

LCA en economie: optellen en afwegen tot duurzame ketens

Een verkenning van de mogelijkheden om de milieugerichte Levens Cyclus Analyse te combineren met economie

J.A. Boone
M.J.G. Meeusen

Projectcode 63424

Mei 2002

Rapport 3.02.03

LEI, Den Haag

Het LEI beweegt zich op een breed terrein van onderzoek dat in diverse domeinen kan worden opgedeeld. Dit rapport valt binnen het domein:

- Wettelijke en dienstverlenende taken
- Bedrijfsontwikkeling en concurrentiepositie
- Natuurlijke hulpbronnen en milieu
- Ruimte en Economie
- Ketens
- Beleid
- Gamma, instituties, mens en beleving
- Modellen en Data

LCA en economie: optellen en afwegen tot duurzame ketens; Een verkenning van de mogelijkheden om de milieugerichte Levens Cyclus Analyse te combineren met economie.

Boone, J.A. en M.J.G. Meeusen

Den Haag, LEI, 2002

Rapport 3.02.03; ISBN 90-5242-724-0; Prijs € 12,- (inclusief 6% BTW)

49 p., fig., tab., bijl.

In deze rapportage worden de mogelijkheden onderzocht om een economische component aan de milieugerichte Levens Cyclus Analyse te koppelen. Daarbij worden drie richtingen onderscheiden, te weten: (1) Combinatie LCA met economie, vanuit de *bedrijfs(economische)* invalshoek; (2) Combinatie LCA met theorieën die behulpzaam zijn bij de *afweging tussen milieu en economie*; en (3) Combinatie LCA met economische gedragsmodellen. Het rapport beschrijft een aantal economische theorieën en gedragsmodellen en verkent de mogelijkheden om deze in combinatie met LCA toe te passen.

Bestellingen:

Telefoon: 070-3358330

Telefax: 070-3615624

E-mail: publicatie@lei.wag-ur.nl

Informatie:

Telefoon: 070-3358330

Telefax: 070-3615624

E-mail: informatie@lei.wag-ur.nl

© LEI, 2002

Vermenigvuldiging of overname van gegevens:

- toegestaan mits met duidelijke bronvermelding
- niet toegestaan



Op al onze onderzoeksopdrachten zijn de Algemene Voorwaarden van de Dienst Landbouwkundig Onderzoek (DLO-NL) van toepassing. Deze zijn gedeponereerd bij de Kamer van Koophandel Midden-Gelderland te Arnhem.

Inhoud

	Blz.
Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1. Inleiding	13
1.1 Aanleiding	13
1.2 Doel van het onderzoek	14
1.3 Werkwijze	14
1.4 Opbouw van het rapport	15
2. LCA in combinatie met bedrijfseconomie	16
2.1 Inleiding	16
2.2 Overzicht van bedrijfseconomische theorieën	16
2.3 Data	23
2.4 Conclusies	24
3. LCA in combinatie met maatschappelijke kosten-batenanalyse en Multi Criteria Analyse	26
3.1 Inleiding	26
3.2 Overzicht van de methodieken	26
3.3 Conclusies	29
4. LCA en economische gedragsmodellen	31
4.1 Inleiding	31
4.2 Overzicht van de modellen op het LEI	32
4.3 Conclusies	35
5. Conclusies	38
Literatuur	41
Bijlagen	
1 Toelichting op LCA	43
2 Uitwerking van de Multi Criteria Analyse	46

Woord vooraf

Duurzame voedingsmiddelenketens staan volop in de belangstelling. Milieugerichte Levens Cyclus Analyse (LCA) is een instrumentarium dat behulpzaam is bij het kwantificeren en analyseren van milieueffecten door de keten. Het is daarmee een instrumentarium dat behulpzaam kan zijn bij de invulling van de milieucomponent van duurzaamheid. Duurzaamheid is meer dan alleen milieu; ook de economische component (en de sociaal-culturele component) is onderdeel van duurzaamheid. Dit vormt onder andere de aanleiding voor een verkenning van de mogelijkheden om LCA en economie met elkaar te combineren en samen te brengen. Een andere aanleiding is de wenselijkheid om economische aspecten te betrekken bij de interpretatie van LCA-resultaten. Teneinde de LCA-resultaten daadwerkelijk een plaats te geven in de besluitvorming van bedrijven en ketens zijn de economische gevolgen mede van betekenis.

Het bovenstaande vormde de reden om uit de middelen voor de Strategische Expertise Ontwikkeling (SEO) van het LEI deze studie te financieren.

Dit rapport geeft de resultaten van deze verkenning. De auteurs danken daarbij een aantal LEI-medewerkers die hebben bijgedragen aan deze verkenning: dhr. F.H.J. Bunte, dhr. J.F.M. Helming, dhr. H.H. Luesink, dhr. H. Leneman, mevr. L.C. van Staalduinen, dhr. J.J. de Vlieger en dhr. H.C.J. Vrolijk. Verder wordt dhr. H.H.W.J.M. Sengers bedankt voor zijn bijdrage.

De directeur,



Prof.dr.ir. L.C. Zachariasse

Samenvatting

In deze publicatie wordt onderzocht in hoeverre inzichten vanuit de economische wetenschap een aanvulling kunnen vormen op een Levens Cyclus Analyse (LCA). In een LCA worden alle milieueffecten van (alle levensfasen van een) product kwantitatief in beeld gebracht. Hierbij gaat het zowel om de productie, vervoer, consumptie en recycling. Hoewel LCA algemeen gezien wordt als een geschikt instrument om de milieueffecten van een productieketen in beeld te brengen, is de toepassing in de praktijk minder succesvol dan gehoopt. Dit zou voor een belangrijk deel verklaard kunnen worden doordat bedrijven uiteindelijk beslissingen nemen op basis van economische kengetallen en de koppeling tussen LCA en economie nog maar beperkt is uitgewerkt. Door inzichten uit de economische wetenschap te combineren met een LCA zou de bruikbaarheid zowel voor beleid als bedrijfsleven verbeterd kunnen worden. In het algemeen zou de combinatie van LCA en economie meer inzicht kunnen geven in duurzame¹ ketenoplossingen, waarbij de economische component en milieucomponent van duurzaamheid wordt ingevuld. Daarnaast zouden inzichten uit de economische wetenschap bij kunnen dragen aan het oplossen van bepaalde kernproblemen bij de uitvoering van een LCA zoals het afwegingsvraagstuk.

Er zijn drie richtingen geïnterpreteerd waarbij de economische wetenschap een aanvulling op LCA zou kunnen vormen:

- combinatie LCA en economie, vanuit de bedrijfseconomische invalshoek;
- combinatie LCA met theorieën die behulpzaam zijn bij afwegingsvraagstukken
- combinatie LCA met economische (gedrags)modellen

Combinatie LCA en economie, vanuit de bedrijfseconomische invalshoek

Binnen de bedrijfseconomie zijn zeven methoden onderscheiden die behulpzaam zijn bij het nemen van milieubeslissingen in bedrijven. De eerste zes (Total Cost Assessment, het milieukwaliteitsmodel, Life Cycle Costing, milieukostenmethodiek, kosten-batenanalyse en Activity Based Costing) zijn behulpzaam bij het inventariseren van kosten en opbrengsten van milieubeslissingen. Vooral de opbrengsten van investeringen die ten goede komen aan het milieu zijn vaak lastig in te schatten. Deze theorieën helpen bij het identificeren (bijvoorbeeld door middel van checklists) en kwantificeren van (toekomstige) kosten en opbrengsten. Naast de bovenstaande bedrijfseconomische theorieën, is ook de 'reële optie'-theorie geanalyseerd. Deze theorie zorgt voor een integrale waardering van alle gevolgen van een (investerings)beslissing. Hierbij worden zowel de met de bovenstaande theorieën geïnterpreteerde kosten en opbrengsten betrokken, als de risico's en flexibiliteit (opties) die met de beslissing gepaard gaan.

¹ Bij duurzaamheid spelen drie componenten een rol: de ecologische (Planet), de sociaal-maatschappelijke (People) en de economische (Profit).

Bovenstaande theorieën zijn vooral bruikbaar om te komen tot inzicht in de economische gevolgen voor een bedrijf dat maatregelen overweegt om te komen tot een lagere milieubelasting. Vervolgens dient het bedrijf de economische gevolgen en de milieueffecten tegen elkaar af te wegen om te komen tot een besluit. In combinatie met de LCA-uitkomsten kunnen bedrijfseconomische theorieën ook gebruikt worden om de economische effecten en milieueffecten in één indicator weer te geven die zowel op product als bedrijfsniveau als benchmark zou kunnen dienen.

De toepasbaarheid van de bovengenoemde bedrijfseconomische theorieën is voor een belangrijk deel afhankelijk van de beschikbaarheid van data. Vooral bij opdrachten voor grote groepen bedrijven, waarbij sprake is van een zekere mate van concurrentiegevoeligheid, kan dit problemen opleveren.

Combinatie van LCA met theorieën die behulpzaam zijn bij afwegingsvraagstukken

Er zijn twee theorieën bekeken die behulpzaam kunnen zijn bij afwegingsvraagstukken binnen de LCA en bij de afweging tussen milieu en economie: maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) en Multi Criteria Analyse (MCA).

