CML 2002 is Eco-indicator 99 inmiddels opgevolgd door ReCiPe, maar het gebruik van Eco-indicator is nog vaak terug te vinden in eerder uitgevoerde LCA's.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Bevat: karakterisatie naar endpoints - normalisatie - weging.</li> <li>– Normalisatieniveau: Europa.</li> <li>– Weegmethode: panelweging. <ul style="list-style-type: none"> <li>• Literatuur: handleiding (Goedkoop en Spriensma, 2000).</li> <li>• Software: opgenomen in Simapro.</li> </ul> </li> </ul>
Eco-kosten	<p>Deze effectbeoordelingsmethode is ontwikkeld in een promotieonderzoek aan de TU Delft (Vogtländer, 2001). Eco-kosten zijn een maat voor milieubelasting op basis van preventiemaatregelen. De methode wordt wel toegepast in de bouwwereld.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Bevat: karakterisatie (naar een aantal milieueffecten)- directe toekenning van Eco-kosten aan het effect direct per materiaal/proces.</li> <li>– Normalisatieniveau: n.v.t.</li> <li>– Weegmethode: preventiekosten.</li> <li>– Literatuur: proefschrift (Vogtländer, 2001) en vervolg (Vogtländer, 2009). De database met Eco-kosten per materiaal/proces en achtergrondinformatie over de toegekende preventiekosten per effect zijn</li> </ul>



Methode	Omschrijving
	<p>beschikbaar via de website (<a href="http://www.ecocostsvalue.com">http://www.ecocostsvalue.com</a> &gt; data). Ook is via de website een database beschikbaar met daarin voor een materiaal/proces de Eco-kosten per effect en geaggregeerd tot één waarde, gebaseerd op de <i>Ecoinvent</i>-database. (Zie <a href="http://www.ecoinvent.org/database/">http://www.ecoinvent.org/database/</a>).</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Software: geen.</li> </ul>
Ecological Scarcity Method	<p>De Ecological Scarcity Method (Frischknecht et al., 2009) is een distance-to-target weegmethode, gericht op Zwitserse beleidsdoelen. De eco-factoren zijn gebaseerd op daadwerkelijke en kritieke jaarlijkse uitstoot voor een specifieke regio gedurende een specifieke tijd.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Bevat: karakterisatie naar midpoints - normalisatie - weging.</li> <li>– Normalisatieniveau: Zwitserland.</li> <li>– Weegmethode: distance-to-target.</li> <li>– Literatuur: rapport (Frischknecht et al., 2009).</li> </ul> <p>Software: opgenomen in Simapro.</p>
EPS	<p>De methode 'Environmental Priority Strategies in product design' is ontwikkeld in Zweden voor gebruik bij de productontwikkeling, voor bedrijven als Volvo. Het is gericht op endpoint-niveau en bedoeld voor gebruik met Monte Carl-simulatie.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Bevat: karakterisatie naar endpoints - weging.</li> <li>– Normalisatieniveau: n.v.t.</li> <li>– Weegmethode: willingness-to-pay (de geschetste referentie is (het behoud van) de huidige staat van het milieu).</li> <li>– Literatuur: handleiding (Steen, 1999a en b).</li> </ul> <p>Software: opgenomen in Simapro.</p>
ExternE, NEEDS en Exiopol	<ul style="list-style-type: none"> <li>– ExternE is een onderzoeksproject van de Europese Commissie om de externe kosten van technieken te waarderen (monetair). Het NEEDS project (New Energy Externalities Developments for Sustainability) en het lopende Exiopol project breiden het toepassingsgebied en effect-analyse van ExternE uit. De focus ligt op een aantal emissies en er vindt geen karakterisatie en normalisatie plaats zoals in de meeste andere methoden: de schadekosten worden direct gekoppeld aan emissies van energie en brandstof, transport en industriële processen.</li> <li>– Weegmethode: schadekosten.</li> <li>– Literatuur: rapporten (Anthoff, 2007; Bickel en Friedrich, 2005); websites: <a href="http://www.externe.info/">http://www.externe.info/</a>; <a href="http://www.needs-project.org/">http://www.needs-project.org/</a>; <a href="http://www.feem-project.net/exiopol/">http://www.feem-project.net/exiopol/</a>.</li> <li>– Software: geen.</li> </ul>
LIME	<p>Een methode ontwikkeld in Japan, daardoor voornamelijk gebruikt in Japanse LCA-onderzoeken.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Bevat: karakterisatie naar endpoints - weging.</li> <li>– Normalisatieniveau: n.v.t.</li> <li>– Weegmethode: willingness-to-pay (schadekosten, niveau: Japan). <ul style="list-style-type: none"> <li>• Literatuur: artikel (Itsubo et al., 2004).</li> <li>• Software: geen.</li> </ul> </li> </ul>
NOGEP	<p>Ontwikkeld door de Netherlands Oil and Gas Exploration and Production Association, gebaseerd op panelweging. Sluit aan op de karakterisatie-factoren van CML 2002 (en de updates daarvan).</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Bevat: karakterisatie naar midpoints - normalisatie - weging.</li> <li>– Normalisatieniveau: NL en Europa.</li> <li>– Weegmethode: panel.</li> <li>– Literatuur: artikel (Huppes et al., 2007).</li> <li>– Software: geen.</li> </ul>



Methode	Omschrijving
ReCiPe	<p>Het Nederlandse ReCiPe is de opvolger van Eco-indicator 99 en de CML 2002-methode. In de officiële versie zijn geen weegfactoren opgenomen, maar door verschillende instanties zijn weegsets opgesteld.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Bevat: effectindicatoren op zowel midpoint- als endpoint-niveau -- normalisatie - weging.</li> <li>– Normalisatieniveau: EU en mondiaal.</li> <li>– Weegmethode: nog niet gepubliceerd; twee aanvullende weegsets door CE Delft: preventiekosten en schadekosten.</li> <li>– Literatuur: rapporten (Goedkoop et al., 2009; CE, 2010).</li> </ul> <p>Software: karakterisatie- en normalisatiefactoren opgenomen in Simapro.</p>
TRACI/BEES	<p>TRACI (Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environmental Impacts) is een methode voor impactanalyse, ontwikkeld door de Amerikaanse Environmental Protection Agency. TRACI bevat geen wegingstap.</p> <p>BEES (Building for Environmental and Economic Sustainability) is een impactstudie gebaseerd op TRACI, aangevuld met weegfactoren voor de Amerikaanse bouwsector.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– BEES bevat: karakterisatie naar midpoints - normalisatie - weging.</li> <li>– Normalisatieniveau: USA.</li> <li>– Weegmethode: panel.</li> <li>– Literatuur: TRACI: twee artikelen (Bare, 2002; Bare et al., 2003); BEES: handleiding (Lippiatt, 2007).</li> <li>– Software: Bees software model; factoren opgenomen in Simapro.</li> </ul>
TWIN-model 2002 (Nibe)	<p>Het Nederlands Instituut voor Bouwbiologie en Ecologie (Nibe), heeft in het verleden voor de evaluatie van bouwproducten gebruik gemaakt van een methode, TWIN-model 2002, waarmee naast milieueffecten ook hinder (stank, geluid) worden geïnventariseerd (Nibe, 2002). Voor de inventarisatie van milieueffecten wordt gebruik gemaakt van CML 2002, Eco-indicator '99 methode, het oorspronkelijke TWIN-model (Haas, 1997) en de methode van Müller-Wenk voor de beoordeling van geluidshinder door wegtransport (Nibe, 2002).</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Bevat: karakterisatie naar mid- of endpoints (afhankelijk van de gebruikte methode).</li> <li>– Normalisatie: geen.</li> <li>– Weegmethode: monetair (preventiekosten), overgenomen uit diverse studies.</li> <li>– Literatuur: achtergrondinformatie, inclusief weegfactoren (Nibe, 2002).</li> </ul>

Vaak wordt gekozen om geen weging toe te passen maar de milieu-impact uit te drukken met een enkele indicator (de *single issue*-methoden) of een klein aantal indicatoren. De meest gebruikte methoden zijn:



Tabel 2 Overzicht *single issue*-methoden voor impactanalyse

Overige methoden	Omschrijving
Ecological Footprint	Deze methode neemt twee effecten mee: klimaatimpact en landgebruik. Het is erop gericht om de effecten van productie (gebruik van grondstoffen en CO <sub>2</sub> -emissie door gebruik van fossiele brandstoffen) uit te drukken in de hoeveelheid land en/of water die nodig is voor die productie (Rees, 1992; Wackernagel, 1993).
Carbon Footprint	De carbon footprint is hetzelfde als de klimaatimpact en wordt uitgedrukt in kg CO <sub>2</sub> -equivalent. Andere broeikasgassen zitten inbegrepen via een verdeelsleutel opgesteld door het IPCC. Zo geldt bijvoorbeeld: methaan = 25 CO <sub>2</sub> -eq. (GWP100a). Alleen de klimaatimpact wordt als maat genomen voor de milieu-impact, de overige milieueffecten worden buiten beschouwing gelaten (EC, 2007).
Cumulative Energy Demand (CED)	Een <i>single-issue</i> -methode die de milieu-impact uitdrukt in het totale energieverbruik (Huijbregts et al., 2006 en 2010).