Bij de maatschappelijke kosten-batenanalyse wordt getracht het maatschappelijk nut van (investerings)beslissingen in beeld te brengen. Alle effecten van een beslissing worden zoveel als mogelijk vertaald in geld waardoor de effecten onder één noemer gebracht kunnen worden. Dit is goed mogelijk voor effecten die in geld zijn uit te drukken omdat er een markt(prijs) voor is; anders ligt het voor effecten die niet goed in geld zijn uit te drukken. Afhankelijk van de beschikbare informatie kunnen daarvoor verschillende methoden gehanteerd worden waarbij sommige (Revealed Preference-methode) een steviger theoretische basis hebben dan andere. In bepaalde situaties kan het echter erg lastig zijn om een methode te vinden en geaccepteerd te krijgen. De maatschappelijke kosten-batenanalyse is daarmee een goed bruikbaar vooral voor situaties waarin veel van de effecten in geld zijn uit te drukken; de methode kan minder goed omgaan met de zogenaamde imponderabilia.

De Multi Criteria Analyse is breder toepasbaar dan de MKBA. Deze methode is geschikt voor alle vraagstukken waarbij meerdere criteria een rol spelen en de waardering van de criteria op voorhand niet bekend is of waarbij de criteria in niet-vergelijkbare eenheden zijn uitgedrukt. De methode is vooral geschikt in stakeholdersanalyses waarbij verschillende partijen verschillende opinies hebben. Voor het garanderen van de objectiviteit is het wel van groot belang veel aandacht te besteden aan de juiste formulering van de probleemstelling en oplossingsrichtingen

Combinatie van LCA met economische gedragsmodellen

LCA is een statisch instrument dat geen rekening houdt met de gevolgen van bepaalde - door LCA berekende - maatregelen. Maatregelen in de keten lokken veranderingen in het gedrag van de ketenactoren uit. Deze beïnvloeden vervolgens de feitelijke milieueffecten van de maatregelen. Idealiter moet rekening gehouden worden met de effecten van gedragsverandering op voorgestelde maatregelen. In dit onderzoek is onderzocht of een combinatie van bestaande LEI-modellen en LCA tot synergie effecten zou kunnen leiden.

De volgende modellen zijn onderzocht: Financieel Economisch Simulatiemodel (FES), Approxi, Stofstromenmodel, Mest- en Ammoniakmodel (MAM), Dutch Regionalised Agricultural Model (DRAM), input-outputmodel (I-O-model) en Seles. Geen van deze modellen is in staat om effecten van maatregelen op alle individuele schakels in een keten weer te geven. De meeste modellen zouden echter wel succesvol in projecten kunnen worden ingezet in combinatie met LCA. Aangezien het integreren van modellen een erg kostbare activiteit is, lijkt het koppelen van modellen, waarbij de output van het ene model de input voor een ander model is, op dit moment verstandiger dan het integreren.

1. Inleiding

1.1 Aanleiding

Agroketens staan meer en meer voor de uitdagende taak om duurzaam te produceren. Duurzaamheid wordt daarbij steeds vaker ingevuld vanuit drie invalshoeken, te weten: People (sociaal-culturele aspecten), Planet (milieu, ecologie) en Profit (economie). Deze benadering wordt ook wel de Triple-P-benadering genoemd. Daarmee is gezegd dat duurzaam niet kan worden gezien vanuit een enkele dimensie (sociaal-culturele aspecten, milieu of economie), maar juist vanuit verschillende dimensies, integraal afgewogen. In deze studie gaat de aandacht uit naar twee van de drie componenten, te weten de Planet en de Profit-component: milieu en economie. Produceren binnen de randvoorwaarden die het milieu stelt op een wijze die ook uit economisch oogpunt concurrerend is en perspectief biedt. Daarbij gaat het om alle milieuaspecten door de hele keten heen.

De milieugerichte Levens Cyclus Analyse of LCA, zoals het meestal kortweg wordt aangeduid, is een instrument dat behulpzaam kan zijn bij het vaststellen van de milieueffecten van de voortbrenging en consumptie van een product. LCA is een methode waarmee producten integraal worden beoordeeld. Daarbij heeft integraal een tweetal invalshoeken, te weten:

- In de LCA worden *alle milieueffecten* meegenomen. LCA richt zich dus niet op één of enkele specifieke milieuthema's, maar beoogt alle relevante milieuaspecten in beschouwing te nemen.
- LCA beschouwt *alle processen* die bijdragen aan de milieubelasting van een product. Alle schakels in de productieketen, van grondstofonttrekking tot en met afvalverwerking en hergebruik - en zelfs consumptie - worden in de analyse betrokken.

LCA is dus een methodiek die inzicht geeft in de effecten op alle milieuthema's voor alle betrokken processen en schakels in de productieketen. Het is bij uitstek een ketengericht instrumentarium. LCA wordt toegepast om inzichten te krijgen in de - voor het milieu - meest belastende productieprocessen, maar ook om inzicht te krijgen in de - voor het product - meest relevante milieuthema's waaraan het (negatief) bijdraagt. Daarnaast wordt LCA ook gebruikt om producten met elkaar te vergelijken waar het gaat om de milieueffecten die ze teweegbrengen. Productontwikkeling is ook een toepassing van LCA waarin al in een vroeg stadium rekening wordt gehouden met de mogelijkheden om de milieubelasting over de hele levenscyclus van het product te minimaliseren. Kortom, LCA is een hulpmiddel waarmee de Planet-component van de Triple-P-benadering kan worden beoordeeld en gekwantificeerd. Voor een verdere toelichting van de LCA-methode wordt verwezen naar bijlage 1.

De aanleiding voor dit project is om de gebruikswaarde van LCA in de Triple-P-benadering te verhogen door de economische component daarbij te betrekken. Een tweede aanleiding is de noodzaak tot een benadering vanuit de economische invalshoek om de

LCA-resultaten beter te kunnen interpreteren en de gevolgen van de aanbevelingen die voortvloeien uit een LCA beter te kunnen overzien. De Directie van het LEI heeft om deze twee redenen gevraagd om het veld 'LCA-en-Economie' te verkennen.

1.2 Doel van het onderzoek

Doelstelling van het onderzoek is: verkenning van de mogelijkheden om de economische component aan LCA toe te voegen teneinde daarmee bij te dragen aan de invulling van de componenten Planet en Profit van de Triple-P-benadering. LCA is een methode waarmee de Planet-component van de Triple-P-benadering kan worden gekwantificeerd en beoordeeld waar het gaat om (agro)ketenvraagstukken. De economische discipline kan behulpzaam zijn bij de invulling van de Profit-component van de Triple-P-benadering en ter interpretatie van de LCA-resultaten.

1.3 Werkwijze

Fase 1: Inventarisatie over mogelijke koppelingen/combinaties van LCA en economie

Eerst is in diverse brainstormsessies tussen de auteurs nagedacht over mogelijke samenhangen tussen LCA en economie, over de wijze waarop economie kan aansluiten bij LCA en de mogelijkheden voor de economische discipline om daadwerkelijk iets toe te voegen. Deze brainstormsessies is aangevuld met literatuuronderzoek waarin reeds lopende of afgeronde activiteiten rondom 'LCA en economie' zijn geïnventariseerd. Deze fase heeft een zogenaamde discussienotitie opgeleverd, waarin de drie richtingen zijn onderscheiden - zoals ook in paragraaf 1.1 beschreven - waarin LCA en economie elkaar kunnen versterken, te weten:

- combinatie LCA met economie, vanuit de bedrijfs(economische) invalshoek;
- combinatie LCA met theorieën die behulpzaam zijn bij de afweging tussen milieu en economie;
- combinatie LCA met economische gedragsmodellen.

Het onderscheid tussen deze drie richtingen wil overigens niet zeggen dat ze niet tegelijkertijd in één onderzoek aan de orde kunnen komen.

De reden voor deze aandachtsvelden is allereerst dat deze aandachtsvelden van belang zijn voor de diverse betrokkenen in het debat rondom duurzaamheidsvraagstukken in ketens. De tweede reden voor deze drie aandachtsvelden is dat de economische discipline - in combinatie met LCA - ook daadwerkelijk iets kan bijdragen aan deze items.

Fase 2: Brainstormsessies binnen het LEI per koppeling/combinatie van LCA en economie

De discussienotitie - het resultaat van fase 1 - vormde de basis voor enkele brainstormsessies met andere LEI-medewerkers, met name economen. In deze brainstormsessies is het volgende aan de orde geweest:

- discussie over de meest perspectievolle richting voor 'LCA-en-Economie': In de notitie zijn de drie hiervoor genoemde richtingen uitgewerkt en bijbehorende

toepassingen beschreven. Eerste vraag was welke van de drie richtingen het meest perspectiefvol is/zijn.

- discussie 'Wat kunnen we met deze combinatie LCA-en-Economie?' Welke mogelijkheden zijn er? Wat zijn voor- en nadelen daarvan?

De resultaten binnen deze brainstormsessies vormen de basis voor de conclusies en aanbevelingen.

1.4. Opbouw van het rapport

Zoals beschreven worden drie richtingen onderscheiden waarin LCA en economie elkaar raken en versterken. Deze richtingen worden in afzonderlijke hoofdstukken uitgewerkt. In hoofdstuk 2 komt LCA in combinatie met bedrijfseconomie aan de orde, waarna hoofdstuk 3 zich richt op LCA in combinatie met kosten-batenanalyse en Multi Criteria Analyse. Hoofdstuk 4 neemt vooral de combinatie van LCA en economische gedragsmodellen die op het LEI aanwezig zijn, onder de loupe. Tenslotte sluit hoofdstuk 5 af met conclusies.

2. LCA in combinatie met bedrijfseconomie

2.1 Inleiding

LCA beschouwt de milieucomponent van ketens. LCA is een hulpmiddel om de milieueffecten door de hele keten heen te analyseren en te kwantificeren. Daarmee vormt het een goede basis om te komen tot maatregelen die de milieubelasting in de keten, van producten, kan verminderen. Echter, ketens en afzonderlijke actoren in die ketens, willen de economische consequenties van die maatregelen mee in beschouwing nemen om te komen tot een beslissing of de maatregelen inderdaad aantrekkelijk zijn. Dit impliceert de toevoeging van een bedrijfseconomische component, die met name de bedrijfseconomische gevolgen in beschouwing neemt. Dit hoofdstuk zoekt naar de mogelijkheden om ook die bedrijfseconomische invalshoek aan LCA toe te voegen.

In paragraaf 2.2 wordt eerst een overzicht van de (bedrijfseconomische) methodieken gegeven, waarna in paragraaf 2.3 conclusies worden getrokken.

2.2 Overzicht van bedrijfseconomische theorieën

De bedrijfseconomische theorieën die hier behandeld worden zijn gericht op de ondersteuning van de besluitvorming rondom (milieu)beslissingen in bedrijven. Hierbij wordt geen aandacht besteed aan het meten van de milieuprestaties zelf. Er is verondersteld dat LCA daar een geschikt middel voor is.¹ Het gaat hier om het bepalen van de economische consequenties van (investerings)beslissingen. Dit bestaat allereerst uit het zo goed mogelijk in beeld brengen van *alle* kosten en opbrengsten van bepaalde processen of activiteiten. Daarnaast gaat het om het op de juiste manier op één noemer brengen van deze (toekomstige) kosten en opbrengsten en de daarmee gepaard gaande risico's, dat wil zeggen de investeringsselectie. Uitgangspunt is steeds een bedrijf of groep bedrijven. Alleen kosten en opbrengsten die voor een (groep van) actor(en) werkelijk tot een financiële stroom leiden, worden in beeld gebracht. Er wordt dus *geen* vertaling gemaakt van aspecten die niet in geld uitgedrukt worden, naar een geldbedrag. Dit kan als een nadeel worden beschouwd. De bedrijfseconomische theorie hoeft dus niet tot een *voor de maatschappij* ideale situatie te leiden.

Er is een aantal bedrijfseconomische methodieken ontwikkeld, gericht op een specifieke vraag of een specifiek probleem. De volgende technieken kunnen worden onderscheiden:

¹ Als alternatief voor LCA kan men denken aan de Green Balanced Scorecard waarbij in navolging van de vaak gehanteerde Balanced Scorecard, de langetermijnmilieudoestellingen vertaald worden in een beperkte groep indicatoren waarmee gemonitord kan worden in hoeverre de kortetermijnacties aan deze langetermijn-doelstelling voldoen. Verder zijn er diverse internationale initiatieven genomen om tot een gestandaardiseerde groep van 'environmental performance indicators' te komen.

- Total Cost Assessment (TCA);
- Milieukwaliteitsmodel (MKM);
- Life Cycle Costing (LCC);
- Milieukostenmethodiek;
- Kosten-batenanalyse (KBA);
- Activity Based Costing (ABC);
- 'Reële optie'-theorie.

Deze lijst is niet alomvattend; er zijn nog meer methoden. De lijst geeft wel de meest voorkomende methoden. De eerste 5 methoden richten zich op het op de juiste manier in kaart brengen van de kosten en opbrengsten van beslissingen. De zesde methode is behulpzaam bij het toerekenen van kosten aan producten, activiteiten of beslissingen. De laatste methode helpt bij investeringsselectie.

Iedere methode wordt kort toegelicht. Eerst volgt een algemene toelichting, waarna wordt ingezoomd op milieu en mogelijke aansluiting bij LCA.

Ad 1: Total Cost Assessment (TCA)

Total Cost Assessment richt zich op alle kosten voor de beslisser - voorzover de beslisser kan overzien - van een maatregel *die tot een geldstroom leiden*. Total Cost Assessment betreft daarin ook de kosten en baten die nog niet zozeer worden geïdentificeerd door bedrijven. Te denken valt aan vergunningen en te treffen voorzieningen om toekomstige aansprakelijkheid te voorkomen. Hoever Total Cost Assessment daarin gaat verschilt van geval tot geval. Het principe is dat er rekening gehouden wordt met de bedrijfseconomische gevolgen van toekomstige ontwikkelingen vanuit een economische, voorzorgsgedachte. Vandaar: *Total Cost Assessment*.

Er kunnen zowel 'harde' als 'zachte' factoren in de analyse worden betrokken, uiteraard voorzover ze bedrijfseconomische gevolgen hebben. Waar het gaat om 'zachte' factoren kan worden gedacht aan de effecten van maatregelen die leiden tot een beter imago, waardoor de omzet vergroot.

Naast het meenemen van de wat zachtere factoren in de analyse probeert Total Cost Assessment ook tot toerekening van milieukosten aan investeringen te komen. Vaak worden deze kosten als overheadkosten gezien en daardoor niet meegenomen in de analyse.

Milieu is een goed voorbeeld van een omgevingsfactor die *in de toekomst* bedrijfseconomische gevolgen kan hebben en dus van een factor die vanuit een anticiperend perspectief kan/moet worden benaderd. Het achterwege laten van investeringen kan immers leiden tot milieuaansprakelijkheid, boetes van overheidswege, imagooverlies en omzetverlies. Dat betekent dat het achterwege laten van milieuinvesteringen weliswaar op korte termijn minder kosten met zich meebrengt, maar op de lange termijn wel tot kosten leidt. Dit soort kosten komen in een Total Cost Assessment goed tot uiting.

Ad 2: Het milieukwaliteitsmodel

Het milieukwaliteitsmodel is een model dat in bedrijven als een vorm van milieukwaliteitsstelsel kan fungeren; het model meet indicatoren die iets zeggen over het functioneren van het bedrijf. Er zijn vijf soorten kosten te onderscheiden waar het stelsel op reageert, te weten:

- kosten van preventie;
- kosten als gevolg van de bijsturing processen;
- kosten als gevolg van vermindering milieueffecten;
- interne effectkosten (bijvoorbeeld recycling);
- externe effectkosten (bijvoorbeeld milieuklachten afhandelen van externen).

Doel is om het management te informeren over de interne en externe effectkosten met wat indirectere blik op de andere onderliggende kosten. Vooral het optimaliseren en anticiperen op deze interne en externe effectkosten is de ambitie bij het model.

Ad 3: Life Cycle Costing (LCC)

Life Cycle Costing is bedoeld om alle kosten - gedurende de hele levenscyclus van een product - mee in beschouwing te nemen. De methodiek kan worden gebruikt bij investeringsbeslissingen. Ze is met name geschikt in de productontwerpfase. Normaal wordt veelal het accent gelegd op de directe aankoop- of productiekosten, terwijl de kosten van onderhoud en gebruik (in de latere fases) minstens zoveel invloed kunnen hebben. Life Cycle Costing biedt een handvat om ook die kosten in beeld te brengen. Ze brengt alle kosten en opbrengsten van de hele levenscyclus in beeld, dat wil zeggen kosten en opbrengsten van voortbrengen, gebruiken en afstoten van producten (bijvoorbeeld de kosten van aankoop van een auto, de kosten van het gebruiken ervan en de kosten van afvoer van de auto). Die kosten hoeven overigens niet allemaal door één en dezelfde actor te worden betaald; wél kunnen overhevelingsmechanismen ervoor zorgen dat de financiële voor- of nadelen van effecten die eerder of later in de levenscyclus plaatshebben bij de aankoper terecht komen. Denk aan een auto waarvan de (productie)kosten voor de producent hoger zijn door de inzet van een zuiniger motor. Die zuiniger motor leidt ertoe dat de gebruiker lagere kosten heeft gedurende het gebruik van de auto. Dit kan ertoe leiden dat de producent een hogere aanschafprijs vraagt teneinde zijn hogere productiekosten te compenseren en de financiële voordelen voor de gebruiker wat af te romen. Deze manier van denken heeft ook geleid tot de instelling van de verwijderingsbijdrage die consumenten (bijvoorbeeld bij aankoop van een koelkast) betalen aan de producent en die gebruikt wordt om het product na gebruik op een milieuvriendelijke manier te 'verwijderen'. Op deze manier worden zowel producent als consument geconfronteerd met de verwijderingskosten van het product waardoor ze geneigd zullen zijn om producten met lage verwijderingskosten te kiezen. Life Cycle Costing is vooral bedoeld om degene die moet beslissen over de aankoop of ontwerp van een duurzaam productiemiddel meer inzicht te geven in de kosten na de aanschaf/ productie van het productiemiddel.

Deze methodiek sluit goed aan bij de ketenbenadering van de LCA. Immers ook LCA richt zich op de hele levenscyclus van een product.