Een aantal in de praktijk veelgebruikte analysemethoden worden meer in detail besproken in paragraaf 3.3.

### 3.2 Overzicht LCA-software

In deze paragraaf worden drie verschillende softwarepakketten besproken. De softwarepakketten faciliteren elk op verschillende manier het uitvoeren van LCA, inclusief het toepassen van weging. Elk van de drie pakketten heeft andere mogelijkheden en toepassingsgebieden.

#### Simapro

Simapro is een uitgebreid softwarepakket waarmee de verschillende stappen van LCA kunnen worden doorlopen. Allereerst bevat het meerdere databases met LCI-informatie waarmee het te analyseren product of systeem kan worden gemodelleerd. De *ecoinvent* database (<http://www.ecoinvent.org/database/>) is daarvan de meest uitgebreide. Voor de effectbeoordeling biedt Simapro verscheidene methoden. Niet al deze methoden bevatten standaard een set met weegfactoren.



Tabel 3 Methoden voor impactanalyse in Simapro

Methoden voor impactanalyse	Inclusief
CML 2002	Karakterisatie en normalisatie. NOGEPa-weegfactoren niet standaard meegeleverd, maar men kan die zelf invoeren.
Eco-indicator 99	Weging op endpoint-niveau.
Ecological scarcity, 2006	Karakterisatie, weging.
EDIP, 2003 (Deens)	Karakterisatie, normalisatie en weging (Distance-to-Target, Deense beleidsdoelen).
EDP, 2007 (Zweeds)	Karakterisatie.
EPS, 2000	Karakterisatie, schadecategorieën (endpoints) en evaluatie.
Impact, 2002+	Karakterisatie, schadecategorieën (endpoints), normalisatie en evaluatie.
Recipe	Weging op endpoint-niveau (I, H en E) CE-preventiekosten op midpoint-niveau zijn niet standaard meegeleverd.
BEES	Karakterisatie.
TRACI	Karakterisatie.
<b>Overige methoden</b>	
Climate change	Karakterisatie, IPCC-karakterisatiefactoren voor directe klimaatimpact door emissies naar de lucht. Drie mogelijke tijdspectieven: 20, 50 en 100 jaar.
Cumulative Energy Demand	Karakterisatie, gebaseerd op methode als gepubliceerd door <i>Ecoinvent</i> en uitgewerkt door Pré Consultants.
Ecological Footprint	Karakterisatie, methode overgenomen van <i>Ecoinvent</i> .
Ecosystem Damage Potential	Karakterisatie, methode overgenomen van <i>Ecoinvent</i> .

Bronnen: [http://www.pre.nl/simapro/impact\\_assessment\\_methods.htm](http://www.pre.nl/simapro/impact_assessment_methods.htm) en Presentatie door Pré: *Effective LCA with Simapro: A practical advanced training*, <http://www.pre.nl/download/HandoutsDay2.pdf>.

Simapro is veelzijdig vanwege zijn grote keus aan methoden, die gemakkelijk ('met één druk op de knop') toe te passen zijn op de resultaten van de inventarisatie. De gebruiker heeft wel achtergrondkennis nodig om de mogelijkheden adequaat te kunnen benutten (dat wil zeggen: om onderbouwd de juiste karakterisatie- en weegmethode te selecteren).

### CMLCA

CMLCA is een softwareprogramma voor LCA waarin de gebruiker zelf databases (bijvoorbeeld *ecoinvent* (<http://www.ecoinvent.org/database/>) en sets met karakterisatiefactoren kan importeren. CMLCA is oorspronkelijk opgezet als leermiddel en is daarom heel transparant. Het programma is gratis beschikbaar via CML. De ReCiPe-karakterisatiefactoren kunnen momenteel nog niet in CMLCA worden ingelezen. Weegfactoren kunnen met de hand worden ingevoerd.



## **BREEAM**

BRE Environmental Assessment Method (BREEAM; Dutch Green Building Council, 2009) is een beoordelingsmethode om de duurzaamheid van gebouwen te bepalen. BREEAM is in feite geen programma voor levenscyclusanalyse met kenmerken zoals genoemd in paragraaf 1.2, maar een methode die aansluit bij life cycle thinking.

Aan gebouwen die voldoen aan bepaalde minimumeisen kan daarbij het BREEAM-keurmerk worden toegekend. BREEAM wordt gebruikt om gebouwen te analyseren en te verbeteren en kan zowel voor het ontwerpen van nieuwe gebouwen als voor het beoordelen van bestaande gebouwen worden ingezet. Het is een softwareprogramma waarin gebruik wordt gemaakt van een eigen methode. De BREEAM-methode richt zich op negen categorieën: management, gezondheid, energie, transport, water, materialen, afval, landgebruik en ecologie en vervuiling. Uitgaande van een standaardwaarde voor een duurzaam gebouw zijn er per categorie punten te behalen voor subcategorieën. Vervolgens wordt een totaalscore berekend via weging van de hoofdcategorieën. Zo wordt het prestatieniveau van een gebouw bepaald. BREEAM maakt gebruik van een kwalitatieve weging, opgesteld door de *Advisory Group* van het *'Dutch Green Building Council'*. Als totaalscore krijgt een gebouw een waardering als *pass (minimumeis voor certificatie), good, very good, excellent of outstanding*.



# 4 Koppeling weegmethoden en de praktijk

## 4.1 Werkwijze van Milieu Centraal

In Tabel 4 worden de resultaten weergegeven van een korte inventarisatie van de methoden en aanpak in de door Milieu Centraal verstrekte bron-documenten. Deze tabel dient als overzicht en als basis voor het leggen van links tussen weging en de praktijk van Milieu Centraal, die in de volgende paragrafen behandeld zal worden.

De gebruikte methode en aanpak verschillen per brondocument, per project. Dit is niet verwonderlijk omdat het gaat om uiteenlopende typen producten, en soms over een specifieke schakel in de keten (zoals afvalverwerking) in plaats van de totale keten. De insteek van de brondocumenten is niet in alle gevallen een één op één vergelijking van producten, maar een bespreking/ beoordeling van geselecteerde effecten per product.

Bij de inventarisatie van milieuaspecten maakt Milieu Centraal gebruik van allerhande data (afkomstig van o.a. industrie, bedrijven en statistieken) en/of van bestaande LCA-gegevens. De nadruk ligt op het inventariseren van gegevens. Milieu Centraal heeft zelf geen LCA-software ter beschikking voor het modelleren en beoordelen van de impacts. In veel gevallen worden impact in woorden beschreven. In sommige documenten wordt weging toegepast op (een deel van) de geïnventariseerde gegevens of wordt er gebruik gemaakt van het overnemen van een bestaande weging of een bestaand model.