Er zijn drie voorbeelden van toepassing van Life Cycle Costing in combinatie met LCA gevonden in de literatuur, te weten:

- hulpmiddel om te komen tot keuzes in maatregelen die de milieubelasting verminderen;
- benchmark voor ketens;
- hulpmiddel voor een 'snelle' Quick Scan LCA.

Een voorbeeld van de eerste toepassing van Life Cycle Costing is in figuur 2.1 gegeven. Hier is Life Cycle Costing in combinatie met LCA gebruikt om een keuze te maken in maatregelen die de milieubelasting verminderen, rekening houdende met de economische gevolgen daarvan.

Edwards et al. (2000) hebben via een LCA van een gebouw berekend dat het energieverbruik van een gebouw gedurende het gebruik een belangrijke milieubelastende factor is. Daarna hebben ze met behulp van Life Cycle Costing de totale kosten van een gebouw over de gehele levensduur bepaald. Daaruit bleek dat de bouwkosten slechts 10% uitmaken van de totale kosten van het gebouw. Op deze manier ontdekte men dat investeringen die ervoor zorgen dat gedurende de hele levensduur minder energie wordt verbruikt, al snel rendabel zijn.

Figuur 2.1 Voorbeeld van de toepassing 'hulpmiddel om te komen tot keuzes in maatregelen die de milieubelasting verminderen'

Een tweede toepassing waarin Life Cycle Costing een prominente plaats heeft, is de benchmark voor ketens. Deze toepassing is op twee verschillende manieren uitgewerkt, te weten:

1. Return on Environment (ROE) en
2. Eco-Cost Value Ratio (EVR)

Ad 1: Return on Environment (ROE)

Hunkler en Biswas (2000) hebben in navolging van de Return on Investment (ROI) indicator, een Return on Environment (ROE) ontwikkeld. Deze is gedefinieerd als:

$$(\text{Life Cycle Cost}/\text{selling price})/\text{Scaled Impact Assessment} = \text{Return on Environment}$$

De *Life Cycle Cost* wordt verondersteld de economische waarde van het product gedurende de levenscyclus aan te geven. Men is immers bereid deze kosten er voor te maken. Om de LCC vergelijkbaar te maken tussen producten met verschillende waarden, wordt deze gedeeld door de *verkoopprijs van het product* (selling price). Hoewel dit op het eerste gezicht logisch lijkt - immers op die manier is zowel de teller als de noemer gestandaardiseerd -, resteert een vreemde indicator. Het voorstel is dan ook om niet te standaardiseren en als teller alleen de Life Cycle Cost te gebruiken. De *Scaled Impact Assessment* (SIA) is een maat voor de milieubelasting en kan op diverse manieren geoperationaliseerd worden (bijvoorbeeld via LCA). De SIA geeft via een index (0-100) de milieubelasting van een product weer. De complete indicator geeft dus de economische waarde per eenheid milieubelasting. Aldus ontstaat de volgende definitie:

$$\text{Life Cycle Cost}/ \text{Scaled Impact Assessment} = \text{Return on environment}$$

Ad 2: Eco-Cost Value Ratio (EVR)

Vogtlander et al. (2000) vertalen allereerst alle milieu-effecten die uit de LCA resulteren naar eco-kosten.¹ Dit vindt als volgt plaats:

- de kosten van energieverbruik zijn: de kosten van 'renewable' energieproductie;
- de kosten van het gebruik van materialen zijn: de marktprijs van de materialen vermenigvuldigd met de factor: (1 minus het aandeel (%) dat wordt gerecycled);
- de kosten van de emissies van schadelijke stoffen zijn: de marginale preventiekosten, dat wil zeggen de kosten die gemaakt moeten worden om de belasting van de stoffen terug te brengen tot een niveau dat de aarde kan dragen.

Naast de directe ecokosten, worden ook de indirecte ecokosten berekend, dat wil zeggen de ecokosten van de arbeid en productiemiddelen die worden gebruikt bij de productie. Uiteindelijk resulteert dit in de totale eco-kosten van een bepaald product. Hierbij speelt overigens ook weer het probleem van toewijzing/allocatie.

Met behulp van de ecokosten kan vervolgens een maatstaf worden ontwikkeld waarbij de maatschappelijke kosten en de baten van een product met elkaar in verband kunnen worden gebracht:

- De eco kosten/waarde (de EVR). De 'waarde' wordt theoretisch bepaald door de prijs die de consument maximaal zou willen betalen voor het product. In de praktijk wordt deze waarde geschat door de marktprijs van het product (zie voetnoot 1). Om dubbelstellingen te voorkomen, wordt bij ketenanalyses, voor een afzonderlijke ketenpartij alleen het verschil tussen de inkoopwaarde bij de voorgaande schakel en verkoopwaarde aan de volgende schakel meegenomen in plaats van de totale verkoopprijs. Als deze vergelijking wat herschreven wordt, ontstaat de volgende eco-efficiency indicator:

$$(waarde - eco\ cost)/waarde = 1 - EVR.$$

Deze wijze van weergeven heeft als aantrekkelijke eigenschap dat ze een negatieve waarde oplevert als het product de maatschappij meer kost dan dat het oplevert en een positieve als het omgekeerde het geval is. De indicator is maximaal 1. In dat geval zijn er geen ecokosten aan het product verbonden.

Een derde toepassing van Life Cycle Costing in combinatie met LCA is: hulpmiddel voor een 'snelle' Quick Scan LCA. Hunkler en Biswas (2000) hebben de eerdere genoemde Return on Environment (ROE) ontwikkeld. De auteurs constateren dat deze indicator voor diverse soorten producten een ongeveer gelijke waarde heeft. De hypothese is dat de indicator dus ook gebruikt zou kunnen worden om vanuit de Life Cycle Costing een schatting te maken van de Scaled Impact Assessment (SIA) of omgekeerd. Verder stellen de auteurs dat de ROE gebruikt zou kunnen worden om te beoordelen of een LCA en LCC voldoende betrouwbaar zijn uitgevoerd. Als de ROE een te extreme waarde aangeeft, is de kans groot dat één van de analyses niet goed is uitgevoerd.

¹ Dit onderdeel valt eigenlijk onder richting 3: afweging milieu en economie

Er is een tweetal kanttekeningen aan deze toepassing. Het is de vraag of en in hoeverre er een relatie bestaat tussen de waarde en milieubelasting, zoals Hunkler en Biswas veronderstellen. Voorts is het voor de toepassing 'snelle Quick Scan' een voorwaarde dat de Return on Environment een constante waarde aanneemt, terwijl de toepassing 'benchmark' (zie eerder) juist een variatie van de Return on Environment veronderstelt. Het is lastig te overzien hoe de auteurs deze twee verschillende toepassingen, met verschillende eisen om tot die toepassing te komen, met elkaar verenigen.

Ad 4: Milieukostenmethodiek (MKM)

De milieukostenmethodiek is een gestandaardiseerde methode om de kosten die door bedrijven ten behoeve van het milieu zijn gemaakt te inventariseren. Baten van een milieuvriendelijke investering (bijvoorbeeld verminderd energieverbruik) worden als negatieve kosten meegenomen. Het gaat hier dus eigenlijk om een nettokosten of verliesbegrip.

Alleen de kosten die door een organisatie (in het verleden) zijn gemaakt voor de uitgevoerde milieubescherpende maatregelen worden meegenomen, zonder rekening te houden met het mislopen van mogelijke boetes, heffingen en dergelijke die in de toekomst zouden kunnen worden opgelegd door externen. Het gaat dus alleen om die kosten waarvan zeker is dat ze gemaakt zijn. De milieukostenmethodiek geeft inzicht in de kosten van milieuzorg die in het verleden zijn gemaakt, op zowel micro- als macro-economisch vlak. Deze methodiek is gestandaardiseerd en wordt door veel erkende instituten die zich bezighouden met milieuvraagstukken (zoals CBS, RIVM, CPB, ECN en LEI) gebruikt.

Deze methodiek is goed geschikt om de kosten van milieumaatregelen die verschillende bedrijven in de keten moeten maken te kwantificeren. Hierdoor zijn bijvoorbeeld vergelijkingen tussen bedrijven en bedrijfstakken mogelijk.

De methode is niet bedoeld om te bepalen of investeringen wel of niet uitgevoerd moeten worden (toekomstgericht). Immers de methode richt zich op de gemaakte kosten in het verleden. Een koppeling met LCA lijkt weinig zinvol.

Ad 5: Kosten-batenanalyse (KBA)

De kosten-batenanalyse geeft aan welke kosten en baten er aan ieder alternatief verbonden zijn en maakt het mogelijk om op basis van economische vergelijkingen een alternatief te kiezen. De bedrijfseconomische invalshoek beschouwt alleen die kosten en baten die tot geldstromen voor het bedrijf leiden. Daarnaast is er de maatschappelijke kosten-batenanalyse (zie hoofdstuk 3). Deze methodiek kan goed dienen om de economische aantrekkelijkheid van milieumaatregelen in beeld te brengen.

Ad 6: Activity Based Costing (ABC)

ABC is een methode waarmee de indirecte kosten (ook wel overhead of algemene kosten genoemd) worden verdeeld over de processen naar rato van het gebruik dat de verschillende processen maken van die overhead. Het is dus een methode om de kosten 'eerlijker' te verdelen over de verschillende processen ten opzichte van de situatie waarin de overheadkosten met een standaardtoeslag over de processen wordt verdeeld. De methode helpt daarmee inzicht te genereren in de winstgevendheid van een product, waarbij alle - daadwerkelijk toe te schrijven - kosten aan dat product meegenomen worden.

Activity Based Costing koppelt eerst de kosten aan afzonderlijke activiteiten waarna de activiteiten weer aan de producten worden gekoppeld. De methode kan bijvoorbeeld behulpzaam zijn om de kosten die een bedrijf maakt om milieubelasting *op bedrijfsniveau* te verlagen (of mogelijk alleen maar op te anticiperen) te verdelen over producten.

De techniek kan ook worden gebruikt voor allocatievraagstukken, zoals die onder andere in de LCA voorkomen. Immers, binnen de LCA is er op een aantal momenten de vraag hoe de milieubelasting voor een bepaald proces moet worden toegerekend aan de productie die uit dat proces voortkomt.

De methode is goed geschikt voor een bedrijfsvergelijking van de kosten enerzijds en de milieubelasting anderzijds per product. Immers, de methode is uitstekend in staat om zowel kosten als milieubelasting aan activiteiten te koppelen. Aangezien bedrijven uit dezelfde branche veelal dezelfde activiteiten verrichten kan een bedrijfsvergelijking op activiteitenniveau veel bruikbare informatie voor de afzonderlijke bedrijven opleveren: een benchmark.

Het nadeel van de ABC-methode is overigens dat de methode erg data-intensief is, dat wil zeggen voor een juiste toepassing zijn veel gegevens nodig.

Ad 7: 'Reële optie'-theorie

Investeringsbeslissingen zijn gebaseerd op kosten en baten van de te nemen maatregelen. Veelal worden deze kosten en baten beïnvloed door de omgeving, die in meer of mindere mate omgeven is door *onzekerheid*. Omdat de omgeving - en daarmee de rentabiliteit van een beslissing - onzeker is kan een zekere mate van flexibiliteit in investeringsbeslissingen waardevol zijn. Deze flexibiliteit kan tot uiting worden gebracht in een *geldelijke waarde* door middel van de 'reële optie'-theorie.

Bij de gangbare investeringsselectiemethoden (zoals de Netto Contante Waarde-methode of terugverdiëntijd) wordt vaak uitgegaan van het nemen van een beslissing op tijdstip 0 die daarna onomkeerbaar is. In de praktijk kunnen er vaak na het nemen van de oorspronkelijke beslissing nog allerlei aanpassingen plaatsvinden naar aanleiding van veranderende omstandigheden. De mate van flexibiliteit (de openstaande opties) hangt af van de invulling van de investering. Er kan bijvoorbeeld op heel kleine schaal met iets gestart worden en als dit succesvol is, kan een vervolg investering volgen. Is het project niet succesvol dan wordt ermee gestopt. De 'reële optie'-theorie geeft een waarde aan deze flexibiliteit (de opties) waardoor de mate van flexibiliteit die in het investeringstraject wordt ingebouwd een integraal onderdeel wordt van de investeringsbeslissing. De waarde van de opties wordt op dezelfde manier bepaald als bij de financiële opties die op de beurs verhandeld worden. Hoe groter de mate van onzekerheid, hoe hoger de waarde van de opties.

De mate van onzekerheid speelt ook een rol bij investeringsbeslissingen ten behoeve van het milieu. Zo worden de toekomstige kosten en opbrengsten voor een belangrijk deel bepaald door toekomstig overheidsbeleid en door de interesse van de consument voor het milieu. Onderzoek naar de mogelijkheden om de milieubelasting te verminderen of het product een milieuvriendelijker imago te geven, levert vaak een optie tot een vervolginvestering op. Als het onderzoek gunstig uitvalt, resulteert dit in een interessant investeringsproject. Valt het onderzoek ongunstig uit, dan worden er geen vervolginvesteringen gedaan en zijn alleen de kosten van het onderzoek verloren gegaan. Het meenemen

van de waarde van dit soort opties kan er toe leiden dat er eerder tot milieu onderzoek of tot milieu investeringen wordt overgegaan. Door deze uitgaven worden opties met waarde gecreëerd zijn. Ook kan het er ook toe leiden dat investeringen juist uitgesteld worden (de optie tot wachten wordt uitgeoefend). Men behoudt dan de optie om de investering niet uit te voeren in het geval dat het overheidsbeleid (onverwachts) niet stringenter wordt.

2.3 Data

Voor bedrijfseconomische modellen is dataverzameling een belangrijk aandachtspunt. Dit geldt overigens ook voor de LCA.

- Wanneer het onderzoek *voor individuele bedrijven* wordt uitgevoerd zijn bedrijfsspecifieke gegevens nodig. Wanneer het bedrijf zelf ook opdrachtgever/financier is - en dus belanghebbend - is de verwachting dat deze gegevens wel beschikbaar gesteld worden.
- Wanneer het onderzoek *op ketenniveau* is, waarbij een hele reek individuele bedrijven betrokken zijn, is de dataverzameling veel lastiger. Immers, hier kan sprake zijn van concurrentiegevoeligheden en een zekere terughoudendheid tot het beschikbaar stellen van data. Stelregel is:
 - zoek eerst naar algemene databronnen - op sectorniveau (zie verder);
 - beperk het aantal algemene databronnen zoveel mogelijk. De kans is reëel dat verschillende databronnen met verschillende definities en uitgangspunten werken die slecht op elkaar aansluiten;
 - vul aan met microdata (bedrijfsgegevens uit jaarverslagen bijvoorbeeld);
 - het blijkt in de praktijk dat de aanvulling met microdata een uitermate lastige zaak is. Vaak is er geen aansluiting tussen de macrodata enerzijds en de geaggregeerde microdata anderzijds waardoor het geheel moeilijk kloppend is te maken. Een richtlijn in oplossingen daarvoor is:
 - concentreer op die aspecten die per se noodzakelijk zijn voor de beantwoording van de onderzoeksvraag. Die factoren die noodzakelijk zijn voor de onderzoeksvraag dienen in eerste instantie kloppend te zijn; andere factoren hebben minder hoge prioriteit.
- Voor onderzoek op *sectorniveau* vormen de productiestatistieken van het CBS een goed uitgangspunt. Deze statistieken zijn gebaseerd op enquêtes onder de bedrijven, die vervolgens worden gestandaardiseerd en genormaliseerd. De financiële jaarverslagen van de bedrijven zijn ook bruikbaar hoewel ze niet gestandaardiseerd zijn. Overigens geldt voor de productiestatistieken van het CBS dat ze geen informatie op technisch *procesniveau* geven. Daartoe is samenwerking met technische instituten noodzakelijk. Een databank met technische processen waarover milieuemissies en kosten zijn opgeslagen, is een ideale onderzoeksbasis. Echter, een dergelijke databank vraagt regelmatige up-dates omdat de data al snel verouderd zullen zijn.

Waar het gaat om de primaire productiefase kan het Bedrijven-Informatienet van het LEI (het Informatienet) een rol spelen. In het Informatienet zijn technisch-economische gegevens verzameld en opgeslagen, met in toenemende mate ook milieutechnische gege-

vens. Het Informatienet kan dus gegevens over het gebruik van meststoffen, gewasbeschermingsmiddelen, energie en water aanleveren. Daarbij is een relatief hoog detailniveau: de informatie gaat tot het niveau van de meststof (stikstof, fosfaat, kalium en dergelijke) en de actieve stof of het (gewasbeschermings)middel. Daarmee is het Informatienet een belangrijke databank voor bedrijfseconomische berekeningen en LCA, met name voor de inventarisatiefase - waarin (economische en milieu) inputs en outputs per proces worden verzameld.

Overigens moet de LCA-uitvoerder bij het gebruik van het Informatienet rekening houden met het feit dat de gegevens betrekking hebben op een bedrijf. Deze bedrijven brengen meerdere producten voort. Om te komen tot inputs en outputs op proces- en/of productniveau (zoals LCA vraagt) is er dus het allocatie- of toerekeningsvraagstuk.

2.4 Conclusies

Uit paragraaf 2.2 blijkt dat een aantal methoden goed bruikbaar is voor een bedrijfseconomische beoordeling van milieumaatregelen, te weten: de Total Cost Assessment (TCA), het milieukwaliteitsmodel (MKM), de Life Cycle Costing (LCC) en de kosten-batenanalyse (KBA). Deze methoden zijn er allen op gericht om een zo compleet mogelijk beeld te geven van *alle* economische voor- en nadelen van een beslissing. In de gangbare investeringsanalyses worden vaak alleen kosten en opbrengsten meegenomen die eenvoudig in te schatten zijn. Andere posten worden vaak verwaarloosd omdat ze te onzeker zijn.

Een combinatie van LCA en bedrijfseconomie levert *input* om te komen tot een selectie van maatregelen die de milieubelasting kunnen verminderen. Het resultaat is dus een zogenaamd onversneden advies waarin enerzijds de effecten voor de (bedrijfs)economie en anderszijds de effecten voor het milieu in beeld komen. Het is vervolgens aan de beslisser om die afweging (tussen milieu en economie) feitelijk te *maken*. Daartoe kan overigens wél een aantal (economisch georiënteerde) technieken worden gebruikt. (zie hoofdstuk 3). Voor deze toepassing is het niet specifiek nodig om te komen tot een integratie van LCA en economie in bijvoorbeeld één model. De LCA en economische analyses worden *achtereenvolgens* uitgevoerd waarbij de één wel weer input aan de ander kan leveren.