Tabel 4 Overzicht methoden en aanpak in brondocumenten van Milieu Centraal

Brondocument	Gebruikte methode	Aanpak	Type product
Eiwitrijke voeding	Carbon Footprint	Data uit verscheidene studies zijn gebruikt om een vergelijking te maken tussen verschillende voedingsmiddelen. Het gaat hier om ordegruote vergelijkingen, niet om de precieze verschillen.	Voedsel
Plant aardige voeding	Conclusie zonder weging van schade-categorieën	Verschiedende typen van gewasverbouwing worden besproken, waarbij de volgende milieuaspecten aan bod komen: bemesting, gewasbescherming, klimaat en energie, landgebruik en biodiversiteit, watergebruik en verdroging, keurmerken en certificering.	Voedsel
Vis	Het scoringsmodel voor het opstellen van de Viswijzer (WWF i.s.m. St. de Noordzee) is overgenomen	Criteria zijn opgesteld voor wild-gevangen vis en kweekvis. Beoordeling van een vissoort gebeurt aan de hand van een vragenlijst waarbij punten worden	Voedsel



Brondocument	Gebruikte methode	Aanpak	Type product
		toegekend. Het behaalde punten-tal resulteert in een percentage welke 'groen', 'oranje' of 'rood' wordt beoordeeld.	
Huishoudelijk afval - mobiele telefoons, afvalfase	Eco-indicator 99, overgenomen van onderzoek door Huisman, 2003	Onderlinge vergelijking van afval-fasen en relatieve invloed van terugwinning van materiaal. De winst van recycling per afvalfase (transport, verschillende soorten scheiding, shredding, verbranding etc.) is bepaald met Eco-indicator (mPt).	Consumenten-artikel
Toerisme Personenvervoer Auto kopen	Schaduwrijzenmethode (CE Delft) voor lucht-vervuiling, Carbon Footprint	In het brondocument worden verschillende aspecten van toerisme behandeld. Voor transportmiddelen worden de emissies van verschillende scenario's vergeleken, waarbij energie-verbruik en een aantal emissies zijn gewogen met schaduwrijzen (schadekosten, CE, 2004).	Transport
Luiers	Conclusie zonder weging van de schade-categorieën	Alle stappen van de levenscyclus worden onderzocht, belangrijkste milieuaspecten: GHG-emissies, watergebruik, ruimtegebruik en gebruik van bestrijdings-middelen/chemicaliën.	Consumenten-artikel
Woningafwerking	Aanbevelingen en voorkeuren zijn soms overgenomen van conclusies van Nibe, getallen en aanbevelingen van Köb (eco-devis).	Verschiedende producten worden per stuk bekeken. Gekwantificeerd zijn in sommige gevallen: energiewaarde materiaal ( $MJ/m^2$ ), isolerende waarde $m^2K/W$ ). Verder worden er woordelijk en met een plus/min schema de volgende aspecten besproken: recyclebaarheid, levensduur/slijtvastheid, benodigd onderhoud.	Consumenten-artikel

## 4.2 Gebruik van weegmethoden in de praktijk

### 4.2.1 Midpoints en endpoints

Tabel 5 geeft een overzicht van de manier waarop midpoints worden geaggregeerd tot endpoints, en van de eenheden waarin de mid- en endpoints worden uitgedrukt. De tabel is gebaseerd op de indeling van mid- en endpoints zoals die wordt gebruikt in het ReCiPe-model (Goedkoop et al., 2009), omdat dit een model is dat karakterisatie op elk van deze beide niveaus bevat.





Tabel 5 Overzicht van de aggregatie van midpoints tot endpoints in het ReCiPe-model

Effectcategorieën ReCiPe (karakterisatie)	Midpoint	Eenheden voor endpoints	Endpoint (schade-categorie)
Climate change human health	kg CO <sub>2</sub> -eq.	DALY	Menselijke gezondheid (DALY)
Ozone depletion	kg CFC-11 eq.	DALY	
Human toxicity	kg 1,4-DB eq.	DALY	
Photchemical oxidant formation	kg NMVOC	DALY	
Particulate matter formation	kg PM <sub>10</sub> -eq.	DALY	
Ionising radiation	kg U235-eq.	DALY	
Climate change ecosystems	kg CO <sub>2</sub> -eq.	Species. yr	Kwaliteit van ecosystemen (species.yr)
Terrestrial acidification	kg SO <sub>2</sub> -eq.	Species. yr	
Freshwater eutrophication	kg P eq.	Species. yr	
Marine eutrophication	kg N eq.	Species. yr	
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq.	Species. yr	
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DB eq.	Species. yr	
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DB eq.	Species. yr	
Agricultural land occupation	m <sup>2</sup> a	Species. yr	
Urban land occupation	m <sup>2</sup> a	Species. yr	
Natural land transformation	m <sup>2</sup>	Species. yr	
Water depletion	m <sup>3</sup>	\$	
Metal depletion	kg SO <sub>2</sub> -eq.	\$	
Fossil depletion	kg SO <sub>2</sub> -eq.	\$	

Bij de aggregatie van midpoints naar endpoints worden de midpoints ten opzichte van elkaar gewogen. De interne 'weegfactoren' die hiervoor worden gebruikt moeten niet worden verward met de weegfactoren waar dit rapport over gaat! Over de interne weegfactoren kan hier worden vermeld dat deze in de praktijk soms een waarde '0' hebben gekregen. Wanneer dat het geval is, telt de betreffende midpoint-score niet mee in de endpoint-beoordeling. In Tabel 5 is dit het geval voor de midpoint-effectcategorieën *water depletion* en *marine eutrophication*. Deze midpoint-effectcategorieën worden dus niet in de effectscore op endpoint-niveau betrokken. Dit is een belangrijke beperking.

Het weergeven van milieueffecten op midpoint-niveau levert een duidelijk gekwantificeerde, wetenschappelijk verklaarbare waarde op, zoals bijvoorbeeld het aantal kg CO<sub>2</sub>-equivalent als maat voor de bijdrage aan klimaatverandering. Hierachter zit een omrekeningsfactor, die de relatieve bijdrage van verschillende stoffen aan de betreffende effectcategorie weergeeft. De gebruikte omrekenfactoren zijn gebaseerd op wetenschappelijk onderzoek van het IPCC. Endpoints worden uitgedrukt in een subjectievere, minder transparante eenheid. Zo wordt de schade aan de menselijke gezondheid uitgedrukt in *Disability Adjusted Life Years* - DALY's, en de aantasting van de kwaliteit van ecosystemen in *species.yr*. Om inzicht te verkrijgen in de aard van de milieueffecten zijn de midpoints informatiever dan endpoints. Dit geldt vooral voor onderzoekers en anderen die kennis hebben van milieuwetenschap. Voor de meeste consumenten zullen de namen van de endpoints eenvoudiger te begrijpen zijn.

Bij het gebruik van methoden die veel verschillende effecten omvatten is uitgebreide inventarisatie benodigd. Het gebruik van dit soort methoden is zeer waardevol als men de keten in kaart heeft weten te brengen en over gedetailleerde procesinformatie beschikt, dan zijn de effecten in de keten (karakterisatie) zeer duidelijk weer te geven.

### **Weging en mid- en endpoints**

Voor weging op midpoint-niveau is het niet beslist noodzakelijk dat er voor iedere effectcategorie een effectscore is bepaald. Weging kan in dit geval ook worden toegepast op de effectscores van een aantal geselecteerde effectcategorieën. Voor weging op endpoint-niveau ligt dat anders. De effectscores op dit niveau zijn pas compleet wanneer de effectscores voor alle midpoint-effectcategorieën worden meegenomen. Op endpoint-niveau is het dus bijvoorbeeld niet mogelijk om de scores voor *menselijke gezondheid kwaliteit van ecosystemen* uitsluitend te baseren op de bijdragen aan het broeikas-effect. Weging tussen endpoints kan alleen worden uitgevoerd wanneer de endpoint-scores compleet zijn, dat wil zeggen dat voor iedere betrokken effectcategorie op midpoint-niveau een score is opgegeven.

Milieu Centraal baseert haar onderzoek vaak op industriedata en/of bestaande LCA's. Er wordt geen gebruik gemaakt van databases als *Ecoinvent* (dat vele details bevat van materialen en processen) of een LCA-softwareprogramma zoals *Simapro* (waarmee de effectcategorieën berekend kunnen worden). Het inventariseren van mid- en endpoints via de vele afzonderlijke stoffen/emissies zonder de hulp van een database als *ecoinvent* is erg veelomvattend en wellicht niet mogelijk vanwege beschikbaarheid van data. Om het mid- of endpoint goed weer te geven is informatie over vele stoffen (waar de mid- en endpoints uit opgebouwd worden) nodig. Het is misschien niet nodig om alle achterliggende stoffen te inventariseren, maar het is onduidelijk in hoeverre de lijst met stoffen/emissies compleet moet zijn om het mid- of endpoint adequaat weer te geven. 'Met de hand' verzamelen van achterliggende gegevens lijkt ons dus vrijwel onmogelijk.

Wat wel mogelijk is, is het vergaren van de effectscores zelf op mid- of endpoint-niveau (dus uitgedrukt als kg x equivalent) uit andere studies. In dit geval is het vergaren van effectscores op midpoint-niveau gemakkelijker dan het vergaren van effectscores op endpoint-niveau, omdat niet alle midpoints benodigd zijn om weging toe te passen, terwijl wel alle endpoints nodig zijn (om samen te nemen in schadecategorieën).