Zoals in de inleiding beschreven beschouwt de bedrijfseconomie *alle* kosten en opbrengsten. Het gaat niet alleen om de kortetermijneffecten, maar ook de langetermijneffecten worden meegenomen. De bedrijfseconomische methoden (met name Total Cost Assessment, (TCA), het Milieukwaliteitsmodel (MKM), de Life Cycle Costing (LCC) en de kosten-batenanalyse (KBA)) kunnen dus behulpzaam zijn bij het inschatten van alle kosten en baten van maatregelen.

Kosten van vermindering van milieubelasting zijn vaak eenvoudig in te schatten. De opbrengsten (of vermindering van kosten) zijn over het algemeen veel lastiger te bepalen en worden dus ook vaak niet meegenomen. Dit leidt er toe dat investeringen om de milieubelasting te verminderen niet rendabel lijken. Bovenstaande methoden leveren allereerst een checklist van mogelijke opbrengsten. Daarnaast kunnen ze hulp leveren bij het inschatten van deze opbrengsten.

De geselecteerde methoden overlappen elkaar in belangrijke mate. Wanneer ze op de juiste wijze worden toegepast, leiden ze zelfs tot hetzelfde resultaat. Een goede investe-

ringsanalyse gebruikt aspecten van alle methoden: de effecten van de investering op het imago Total Cost Assessment, de vermindering van de kosten van klachtenafhandeling (milieukwaliteitsmodel), de integratie van de kosten van het afstoten bij buitengebruikstelling (Life Cycle Costing) en de verlaging van het ziekteverzuim door een gezondere werkomgeving (kosten-batenanalyse).

De 'reële optie'-theorie kan *aanvullend* op bovenstaande methoden worden gebruikt. Als alle mogelijke kosten en opbrengsten en de bijbehorende kansverdelingen via bovenstaande methoden zijn geïnventariseerd, zorgt de 'reële optie'-theorie voor een integrale waardering van al deze kasstromen en de bijbehorende opties.

Deze methoden zijn goed bruikbaar in combinatie met LCA voor de volgende toepassingen:

- hulpmiddel om te komen tot keuzes in maatregelen die de milieubelasting verminderen (bijvoorbeeld bij productontwerp);
- beschrijving van de milieu- en geldstromen in een keten;
- benchmark voor ketens.

3. LCA in combinatie met maatschappelijke kosten-batenanalyse en Multi Criteria Analyse

3.1 Inleiding

Rondom LCA zijn er twee momenten van afweging:

- afweging 'binnen' de LCA: de afweging van de verschillende milieuthema's ten opzichte van elkaar;
- afweging 'buiten' de LCA: de afweging tussen de economische gevolgen en de milieugevolgen (resultaat van LCA).

Bij de eerste toepassing gaat het om de onderlinge afweging van de verschillende milieuthema's waar LCA rekening mee houdt. LCA berekent de effecten op verschillende thema's. Het milieuprofiel van een product - het resultaat van een LCA - geeft de scores van die verschillende thema's.

Vervolgens zijn er de vragen: 'Hoe interpreteer ik deze scores?' 'Moet ik maatregelen nemen?' en zo ja 'Ter reducering van welke milieuthema's?' Kortom, de scores op de verschillende thema's moeten tegen elkaar worden afgewogen om te komen tot een besluit 'Hoe verder?'. Er bestaan verschillende methoden die behulpzaam kunnen zijn bij weging. De tweede toepassing betreft de afweging tussen de LCA-resultaten (over de milieupreformance) en de economische gevolgen van milieumaatregelen. Vragen die daarbij aan de orde komen, zijn bijvoorbeeld: 'Hoe zwaar weegt het feit dat de milieubelasting wordt gereduceerd?', 'Ten opzichte van een verslechtering van de bedrijfseconomische situatie?' In dit hoofdstuk wordt gekeken naar de bijdrage die de economische discipline kan leveren aan dergelijke wegingsvraagstukken.

Het hoofdstuk heeft de volgende opbouw. Eerst, in paragraaf 3.2, is er een beschrijving van de twee belangrijkste methodieken voor wegingsvraagstukken, te weten maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) en Multi Criteria Analyse (MCA). Daarop volgend, in paragraaf 3.3, worden conclusies getrokken.

3.2 Overzicht van de methodieken

Veel voorkomende methoden¹ die behulpzaam zijn bij afwegingsmechanismen zijn de maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) en de Multi Criteria Analyse (MCA).

Maatschappelijke kosten-batenanalyse heeft een economische grondslag; Multi Criteria Analyse heeft dat niet. Deze studie richt op de combinatie van LCA en *economie*; Multi Criteria Analyse zou daarom eigenlijk niet aan de orde moeten komen. Toch wordt deze methode uitgebreid beschreven. Multi Criteria Analyse kan immers heel goed omgaan

¹ De tekst is grotendeels overgenomen uit: Meeusen et al. (2001).

met ook economische motieven en wordt door economen ook veel gebruikt en Multi Criteria Analyse is heel geschikt voor afwegingsvraagstukken.

Ad 1: De maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA)

Maatschappelijke kosten-batenanalyse is een methodiek voor de beoordeling van het *maatschappelijk nut* van (investerings)projecten. De uitkomst is een saldo van baten en kosten vanuit maatschappelijk perspectief. De theoretische basis van de maatschappelijke kosten-batenanalyse ligt in de welvaartseconomie. In een economische benadering worden voor- en nadelen van verschillende beslissingsmogelijkheden tegen elkaar afgezet. Daarbij gaat het om de beleving (waardering) van de hoogte van de voor- en nadelen (kosten en baten). Het doet er in *principe* dus niet toe of deze voor- en nadelen in geld gewaardeerd (kunnen) worden of niet. Dat neemt niet weg dat in de praktijk een maatschappelijke kosten-batenanalyse wel veel makkelijker kan omgaan met de in geld te waarderen voor- en nadelen. Een maatschappelijke kosten-batenanalyse zoekt daarom ook zoveel mogelijk naar mogelijkheden om kosten en baten in geld uit te drukken. Marktprijzen zijn daartoe geëigende indicatoren. Voor sommige producten bestaan echter geen markten en dus ook geen prijzen. De waardering van de zogenaamde imponderabilia (de niet-monetariseerbare effecten) is daarom lastiger dan de waardering van kosten en baten waarvan de prijs op een markt tot stand komt. Milieubelasting is een voorbeeld van niet-monetariseerbare effecten.

Wanneer maatschappelijke kosten-batenanalyse wordt gebruikt om de scores van de bijdragen aan de verschillende milieuthema's te wegen, is sprake van waardering van niet-monetariseerbare effecten en moeten 'alternatieven voor die waardering' worden bedacht. Er zijn verschillende methoden om dit te benaderen. Veelal wordt gebruikgemaakt van 'Contingent valuation'. Hierbij worden mensen gevraagd hoeveel ze zouden willen betalen om iets te blijven laten bestaan (willingness to pay) of hoeveel ze vergoed willen hebben als iets verdwijnt (willingness to accept). Ook kan gekozen worden voor methoden waarbij de schade van een bepaalde milieuvervuiling wordt berekend. Hierbij kan bijvoorbeeld gedacht worden aan de medische kosten als mensen ziek worden door vervuiling. Andere methoden gaan uit van de kosten die nodig zijn om de milieuvervuiling te compenseren (eliminatiekostenmethode, schaduwprojectmethode, herstelkostenbenadering) of proberen door middel van analyse van vraag en aanbod van milieu tot een waardering te komen (Productiefactormethode, Nettoprijsmethode, Gebruikerskostenmethode).

In het eerdergenoemde onderzoek van Vogtlander et al. (2000) is gebruikgemaakt van een combinatie van deze methoden om de kosten van milieu te bepalen. Kortom, er zijn verschillende methoden om de (milieu)kosten in geld uit te drukken. Deze methoden leveren veelal verschillende uitkomsten. Vanuit *theoretisch* oogpunt is er binnen de maatschappelijke kosten-batenanalyse wel overeenstemming over de *beste* methode. Dit is de Revealed Preference methode (bijvoorbeeld Hedonische methode). Hierbij wordt gebruikgemaakt van de informatie die in de prijzen van geprijsde goederen is verwerkt om ongeprijsde goederen te waarderen. Bijvoorbeeld het verschil in prijs tussen woningen mét groen in de buurt en woningen zonder groen in de buurt wordt gebruikt om de waarde van groen in de buurt, in te schatten. Deze methode is echter niet altijd bruikbaar. In dat geval dient overgeschakeld te worden op methoden, die theoretisch minder fraai zijn. Bij veel praktische toepassingen zullen de verschillende methoden gecombineerd moeten worden om tot een uiteindelijke waardering te komen. De beschikbaarheid van data bepaalt vaak

de gebruikte methode. Sommige ongeprijsde effecten kunnen daarom in een maatschappelijke kosten-batenanalyse slechts als een PM-post worden meegenomen.