In het brondocument 'Toerisme' zijn schadekosten direct op stofniveau toegepast voor een aantal relevante emissies. De weegset (CE transport schadekosten) staat los van de eerder besproken weegmethoden. De inventarisatie van enkele losse stoffen is eenvoudiger dan het inventariseren van (enkele) midpoints. Deze methode is echter niet geschikt om effecten te vergelijken en dus voor projecten waarbij andere effecten dan emissies een rol spelen, zoals landgebruik.

#### **4.2.2 Kenmerken op een rij**

Tabel 6 toont eigenschappen van de verschillende methoden met alle opties wat betreft aangrijpingspunt en weging met de bijbehorende karakterisatie en normalisatie.



Tabel 6 Kenmerken van verschillende methoden

Methodie	Aangrijpingspunt	Karakterisatie	Normalisatie	Normalisatieniveau	Weging	Type weging
ReCiPe	Midpoint (I, H en E)	18 effect-categorieën	Ja	Zowel EU als mondiaal	Nee	
	Midpoint H	18 effect-categorieën	Nee		Ja	CE-preventiekosten CE-schadekosten
	Endpoint (I, H en E)	19 effect-categorieën, gegroepeerd in 3 schade-categorieën	Ja	Zowel EU als mondiaal	Ja	Panelweging naar I, H en E
	Endpoint H	19 effect-categorieën, gegroepeerd in 3 schade-categorieën	Ja	Zowel EU als mondiaal	Ja	CE-schadekosten (anders dan schadekosten midpoints)
Eco-indicator 99	Endpoint (I, H, E, A)	10 effect-categorieën, gegroepeerd in 3 schade-categorieën	Ja	Zowel EU als mondiaal	Ja	Panelweging
CML, 2002	Midpoint	15 effect-categorieën	Ja	NL 1997 West Europa 1995 Mondiaal 1995 Mondiaal 1990	Nee	
	Midpoint	15 effect-categorieën	Nee		Ja	CE-preventiekosten
	Midpoint	50 effect-categorieën	Ja	NL 1997 West Europa 1995 Mondiaal 1995 Mondiaal 1990	Nee	
Eco-kosten	Combinatie van mid- en endpoints	11 categorieën, zowel schade- als effect-categorieën	Nee		Ja	Preventiekosten

Tabel 6 toont dat niet alle methoden een weging meeleveren. Wat betreft ReCiPe: alleen voor de endpoints wordt een weging geboden; verder wordt standaard geen weegset meegeleverd maar zijn er weegsets beschikbaar die op ReCiPe aansluiten.

Bij weging worden door ReCiPe en Eco-indicator 99 worden drie culturele perspectieven onderscheiden, aangegeven door I, H en E. Deze staan voor een individualistisch, hiërarchisch en egalitair perspectief zoals eerder genoemd in paragraaf 2.11. Dit wordt gedaan omdat verschillende typen mensen het belang van effect/schadecategorieën op een andere manier benaderen. Soms is ook het gemiddelde beschikbaar (A, average). De hiërarchische weging ligt tussen de individuele en egalitaire in en wordt beschouwd als de te prefereren weging, ook in het geval er een *average* beschikbaar is (Eco-indicator 99). In Tabel 6 is te zien dat CE Delft voor zowel ReCiPE midpoint en endpoint-



wegingsets heeft opgesteld volgens het hiërarchische perspectief (CE, 2010). Voor de ReCiPe en Eco-indicator 99 endpoints is panelweging beschikbaar voor alle drie de perspectieven. Het uitvoeren van weging op alle drie de manieren volgens de drie perspectieven kan gezien worden als een soort extra onzekerheidsanalyse: als op alle drie de weegmanieren uitkomst (de rangvolgorde van vergeleken producten) niet verschilt, is die uitkomst beter onderbouwd.

Een ander onderwerp dat in Tabel 6 naar voren komt is de compatibiliteit van weegsets met de methode. Verschillende weegsets hebben verschillende achtergronden. Zo zijn de CE-preventiekosten voor CML 2002 anders dan de CE-preventiekosten voor ReCiPe: de waarden zijn aangepast aan de huidige situatie. In de praktijk kan dat bijvoorbeeld het volgende betekenen voor Milieu Centraal:

- Als men weging wil toepassen op een onderzoek waarbij effectcategorieën zijn bepaald met bijvoorbeeld CML 2002 moet wel de juiste (oudere) weegset worden gebruikt.
- Als men onderzoeken vergelijkt die beiden monetaire weging hebben gebruikt is voorzichtigheid geboden: de achterliggende methodiek kan enorm verschillen en 1 op 1 vergelijking of het samennemen van gegevens is dan niet mogelijk.

### **Landgebruik**

In de praktijk van Milieu Centraal heeft men vaak te maken met producten (deels) van hernieuwbaar materiaal. Daarbij speelt landgebruik een rol. Dit is vooral van belang bij de vergelijking van deze producten met producten van niet-hernieuwbare oorsprong. De rangvolgorde van producten op basis van klimaatimpact verschilt vaak met de rangvolgorde op landgebruik. Het weglaten van landgebruik wanneer biologische materialen in het spel zijn, is daarom geen goed idee. Milieu Centraal kiest er altijd voor om de verschillende uitkomst tussen landgebruik en klimaatimpact los te tonen.

Als men ervoor kiest (daarnaast) weging toe te passen bij zo'n vergelijking is het van belang een weging kiezen waar landgebruik adequaat is gerepresenteerd. Tabel 7 geeft een overzicht van of en hoe landgebruik, verandering van landgebruik en klimaatimpact worden meegenomen in de methode. In de volgende paragraaf zal dieper worden ingegaan op de praktische toepasbaarheid per methode.



Tabel 7 Landgebruik en klimaatimpact bij verschillende methoden

Methode	Aangrijpingspunt	Landgebruik	Verandering van landgebruik	Klimaatimpact
ReCiPe	Midpoint	Agricultural land occupation and Urban land occupation (m <sup>2</sup> a)	Natural land transformation (m <sup>2</sup> a)	Climate change (kg CO <sub>2</sub> -eq.)
	Endpoint	Agricultural land occupation and Urban land occupation (species.yr)	Natural land transformation (species. yr)	Climate change human health en Climate change ecosystems (DALY)
Eco-indicator 99	Endpoint	Land use (PDF*m <sup>2</sup> a)	No	Climate change (DALY)
CML 2002	Midpoint	Land competition (m <sup>2</sup> a)	No	Global warming (kg CO <sub>2</sub> -eq.)
Eco-kosten	Mid/endpoint	Depletion of natural forests (€), alleen bij houtgebruik	No	Global warming potential 100a (€)
<b>Single issue-methoden</b>				
Ecological Footprint		Land occupation (m <sup>2</sup> a)	No	CO <sub>2</sub> (m <sup>2</sup> a)
Carbon Footprint		No	No	IPCC GWP 100a (kg CO <sub>2</sub> -eq.)
Cumulative Energy Demand		Proxy	No	Proxy

De Cumulative Energy Demand neemt effectcategorieën op een andere manier mee dan de overige *single issue*-methoden. In paragraaf 4.2.3 zal hier dieper op in worden gegaan.

In het algemeen, los van het wegingvraagstuk, is het onderwerp landgebruik in LCA in beweging. Finnveden et al. (2009) stellen dat zowel landgebruik als landtransformatie grote gevolgen kan hebben voor bijvoorbeeld de biodiversiteit, bodemkwaliteit en het natuurlijke productiepotentieel. Er is geen algemene consensus over hoe de impacts van landgebruik precies moet worden meegenomen in LCA.

#### 4.2.3 Bespreking per methode

In deze sectie zal worden besproken wat de voor- en nadelen van een aantal specifieke *impact assessment* methoden zijn. Hierbij is ook aandacht besteed aan de praktijk van Milieu Centraal.

De methoden die hieronder worden besproken kunnen grofweg worden verdeeld in twee typen: methoden waarbij veel verschillende effecten kunnen worden onderzocht en methoden die zich richten op een of enkele effecten.

Een algemeen punt van aandacht is het vergelijken van uitkomsten van verschillende studies. Wanneer in deze studies weging met behulp van verschillende methoden heeft plaatsgevonden, is vergelijking niet mogelijk. Meer specifiek kunnen monetair uitgedrukte uitkomsten van verschillende

studies kunnen nooit onderling vergeleken worden, daarvoor verschillen de methodes te veel van opzet. Veroudering speelt ook een rol: opzet van effectcategorieën verandert door de jaren heen. Dit is bijvoorbeeld het geval bij toxiciteit. De opzet van klimaatimpact (door het IPCC) is ook veranderd door de jaren heen, maar de verschillen tussen de IPCC-versies zijn klein en hebben daardoor een kleinere invloed op het eindresultaat.

### ReCiPe

ReCiPe (Goedkoop et al., 2009) is een veelzijdige methode: het biedt karakterisatie op zowel midpoint- als endpoint-niveau en er zijn meerdere typen weegfactoren beschikbaar. Op midpoint-niveau zijn er door CE Delft weegfactoren gedefinieerd op basis van zowel preventiekosten (CE, 2010), en op endpoint-niveau is er binnen het ReCiPe-project zelf een set weegfactoren gedefinieerd op basis van panelweging.

Tabel 8 toont de effectcategorieën die mee worden genomen in de drie sets weegfactoren die voor ReCiPe beschikbaar zijn. Op midpoint-niveau is het in principe mogelijk weging uit te voeren op een beperkte selectie van impactcategorieën. Zo is het bijvoorbeeld goed mogelijk om bijvoorbeeld alleen vermisting en klimaatverandering tegen elkaar af te wegen met behulp van schade- of preventiekosten. Voor landgebruik zijn op midpoint-niveau helaas geen CE-weegfactoren beschikbaar.

Aandachtspunt bij het berekenen van effectscores op endpoint-niveau is dat *alle* onderliggende effectcategorieën op midpoint-niveau in de analyse mee-genomen moeten zijn. Dit geldt dan dus ook voor de onderliggende inventarisatiegegevens. De reden hiervoor is dat al deze inventarisatiegegevens gebruikt zijn voor het samenstellen van de normalisatiefactoren. Normalisatie kan alleen worden uitgevoerd wanneer de normalisatiefactoren aansluiten bij de gegevens die genormaliseerd worden. Wanneer de scores voor een aantal midpoint-categorieën ontbreken kan er op het aansluitende endpoint-niveau dus geen normalisatie worden uitgevoerd. De weegfactoren, die op hun beurt weer op de genormaliseerde gegevens toegepast, kunnen dan niet worden gebruikt. In de praktijk betekent dit dat het afwegen van alleen landgebruik tegen klimaatverandering op endpoint-niveau niet mogelijk is.

Het is niet nadrukkelijk nodig om weging toe te passen om ReCiPe nuttig te kunnen gebruiken. In de praktijk is een groot voordeel van ReCiPe het in kaart kunnen brengen van vele effecten. Het geeft een goed beeld van wat er allemaal in de keten plaatsvindt.



Tabel 8 In beschouwing genomen effectcategorieën per ReCiPe weegset

Effectcategorie	CE-schadekosten, midpoint	CE-preventiekosten, midpoint	ReCiPe panelweging, endpoint
Climate change human health	Ja	Ja	Alle effectcategorieën meegenomen
Ozone depletion	Ja	Ja	
Human toxicity	Ja	Nee	
Photchemical oxidant formation	Ja	Ja	
Particulate matter formation	Ja	Ja	
Ionising radiation	Ja	Nee	
Climate change ecosystems	Ja	Ja	Alles meegenomen, behalve <i>marine eutrophication</i>
Terrestrial acidification	Ja	Ja	
Freshwater eutrophication	Ja	Ja	
Marine eutrophication	Ja	Ja	
Terrestrial ecotoxicity	Nee	Nee	
Freshwater ecotoxicity	Nee	Nee	
Marine ecotoxicity	Nee	Nee	
Agricultural land occupation	Nee	Nee	
Urban land occupation	Nee	Nee	Alles meegenomen, behalve <i>water depletion</i>
Natural land transformation	Nee	Nee	
Water depletion	Nee	Nee	
Metal depletion	Nee	Nee	
Fossil depletion	Nee	Nee	

In de praktijk van Milieu Centraal komt het voor dat men landgebruik en klimaatimpact zou willen wegeven. In de praktijk van Milieu Centraal is dat eigenlijk niet goed mogelijk, omdat weging op midpoint-niveau landgebruik uitsluit en omdat het inventariseren van alle emissies en onttrekkingen die nodig zijn om een effectscore op endpoint-niveau te kunnen geven te veelomvattend is.

### CML 2002

Op de website van het Centrum voor Milieuwetenschappen (CML) van de Universiteit Leiden staat een spreadsheet met de meest recente versie van de CML-karakterisatiefactoren. Sinds de publicatie van het CML Handbook LCA (Guinée et al., 2002) worden deze karakterisatiefactoren regelmatig geupdate met betrekking tot dataveranderingen in de wetenschappelijke achtergrondliteratuur. De geupdate factoren zijn te vinden op de website van het CML (<http://cml.leiden.edu/software/data-cmlia.html>). Methodische veranderingen worden echter niet doorgevoerd. Wat dat betreft verschillen de geupdate CML-karakterisatiefactoren van de ReCiPe-karakterisatiefactoren op midpoint-niveau. In het kader van het ReCiPe-project zijn voor een aantal effectcategorieën wel methodische veranderingen opgenomen, waardoor bijvoorbeeld de factoren voor humane toxiciteit en ecotoxiciteit flink veranderd zijn.

In aanvulling op de CML-karakterisatiefactoren is in 2007 een set weegfactoren ontworpen: de NOGEPa-factoren (Huppés et al., 2007). Deze factoren zijn via panelweging tot stand gekomen.

### Eco-indicator 99

Bij het uitvoeren van een nieuwe LCA-studie is het niet aan te raden de Eco-indicator 99-methode (Goedkoop en Spriensma, 2000) nog te gebruiken, omdat deze inmiddels is opgevolgd door de ReCiPe-methode. De weegfactoren



die voor deze methode beschikbaar zijn kunnen wel van pas komen wanneer men effectscores op endpoint-niveau van een eerder onderzoek, uitgevoerd met behulp van Eco-indicator 99, alsnog wil wegen of een bestaande weging wil verifiëren.

### **Eco-kosten**

Net als de overige methoden biedt de Eco-kostenmethode (Vogtländer, 2001) weegfactoren voor diverse categorieën. Dit is gedocumenteerd en beschikbaar via <http://www.ecocostsvalue.com/> > data. Doorgaans moet de gebruiker de weegfactoren zelf toepassen op geïnventariseerde levenscyclusinformatie. Bij de Eco-kosten is dit niet nodig: de website biedt ook een database waar de Eco-kosten (per effect en geaggregeerd) al uitgerekend zijn voor een groot aantal stoffen, materialen, processen, transportmiddelen en verwerkingsscenario's. De uitkomsten van deze procedure zijn in de database gezet. De inventarisatiedata komen uit de *Ecoinvent*-database (<http://www.ecoinvent.org/database/>), maar niet alle materialen en processen zijn meegenomen. Als de gebruiker zelf de ketenstappen heeft geïnventariseerd kunnen daar direct de Eco-kosten aan toegekend worden, mits het materiaal/proces/etc. aanwezig is in de database.

Naast dat de weging met Eco-kosten zijn recentelijk ook berekende resultaten van andere (weeg)methoden per materiaal/proces/etc. in de Eco-kosten-database gezet. Deze zijn door de beheerder met Simapro berekend en toegevoegd. Inmiddels zijn de volgende resultaten beschikbaar: ReCiPe endpoint (panelweging, hiërarchisch), Eco-indicator 99 (panelweging, hiërarchisch), Ecological Scarcity, BEES, Carbon Footprint en Cumulative Energy Demand.

Het gebruik van de Eco-kosten en database heeft een aantal voor- en nadelen.

#### **Voordelen:**

- Gratis beschikbaar.
- Er is snel mee te werken: toepassing van deze factoren op processen, materialen, etc. uit de keten levert direct gewogen eindresultaten op, zonder tussenkomst van inventarisatie, karakterisatie en weging.
- De toevoeging van resultaten van andere weegmethoden biedt een grote meerwaarde. In feite worden Simapro-resultaten hiermee gratis aangeboden. Hierdoor is het mogelijk gebruik te maken van karakterisatie- en weegmethoden zoals ReCiPe, ook zonder data-inventarisatie of het aanschaffen van Simapro. Daarnaast is vergelijking van resultaten op basis van verschillende weegmethoden eenvoudig: men kan als de ketenstappen bekend zijn (en aanwezig zijn in de database) de waarden van verschillende methoden toekennen per ketenstap en optellen tot een eindresultaat. De eindresultaten kunnen dan vergeleken worden.