Bij de maatschappelijke kosten-batenanalyse worden de kosten/opbrengsten *voor de maatschappij als geheel* berekend. In tegenstelling tot de eerder beschreven bedrijfseconomische theorieën is het hier niet relevant *wie* de kosten draagt of *wie* de voordelen ontvangt. Verder is het ook niet van belang of er ook werkelijke een geldstroom plaatsvindt. Deze berekening is gebaseerd op maximalisering van het nut van de maatschappij. Omdat het feit of er wel of niet een geldstroom betaald wordt een slechte indicator vormt voor het nut van de actor, kan niet met alleen financiële transacties worden volstaan. Men probeert nut te vertalen naar geld om tot een gezamenlijke noemer te komen en zaken af te kunnen wegen.

Ad 2: Multi Criteria Analyse (MCA)

Multi Criteria Analyse is bij uitstek geschikt voor vraagstukken waar verschillende criteria in overweging genomen moeten worden voor een te nemen beslissing en waarbij die criteria uiteenlopende gewichten hebben. Veelal zijn er ook meerdere stakeholders bij betrokken - die ook verschillende gewichten aan de criteria hechten. Enkele belangrijke kenmerken van een multi-criteria probleem zijn:

- meerdere doelstellingen en/of criteria spelen een rol;
- er zijn conflicterende criteria, bijvoorbeeld marktaandeel versus winst, comfort van een auto versus benzineverbruik, of een nadelig effect van een stijging van het waterpeil voor de agrariër versus een positief effect op het landschap;
- de criteria worden gemeten in niet-vergelijkbare eenheden (en zijn soms ook kwalitatief van aard).

Beslissen impliceert de keuze uit een verzameling alternatieven. Indien de keuze op basis van één criterium kan worden gemaakt is het keuzeprobleem relatief simpel. Het keuzeprobleem wordt moeilijker wanneer er meerdere criteria zijn. Elk alternatief heeft dan een score op elk van de criteria. Het kiezen van een alternatief op basis van de hoogste score kan dan alleen worden toegepast als er een *dominant* alternatief aanwezig is. Een alternatief is dominant indien dit alternatief het hoogst scoort op één of meerdere criteria en minimaal gelijk op alle andere criteria.

In de - in vele gevallen - meer realistische situatie dat er geen dominant alternatief is, zullen de scores van de alternatieven op de verschillende criteria tegen elkaar moeten worden afgewogen. De mate waarin het ene alternatief hoger scoort op bijvoorbeeld het economisch gewin moet worden afgewogen tegen de milieuvriendelijker uitkomsten van een ander alternatief. Een van de mogelijkheden om met een dergelijk probleem om te gaan is de zogenaamde Multi Criteria Analyse. De Multi Criteria Analyse-methoden zijn ook erg geschikt voor het ondersteunen van *groepsbesluitvormingsprocessen*. Naast de alternatieven en de criteria kunnen verschillende beslisser(s) of belangengroepen worden meegenomen in het besluitvormingsproces. Immers, verschillende belangengroepen kunnen een verschillend belang hechten aan verschillende criteria. De ene groep zal wellicht meer belang hechten aan de economische consequenties van maatregelen en een ander aan de milieuconsequenties. In een *groepsbesluitvormingsproces* kan expliciet aandacht worden besteed aan deze verschillende belangen.

Er bestaat een groot aantal alternatieve Multi Criteria Analyse-methoden. De uitkomst van Multi Criteria Analyse is afhankelijk van de keuze van de criteria en de methode. Dit betekent dat er expliciet aandacht moet worden besteed aan welke criteria van belang zijn en welke methode wordt toegepast. Multi Criteria Analyse lijkt een eenvoudig toe te passen methode te zijn, maar het gevaar van 'garbage in - garbage out' ligt op de loer. Vertekening van de resultaten door een onzorgvuldige probleembeschrijving of een onzorgvuldige vaststellen van de voorkeuren vormt een concreet gevaar. Bij het achterhalen van de voorkeuren van de besluitvormers moet zorgvuldig te werk worden gegaan zodat de resulterende gewichten daadwerkelijk de voorkeuren representeren (zie bijlage 2).

Multi Criteria Analyse biedt de mogelijkheid te corrigeren voor verdelingsaspecten door de gewichten voor de verschillende effecten aan te passen. Zo kunnen bijvoorbeeld verschillende kostenposten die dezelfde monetaire waarde hebben, maar ten laste komen van andere actoren, in een Multi Criteria Analyse verschillende waarderingen krijgen.

Concluderend, het grote voordeel van Multi Criteria Analyse is dat een grotere verscheidenheid aan criteria in de analyse kunnen worden betrokken. Hierdoor wordt het makkelijker om ook ongeprijsde goederen in de overwegingen mee te nemen. In Multi Criteria Analyse kunnen zowel kwalitatieve als kwantitatieve criteria worden meegenomen. De criteria kunnen in verschillende eenheden worden gemeten en kunnen onderling conflicterend zijn. Multi Criteria Analyse gaat uit van de preferentiestructuur oftewel de voorkeuren van de beslisser. De beslisser dient dus een juiste vertaling van de preferenties van de betrokkenen en belanghebbenden te maken. Zo zijn in een maatschappelijke context de preferenties van de maatschappij in het algemeen relevant en niet zozeer de voorkeuren van individuele beslissers. De beslisser moet dan bepalen welke individuen of groepen de maatschappelijke preferenties representeren. In die keuze kan een gevaar van subjectiviteit schuil gaan. Deze subjectiviteit kan als belangrijkste nadeel van de Multi Criteria Analyse-methode worden beschouwd.

3.3 Conclusies

Maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) blijkt goed geschikt om te gaan met waarderingsvraagstukken, met name waar het gaat om items die in geld te waarderen zijn. Het is voor maatschappelijke kosten-batenanalyse lastiger om met imponderabilia om te gaan. Alleen wanneer er een methode gevonden en geaccepteerd (!) wordt om deze componenten in geld uit te drukken, kan maatschappelijke kosten-batenanalyse een prima hulpmiddel zijn om binnen een LCA de subcriteria in onderlinge samenhang te beschouwen en economische en milieu componenten opzichte van elkaar te waarderen.

Wanneer het niet goed lukt om de niet in geld uit te drukken criteria onder de geldnoemer te brengen, kan beter gekozen worden voor de Multi Criteria Analyse. Multi Criteria Analyse heeft in het geheel geen moeite met niet in geld uit te drukken criteria. De methodiek is juist bij uitstek geschikt om met verschillende criteria om te gaan, die bovendien verschillend van gewicht (kunnen) zijn in de besluitvorming. De methodiek is daardoor goed geschikt in stakeholdersanalyses, waarbij verschillende partijen verschillende opinies hebben. Aandacht is daarbij vereist voor het juist doorlopen van het proces en

de juiste formulering van probleemstelling en oplossingsrichtingen. Er is een nadrukkelijk gevaar wanneer de stappen niet juist en helder voor alle betrokken partijen verloopt.

4. LCA en economische gedragsmodellen

4.1 Inleiding

LCA is een statisch model dat geen rekening houdt met de gevolgen van gedrag van marktactoren. Ook geeft LCA geen omvang van de (markt)activiteiten weer waardoor opschaling naar een hoger aggregatieniveau problemen kan opleveren. Deze markt-economische gedragsaspecten van actoren zijn wel medebepalend voor de uiteindelijke milieueffecten van maatregelen. Door middel van de toevoeging van economische gedragsmodellen kan de tekortkoming van LCA - het statisch karakter ervan - worden gecompenseerd. Economische modellen kunnen zowel dynamische aspecten als gedragsaspecten meenemen. Gekozen kan worden voor een integraal model waarin zowel economische gedragsvergelijkingen als het LCA-model geïntegreerd zijn opgenomen. Een variant hierop is het *opeenvolgend* rekenen met het LCA-model en met een economisch evenwichtsmodel waarbij de output van het ene model dient als input voor het andere model.

LCA gekoppeld aan economische gedragsmodellen is vooral aantrekkelijk voor het inschatten van mogelijk te behalen voordelen van nieuwe toepassingen of het doorrekenen van beleid (simulatie). In dat geval is het belangrijk om inschattingen te kunnen maken van penetratiegraden en gedragsreacties op prijsniveaus. Ook is deze methode geschikt voor scenarioanalyse waarbij met diverse prijsniveaus en groeivoeten gerekend kan worden (zie figuur 4.1 voor een voorbeeld).

T.P. Gloria heeft in zijn dissertatie *An Approach to Dynamic Environmental Life-Cycle Assessment by Evaluating Structural Economic Sequences* de combinatie van LCA en economische gedragsmodellen toegepast. Hij heeft de potentiële gevolgen op de uitstoot van broeikasgassen van de introductie van een auto die op methanol rijdt, onderzocht. Om de case niet te ingewikkeld te maken, heeft hij andere milieueffecten niet meegenomen. Met behulp van LCA is eerst de milieubelasting van de traditionele auto met dit nieuwe type vergeleken. Met behulp van economische gedragsmodellen (gebaseerd op structurele economie door middel van een sequential interindustry model) is daarna een groot aantal scenario's doorgerekend met de bijbehorende penetratiegraden van de nieuwe auto. Bij de scenarioberekeningen werden onder andere de volgende variabelen gevarieerd: economische groei, ontwikkeling van concurrerende technologieën, ontwikkeling in de nieuwe technologie. Aan de hand van de ontwikkeling van de penetratiegraden gedurende de tijd, kon met behulp van het LCA-deel van het model, het effect op de uitstoot van broeikasgassen op nationaal niveau berekend worden. Daaruit bleek onder andere dat de potentiële vermindering van de uitstoot door deze technologie ruimschoots te niet werd gedaan door het verwachte toenemende autogebruik.