#### **Nadelen:**

- Documentatie is zeer beperkt.
- Lagere transparantie dan methoden waar men zelf de weging van toepast: de berekening al is uitgevoerd en in de database gezet. Het is niet zichtbaar hoe toekenning van Eco-kosten aan het materiaal/proces precies tot stand is gekomen. Het is op zich wel te herleiden omdat de gebruikte weegfactoren op de site te vinden zijn.
- De database bevat ongeveer 5.000 materialen/processen, etc. uit *Ecoinvent* (<http://www.ecoinvent.org/database/>). Lang niet alles van *Ecoinvent* zit er in en voor toevoegingen is men afhankelijk van de beheerder. Op dit moment wordt de database regelmatig geupdate en





aangevuld. Wil men de database gaan gebruiken, dan verdient het aanbeveling om van te voren na te gaan of de specifieke materialen en processen aanwezig zijn in de database.

- Men kan niet zelf extra processen toevoegen, zoals bij Simapro het geval is.
- Via de website is praktische informatie via *Frequently Asked Questions* beschikbaar, maar geen uitgebreide handleidingen en herkomst van de data. Achtergrondinformatie staat in het (niet gratis te verkrijgen) proefschrift en in diverse andere publicaties.
- De bekendheid van de Eco-kosten is niet zo groot als de overige methoden. In de praktijk zijn de Eco-kosten gebruikt in de bouw en intern bij bedrijven (statement J. Vogtländer, 2009).

Uiteraard geldt dat het resultaat van een onderzoek met behulp van Eco-kosten niet vergelijkbaar is met het resultaat van andere methoden met monetaire weging.

### **Ecological Footprint**

De Ecological Footprint (Rees, 1992; Wackernagel, 1993) vat CO<sub>2</sub> (geen andere broeikasgassen) en landgebruik samen tot één waarde, uitgedrukt als landoppervlak (ha). Omdat de Ecological Footprint zowel landgebruik als CO<sub>2</sub> in beschouwing neemt, lijkt het op papier een goede methode die Milieu Centraal zou kunnen gebruiken wanneer men een uitspraak wil doen over de totale impact van een product waarbij landgebruik als CO<sub>2</sub> een andere uitkomst geven, zoals bijvoorbeeld in het brondocument 'Luiers'. Er kleven echter twee nadelen aan de Ecological Footprint, waardoor het toch af te raden is deze methode te gebruiken:

- De Ecological Footprint is niet ontworpen voor het vergelijken van producten, het is bedoeld voor gebruik op grotere schaal. Het is een meetmethode waarbij het verbruik van land en water en de afvalproductie van een populatie wordt bepaald. Het is bedoeld om aan te geven of het huidige consumptiepatroon de capaciteit van de aarde overtreft of niet (Van der Voet et al., 2009). De Ecological Footprint wordt meestal toegepast op landelijke of mondiale schaal, waarbij de resultaten ter communicatie gebruikt kunnen worden voor het stellen van beleidsdoelen. Bij het berekenen van de Ecological Footprint, wordt uitgegaan van gemiddelde mondiale consumptie (Van der Voet et al., 2009). Dit geeft aan dat de methode minder geschikt is voor het berekenen van de milieueffecten van een product dat op een specifieke plek geproduceerd en gebruikt wordt.
- Voor wat betreft CO<sub>2</sub> is de Ecological Footprint niet een maat voor reëel landgebruik: het geeft het landoppervlak aan dat theoretisch nodig is om de CO<sub>2</sub> op te nemen. Het land wordt in de praktijk niet daadwerkelijk gebruikt. De Ecological Footprint is daarom niet een maat die een reëel milieueffect weergeeft - zoals de carbon footprint of cumulative energy demand.

### **Carbon Footprint**

Dankzij de grote aandacht voor opwarming van de aarde en het terugdringen van uitstoot van broeikasgassen is het gebruiken van de klimaatimpact als proxy voor de totale milieupact - zoals bij de Carbon Footprint (EC, 2007) gebeurt - tegenwoordig een veelgebruikte aanpak. Wanneer de Carbon Footprint wordt gebruikt met als doel de uitstoot van broeikasgassen te verminderen is niets mis, maar als proxy voor de milieupact is de Carbon Footprint te beperkt. Dit is zeker het geval wanneer het gaat om materialen



van biologische oorsprong, omdat daarbij landgebruik een belangrijke rol speelt. Dit wordt onderschreven door Milieu Centraal.

Het voordeel van de wereldwijde aandacht voor klimaatimpact is dat het relatief eenvoudig is om via eerder uitgevoerde (LCA-)onderzoeken aan gegevens over klimaatimpact te komen.

Er zijn situaties waarbij klimaatimpact duidelijk de grootste impact zal hebben, dus waarbij vergelijking op slechts klimaatimpact geen verstoorde uitkomst zal opleveren wat betreft rangvolgorde. In situaties waarin dit niet het geval is kan de Carbon Footprint echter gemakkelijk een vertekend beeld opleveren.

### **Cumulative Energy Demand (CED)**

Het Cumulative Energy Demand (Huijbregts et al., 2006 en 2010) heeft betrekking op het totale energieverbruik van de keten. In een studie door Huijbregts et al. (2006) zijn voor 1.218 producten de milieuprofielen, berekend met een volledige LCA, vergeleken met de fossiele CED van diezelfde producten. De producten hadden ze ingedeeld in vier categorieën: energieproductie, materiaalproductie, transport en afvalverwerking. Voor de producten die binnen de eerste drie categorieën vielen bleek er een goede correlatie te bestaan tussen enerzijds de CED en anderzijds de effectcategorieën *klimaatverandering, uitputting van grondstoffen, verzuring, vermisting, ozonvorming in de troposfeer, aantasting van de ozonlaag en humane toxiciteit*. Tussen de CED en de milieueffecten van afvalverwerkingsprocessen bleek echter geen goede correlatie te bestaan. Voor wat betreft de effectcategorieën bleek er geen goede correlatie te bestaan tussen de CED en de effectcategorie *landgebruik*. Eenzelfde type beeld wordt geleverd door een recente studie door Huijbregts et al. (2010), waarin diverse productgroepen zijn beoordeeld met een aantal verschillende LCA-methoden. Voor alle productgroepen behalve de groep *landbouwproducten* bleek fossiel energiegebruik de belangrijkste achtergrond te vormen voor de ernst van de milieueffecten van meeste producten binnen de productgroep.

Ondanks de statistische correlatie blijft het voor individuele producten onzeker of de CED wel een werkelijke indicator vormt voor effectcategorieën die niet direct aan energiegebruik zijn gekoppeld. CED voldoet als weegmethode niet aan de voorwaarde van optimale transparantie: de achterliggende resultaten blijven impliciet. De CED kan daarom het best worden beschouwd als een globale maat voor uitputting van fossiele brandstoffen en klimaatverandering of als eerste indicator van de milieueffecten van producten waarbij landgebruik geen belangrijke rol speelt. De database van de Eco-kosten (<http://www.ecocostsvalue.com> > data) biedt de CED's van een groot aantal materialen/processen.

### **Social costs of carbon (SCC)**

Tol (2008) heeft een uitgebreide meta-analyse uitgevoerd naar monetaarisatie-studies over de uitstoot van koolstof in relatie tot klimaatverandering, de *social costs of carbon* (SCC). 211 methoden zijn tegen het licht gehouden. De schattingen blijken flink uiteen te lopen, afhankelijk van de gebruikte discontovoet en de wijze waarop (al dan niet) 'equity weighting' is toegepast. Voor weging betekent dit dat er veel manieren beschikbaar zijn voor monetaire weging op basis van CO<sub>2</sub>-uitstoot, maar dat de keuze van de methode veel invloed heeft op het resultaat, met name wanneer de methode wordt gebruikt in combinatie met de monetaarisatie van andere milieuingrepen.



# 5 Weging in de praktijk van Milieu Centraal

## 5.1 Mogelijke werkwijzen

Het analyseren van de milieueffecten van een bepaald product zoals dat bij Milieu Centraal plaatsvindt kan op verschillende manieren gebeuren:

- door het zelf uitvoeren van een LCA-studie (inclusief inventarisatie);
- door het verzamelen van de resultaten van één of meer bestaande LCA-studies.

In eerste geval is het handig om voor de inventarisatie gebruik te maken van de gegevens uit bestaande databases (bijvoorbeeld de *ecoinvent* database), aangevuld met specifieke procesgegevens voor de hoofdprocessen (voor zover die niet in een bestaande database te vinden zijn). Voor het koppelen van de inventarisatiegegevens aan een karakterisatiemethode kan gebruik worden gemaakt van een LCA-softwareprogramma zoals Simapro of CMLCA. Daarbij kan dan een weegmethode worden gekozen die aansluit bij de gebruikte karakterisatiemethode. Met Simapro worden behalve de *ecoinvent* database en een aantal sets met karakterisatiefactoren ook diverse sets met weegfactoren meegeleverd. In CMLCA moet de gebruiker de databases en de gekozen set met karakterisatiefactoren zelf importeren. Weegfactoren moeten in CMLCA individueel worden ingevoerd.

In het tweede geval heeft de karakterisatie al volgens een bepaalde methode plaatsgevonden. Het gebruik van een softwareprogramma heeft dan weinig zin. Als er geen weging heeft plaatsgevonden is het wel mogelijk alsnog weegfactoren toe te passen op de resultaten van de karakterisatie. Zeker in dit soort gevallen is de aansluiting van de weegfactoren bij de gebruikte karakterisatiemethode echter een belangrijk aandachtspunt.

## 5.2 Keuze van weegfactoren

Op basis van de aanwijzingen en voorwaarden die genoemd zijn in hoofdstuk 2 kan weging in principe door Milieu Centraal worden uitgevoerd. Omdat het vaak lastig zal zijn om te beoordelen of een bepaalde weegmethode qua niveau, grootte en eenheid wel aansluit bij de te beoordelen LCA-resultaten, lijkt het in de praktijk verstandig zo veel mogelijk te kiezen voor een weegmethode die speciaal is ontworpen voor de gebruikte karakterisatie- of inventarisatiemethode. In hoofdstuk 3 en 4 is aangegeven welke combinaties er bestaan. Het softwareprogramma *Simapro* biedt een aantal concrete mogelijkheden. Bij het gebruik van de ReCiPe-karakterisatiefactoren kunnen die mogelijkheden worden aangevuld met de zeer binnenkort door CE Delft te publiceren weegfactoren op basis van schaduwpreizen (CE, 2010).

### 5.3 Gebruik van *single issue*-methoden

Alhoewel het gebruik van *single issue*-methoden niet de eerste voorkeur heeft, zijn er drie typen situaties waarin dit soort methoden op een zinnige manier kunnen worden toegepast. Ten eerste: als het gaat om een vergelijking tussen producten waarvan duidelijk is dat de effecten van het energiegebruik een zeer overheersende rol speelt, kan een *single issue*-methode op basis van energiegebruik of CO<sub>2</sub>-uitstoot een redelijke optie voor vergelijking zijn. Dit kan bijvoorbeeld het geval zijn bij een onderlinge vergelijking van elektrische apparaten of vervoermiddelen. Voorbeelden van dergelijke *single issue*-methoden zijn de *cumulative energy demand* (CED) en de *carbon footprint*. Ten tweede: als naast de effecten van energiegebruik vooral sprake is van locale effecten, kan ervoor gekozen worden LCA op basis van een *single issue*-methode te combineren met een andere beoordelingsmethode voor de lokale effecten. Dit zou bijvoorbeeld een serie randvoorwaarden of een keurmerk kunnen zijn. Ten derde: voor andere typen producten kan de CED kan onder bepaalde voorwaarden worden gebruikt voor een snelle screening. Dit kan alleen onder de voorwaarden dat het niet gaat om de beoordeling van landbouwproducten of andere producten waarbij landgebruik een belangrijke rol speelt (bijvoorbeeld in de fase van afvalverwerking). Ook mogen er uit zo'n snelle screening geen harde conclusies worden getrokken.

### 5.4 Omgaan met voorwaarden

Bij de voorwaarden voor weging staat de transparantie centraal. Een optimale transparantie kun je met LCA niet goed bereiken zonder het vermelden van allerlei technische, kwantitatieve gegevens. Naar de consument toe kan dat lastig zijn. Hoe geef je vorm aan de eis dat de consument zijn eigen weging moet kunnen uitvoeren, zonder die consument te belasten met informatie die alleen voor ingewijden te begrijpen is? Een mogelijkheid hiervoor is het berekenen van omslagpunten: hoe zeer moeten de door experts vastgestelde weegfactoren worden veranderd om de conclusie te laten omslaan? Uitleg over de waarden die aan de weging ten grondslag liggen is daarbij echter wel nodig. Bij weging wordt de informatie die de consument moet verwerken dus wel complexer, ook al ziet de eindconclusie er simpeler uit.

Volgens de ISO-richtlijnen mag weging niet worden toegepast in LCA-studies die bedoeld zijn voor het doen van zogenaamde 'publieke vergelijkende uitspraken' ('comparative assertions disclosed to the public'). Dit is vooral van belang wanneer het de intentie is de LCA als geheel wel volgens de ISO-standaard uit te voeren voor wat betreft onderbouwing, structuur en reviews.

Naast dit alles blijft een volwaardige bespreking van de achterliggende informatie van belang. Weging mag nooit te koste gaan van de informatievoorziening over de individuele effecten.

### 5.5 Landbouw- versus niet-landbouwproducten

De noodzaak van weging wordt vooral zichtbaar wanneer producten van de petrochemische industrie vergeleken moeten worden met landbouwproducten. Voor landbouwproducten is het van belang dat het oordeel over de milieueffecten niet alleen op LCA wordt gebaseerd. Lokale effecten spelen bij landbouwproducten vaak een belangrijke rol. Dit soort effecten kunnen met LCA niet volledig in kaart worden gebracht. Alvorens LCA wordt toegepast moet daarom eerst worden getoetst of de betreffende landbouwpraktijk wel voldoet



aan de randvoorwaarden die hieraan gesteld mogen worden. Het kan daarbij bijvoorbeeld gaan om concentratienormen, om keurmerken of om sets van criteria, zoals de criteria van de Commissie Cramer voor de productie van biomassa. Landbouwproducten die niet aan de bestaande of in ontwikkeling zijnde overheidsvoorwaarden voldoen mogen nooit als een verantwoord alternatief voor niet-landbouwproducten worden aangemerkt.

Als de landbouwproducten wel aan dit soort voorwaarden voldoen wil dat niet zeggen dat het landgebruik niet meer hoeft te worden meegewogen in een LCA. Afweging tussen gebruik van fossiele energie en landgebruik blijft lastig, ook als het om 'verantwoord' landgebruik gaat. Als er op dit gebied een weging wordt uitgevoerd moeten de resultaten voorlopig met grote voorzichtigheid worden gepresenteerd.

Een ander belangrijk aandachtspunt is dat landbouw niet alleen zorgt voor ruimtebeslag, maar ook in belangrijke mate bijdraagt aan de milieuthema's *verzuring*, *vermesting*, *toxiciteit* en *waterverbruik*. Daarnaast kan uitputting van de bodem een belangrijk milieueffect zijn, met name bij geïmporteerde landbouwproducten die als veevoer worden ingezet. Zowel bij het stellen van randvoorwaarden als bij het wegen van milieueffecten is het van groot belang dat ook deze thema's de aandacht krijgen die zij verdienen.





# Literatuur

## **Anthoff, 2007**

D. Anthoff

Report on marginal external damage costs inventory of greenhouse gas emissions : New results from FUND 3.0. Version 1.1

NEEDS New Energy Externalities Developments for Sustainability. Delivery no. 5.4 - RS 1b

[http://www.needs-project.org/docs/results/RS1b/NEEDS\\_Rs1b\\_D5.4.pdf](http://www.needs-project.org/docs/results/RS1b/NEEDS_Rs1b_D5.4.pdf)

Bezocht op: 19-03-2010

## **Bare, 2002**

J.C. Bare

Developing a Consistent Decision-Making Framework by Using the U.S. EPA's TRACI

Presentation at the American Institute of Chemical Engineers (AIChE) Annual Meeting, Indianapolis, IN, November 3-8., 2002

## **Bare et al., 2003**

J.C. Bare, G.A. Norris, D.W. Pennington en T. McKone

TRACI. The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts

In : Journal of Industrial Ecology , vol.6, no.3-4 ((2003);p.49-78

## **Bickel en Friedrich, 2005**

P. Bickel en R. Friedrich

ExternE, Externalities of Energy, Methodology 2005 Update

Stuttgart: Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung - IER, Universität Stuttgart, 2005

<http://www.externe.info/>

## **CE, 2010**

S. de Bruyn, M. Korteland, A. Markowska, M. Davidson, F. de Jong, M. Bles en M. Sevenster

Handboek Schaduwpreizen : Waardering en weging van emissies en milieueffecten

Delft : CE Delft, 2010

## **Dutch Green Building Council, 2009**

BREEAM-NL 2010 : Keurmerk voor duurzame vastgoedobjecten. Beoordelingsrichtlijn Nieuwbouw

Rotterdam : Dutch Green Building Council, 2009

## **EC, 2007**

European Platform on Life Cycle Assessment (EPLCA), JRC, European Commission (EC)

Carbon Footprint : what it is and how to measure it

Brussels : European Commission (EC), 2007

[http://lca.jrc.ec.europa.eu/Carbon\\_footprint.pdf](http://lca.jrc.ec.europa.eu/Carbon_footprint.pdf)



**Finnveden et al., 2002**

G. Finnveden, P. Hofstetter, J.C. Bare, L. Basson, A. Ciroth, T. Mettier, J. Seppälä, J. Johansson, G. Norris en S. Volkwein  
Normalisation, Grouping, and Weighting in Life-Cycle Impact Assessment  
In : H.A. Udo de Haes (ed.)  
Life-cycle Impact Assessment : Striving Towards Best Practice  
Pensacola, FL: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), 2002

**Finnveden et al., 2009**

G. Finnveden, M.Z. Hauschild, T. Ekvall, J. Guinée, R. Heijungs, S. Hellweg, A. Koehler, D. Pennington en S. Suh  
Recent developments in Life Cycle Assessment  
In : Journal of Environmental Management, vol. 91, no.1 (2009); p.1-21

**Frischknecht et al., 2009**

R. Frischknecht, R. Steiner en N. Jungbluth  
The Ecological Scarcity Method - Eco-Factors 2006 : A method for impact assessment in LCA  
Bern : Swiss Federal Office for the Environment (FOEN), 2009

**Goedkoop et al., 2009**

M. Goedkoop, R. Heijungs, M. Huijbregts, A. De Schryver, J. Struijs en R. van Zelm  
ReCiPe 2008 : A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. First edition. Report I: Characterisation  
Den Haag : Ministerie van VROM, 2009

**Goedkoop en Spriensma, 2000**

M. Goedkoop en R. Spriensma  
The Eco-indicator 99: a damage oriented method for life cycle assessment. Methodology report. Second edition  
Amersfoort : Pré Consultants, 2000  
[http://www.pre.nl/download/EI99\\_annexe\\_v3.pdf](http://www.pre.nl/download/EI99_annexe_v3.pdf)

**Guinée et al., 2002**

J.B. Guinée, M. Gorrée, R. Heijungs, G. Huppes, R. Kleijn, A. de Koning, L. van Oers, A. Wegener Sleeswijk, S. Suh, H.A. Udo de Haes, H. de Bruijn, R. van Duin en M.A.J. Huijbregts  
Handbook on Life Cycle Assessment : Operational Guide to the ISO Standards  
Dordrecht : Kluwer Academic Publishers, 2002

**Huijbregts et al., 2006**

M.A.J. Huijbregts, L.J.A. Rombouts, S. Hellweg, R. Frischknecht, A.J. Hendriks, D. van de Meent, A.M.J. Ragas, L. Reijnders en J. Struijs  
Is Cumulative Fossil Energy Demand a Useful Indicator for the Environmental Performance of Products?  
In : Environmental Science & Technology, vol. 40, no.3 (2006); p. 641-648

**Huijbregts et al., 2010**

M.A.J. Huijbregts, S. Hellweg, R. Frischknecht, H.W.M. Hendriks, K. Hungerbühler en A.J. Hendriks  
Cumulative Energy Demand As Predictor for the Environmental Burden of Commodity Production  
In : Environmental Science & Technology, vol. 44 , no.1 (2010); p.: 2189-2196





**Huppés et al., 2007**

G. Huppés, M.D. Davidson, J. Kuyper, L. van Oers, H.A. Udo de Haes en G. Warringa  
Eco-efficient environmental policy in oil and gas production in The Netherlands  
In : Ecological Economics, vol. 61, no.1 (2007); p. 43-51

**Huppés en Van Oers, 2009**

G. Huppés en L. van Oers  
Weighting across impact categories: technical review of existing weighting approaches in LCIA  
Leiden : CML-IE, 2009

**ISO, 2006a**

International Organization for Standardization (ISO)  
Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework. Second edition, ISO 14040:2006  
Geneva : ISO, 2006

**ISO, 2006b**

International Organization for Standardization (ISO)  
Environmental management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines. First edition, ISO 14044:2006  
Geneva : ISO, 2006

**Itsubo et al., 2004**

N. Itsubo, M. Sakagami, T. Washida, K. Kokubu en A. Inaba  
Weighting Across Safeguard Subjects for LCIA through the Application of Conjoint Analysis  
In : International Journal of Life Cycle Assessment, vol. 9, no.3 (2004); p. 196-205

**Lindeijer, 1996**

E. Lindeijer  
Normalisation and valuation  
In : Udo de Haes (ed.)  
Towards a methodology for life cycle impact assessment  
Brussels : Society of Toxicology and Chemistry (SETAC), 1996

**Nieuwlaar et al., 2005**

Evert Nieuwlaar, Geert Warringa, Corjan Brink & Walter Vermeulen  
Supply Curves for Eco-efficient Environmental Improvements Using different Weighting Methods  
In : Journal of Industrial Ecology (2005) 9(4): 85-96

**Nibe, 2002**

Milieuclassificatie Bouw, Milieubeoordeling, F1.4 TWIN-model 2002  
Naarden : Nederlands Instituut voor Bouwbiologie en Ecologie, NIBE Research bv, 2002

**NEN, 2006a**

NEN-EN-ISO 14040. Milieumanagement - Levenscyclusanalyse - Principes en raamwerk (ISO 14040:2006 IDT)  
Delft : Nederlands Normalisatie Instituut (NEN), 2006



**NEN, 2006b**

NEN-EN-ISO 14044. Milieumanagement - Levenscyclusanalyse - Eisen en richtlijnen (ISO 14044:2006)  
Delft : Nederlands Normalisatie Instituut (NEN), 2006

**Rees, 1992**

W.E. Rees  
Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economics leaves out  
In : Environment and Urbanisation) vol. 4, no.2 (1992; p. 121-130

**Ritthoff et al., 2003**

M. Ritthoff, H. Rohn en C. Liedtke  
Calculating MIPS : Resource Productivity of Productivity of Products and Service  
Wuppertal : Wuppertal Institute, 2003  
[http://www.wupperinst.org/uploads/tx\\_wibeitrag/ws27e.pdf](http://www.wupperinst.org/uploads/tx_wibeitrag/ws27e.pdf)

**Steen, 1999a**

A Systematic Approach to Environmental Priority Strategies in Product Development (EPS). Version 2000 - General System Characteristics  
Gothenburg : Chalmers University of Technology, Centre for Environmental Assessment of Products and material Systems (CPM), 1999

**Steen, 1999b**

B. Steen  
A Systematic Approach to Environmental Priority Strategies in Product Development (EPS). Version 2000 - Models and Data  
Gothenburg : Chalmers University of Technology, Centre for Environmental Assessment of Products and material Systems (CPM), 1999

**Tol, 2008**

Richard S.J. Tol  
The Social Costs of Carbon: Trends, Outliers and Catastrophes  
In : Economics, volume 2, 2008-25  
<http://www.economics-ejournal.org/economics/journalarticles/2008-25>

**CE, 2004**

J.P.L. Vermeulen, B.H. Boon, H.P. van Essen, L.C. den Boer, J.M.W. Dings, F.R. Bruinsma en M.J. Koetse  
De prijs van een reis - de maatschappelijke kosten van het verkeer  
Delft: CE Delft, 2004

**Vogtländer, 2009**

J.G. Vogtländer  
LCA-based assessment of sustainability. The Eco-costs/Value Ratio: EVR  
Delft : VSSD, 2009

**Vogtländer, 2001**

J.G. Vogtländer  
The model of the Eco-costs / Value Ratio, a new LCA based decision support tool  
Delft : Delft University of Technology, DfS, 2001



**Wackernagel, 1994**

M. Wackernagel

Ecological Footprint and Appropriated Carrying Capacity : A Tool for Planning  
Toward Sustainability

Vancouver : The University of British Columbia, School of Community and  
Regional Planning, 1994

**Van der Voet, 2009**

E. van der Voet, L. van Oers, S.M. de Bruyn, F. de Jong, en A. Tukker

Environmental Impact of the use of Natural Resources and Products

Leiden : Leiden University, Institute of Environmental Sciences (CML), 2009