Figuur 4.1 Voorbeeld van een combinatie van LCA en economische gedragsmodellen

In dit hoofdstuk worden de mogelijkheden van LCA in combinatie met economische modellen die op LEI aanwezig zijn, gezien. De opbouw van het hoofdstuk is als volgt. In paragraaf 4.2 wordt begonnen met een overzicht van de economische gedragsmodellen die

op het LEI aanwezig zijn. Vervolgens wordt in paragraaf 4.3 gekeken naar de op het LEI beschikbare data in het Bedrijven-Informatienet van het LEI (het Informatienet) en de relatie met LCA. Tot slot sluit paragraaf 4.4 af met de conclusies.

4.2 Overzicht van de modellen op het LEI

Op het LEI wordt veel gewerkt met modellen. In deze paragraaf wordt een aantal modellen kort beschreven en wordt globaal de toegevoegde waarde van een combinatie met LCA besproken. In 1997 is een inventarisatie van de modellen gemaakt die voor milieuonderzoek werden gebruikt (Helming en Van Staalduinen, 1997). Allereerst worden deze modellen besproken. Daarnaast wordt nog een tweetal andere modellen besproken waarbij een combinatie met LCA perspectiefvol lijkt: het input-outputmodel en het Seles of DRAM/IO-model. Achtereenvolgens worden de volgende modellen besproken:

1. Financieel Economisch Simulatiemodel (FES)
2. Approxi
3. Stofstromenmodel
4. Mest- en Ammoniakmodel (MAM)
5. Dutch Regionalised Agricultural Model (DRAM)
6. Input-outputmodel (I-O-model)
7. Seles

Ad 1: Financieel Economisch Simulatiemodel (FES)

Het Financieel Economisch Simulatiemodel schat vanuit de gegevens van individuele bedrijven uit het Informatienet, bedrijfseconomische gegevens voor toekomstige jaren. Het wordt vooral gebruikt voor het doorrekenen van de effecten van beleidsmaatregelen. Het Financieel Economisch Simulatiemodel berekent de toekomstige inkomens en de effecten op de continuïteitsperspectieven. Via het Financieel Economisch Simulatiemodel zou bijvoorbeeld berekend kunnen worden welke bedrijven bepaalde milieuinvesteringen op zouden kunnen brengen en wat de effecten hiervan zouden (kunnen) zijn op hun inkomen en continuïteit (perspectieven). De belangrijkste variabelen hierbij zijn de kasstroom, de liquiditeit en de solvabiliteit. Uitgangspunt in het Financieel Economisch Simulatiemodel is dat bedrijven hun huidige productie voortzetten, onafhankelijk van de prijsontwikkelingen. Een gedragsverandering is er wanneer het bedrijf in liquiditeitsproblemen komt en de bank en/of de ondernemer daarop reageert. Via de wegingsfactoren die ook in het Informatienet gebruikt worden, kan het Financieel Economisch Simulatiemodel opgehoogd worden naar macroniveau.

Het Financieel Economisch Simulatiemodel in relatie met LCA zou vraagstukken naar de effecten van maatregelen kunnen oplossen. Het is voorstelbaar dat LCA als resultaat oplevert dat de milieupformance van een keten sterk verbetert wanneer bepaalde (milieu)investeringen bij de agrariërs plaatsvinden. Het Financieel Economisch Simulatiemodel kan vervolgens uitrekenen wat dit betekent voor het (langere termijn) perspectief van de agrariërs en daarmee voor de economische haalbaarheid van dergelijke (milieu)investeringen.

Ad 2: Approxi

Approxi probeert het toekomstige gedrag van agrariërs in te schatten. Daarbij is het uitgangspunt dat het gedrag wordt bepaald door algemene economische regels en de bedrijfsstijl van agrariërs. De algemene economische regels doen voor alle agrariërs opgeld, maar de bedrijfsstijl van agrariërs kan verschillen. Op basis van de gegevens uit het Informatienet worden de (managers van de) bedrijven ingedeeld in bedrijfsstijlen. Deze bedrijfsstijl geeft een manier van leidinggeven van het bedrijf aan en bepaalt de reactie van bedrijven op veranderingen. De reacties van de managers wordt uiteindelijk weer vertaald naar gevolgen voor de bedrijven. Voor het inschatten van de te verwachten reactie wordt uitgegaan van: (a) het gedrag van de ondernemers in het verleden aangevuld met (b) opinies van experts. Het grote voordeel van Approxi is dat het rekening houdt met het feit dat het gedrag niet alleen door economische parameters en ontwikkelingen wordt bepaald; het model houdt rekening met de invloed van ook niet-economische ontwikkelingen en factoren. Dit kan een toegevoegde waarde hebben bij het inschatten van penetratiegraden. Aangemerkt moet worden dat slechts een beperkt aantal economische gedragsvergelijkingen in het model zijn opgenomen en dat prijzen exogene variabelen zijn. Approxi geeft geen inzicht in de invloed van prijsontwikkelingen op het gedrag van ondernemers; Voor het berekenen van prijseffecten op het gedrag van ondernemers, dient afzonderlijk onderzoek gedaan te worden.

Approxi zou een waardevolle aanvulling op LCA kunnen zijn. Immers, Approxi probeert het toekomstige gedrag van agrariërs in te schatten, wat waardevolle aanvullende informatie is op een LCA-resultaat. Stel dat uit een LCA resulteert dat het milieuprofiel voor een keten sterk verbeterd kan worden door bepaalde maatregelen bij agrariërs. Vervolgens kan met behulp van Approxi worden bepaald hoe bedrijven zullen reageren op deze maatregelen, welke penetratiegraad te verwachten is en dus welke feitelijk effect deze maatregelen hebben. Met behulp van het Financieel Economisch Simulatiemodel kunnen dan weer de financiële effecten berekend worden. Het Financieel Economisch Simulatiemodel en Approxi zijn in het verleden al vaak succesvol gecombineerd.

Ad 3: Stofstromenmodel

Het doel van het Stofstromenmodel is de bepaling van de aard, de omvang en de ruimtelijke verdeling van de emissies van stoffen Stikstof (N), Fosfor (P), Kalium (K) en Koolstof (C). De relaties die in het model aanwezig zijn, zijn voornamelijk technisch van aard; het model omvat slechts een beperkt aantal economische gedragsvergelijkingen. Het model beschrijft de inkomende stofstromen (inputs), de wijze waarop deze door het bedrijf gaan en de uitgaande stofstromen (outputs of emissies). De stofstromen worden voor de individuele (agrarische) bedrijven beschreven, waarna opschaling tot elk gewenst aggregatieniveau kan plaatsvinden.

Het Stofstromenmodel kan worden gebruikt als input voor LCA. Immers het model geeft op basis van de inputs en outputs (emissies), wat gebruikt kan worden in de inventarisatiefase van een LCA. In concreto gaat het daarbij om: stikstof- en ammoniakemissies in de stal, weide, opslag en verwerking; denitrificatie in de wortelzone; stikstof- en fosfaatopslag in de grond; kalium in de grond; kooldioxide- en methaanemissies. De economische component van het stofstromenmodel is echter beperkt tot normatieve economische vergelijkingen.

Ad 4: Mest- en ammoniakmodel (MAM)

Het Mest- en ammoniakmodel voert schattingen uit van de mestproductie, het mestoverschot, de mestdistributie, de ammoniakemissie en de belasting van de bodem met mineralen uit dierlijke mest en kunstmest. Uitgangspunt daarbij is het individuele agrarische bedrijf, waarna opschaling tot diverse aggregatieniveaus (onder andere gemeenten) kan plaatsvinden. Het model berekent voor alle individuele agrarische bedrijven het mestoverschot dan wel mesttekort. Vervolgens worden - door middel van lineaire programmering - de overschotten en tekorten tegen minimale transport- en verwerkingskosten over de diverse regio's verdeeld. Kortom, het model berekent - uitgaande van de doelstelling om op nationaal niveau tegen zo laag mogelijke kosten het mestoverschot te verlagen - de meest aantrekkelijke route van mesttransport, mestgebruik en mestverwerking. Het model omvat een beperkt aantal economische gedragsvergelijkingen. Met uitzondering van de mestafzetkosten worden prijzen exogeen in het model gebracht.

Het Mest- en ammoniakmodel kan een zinvolle toevoeging aan LCA bieden. Immers dit model is in staat inzicht te geven in de - uit nationaal economisch oogpunt - meest aantrekkelijke transport-, afzet- en verwerkingsroute voor een gegeven regionale verdeling van mestoverschotten en -tekorten. Vervolgens kan door middel van LCA bezien worden of dit pakket aan (nationaal) economisch aantrekkelijke oplossingen ook uit milieuoogpunt aantrekkelijk is. Wellicht dat dan gekozen wordt voor een andere beleidsmaatregel, resulterend in een andere set aan oplossingen - die economisch aantrekkelijk zijn - en resulterend in meer voordelen voor het milieu. De koppeling van het Mest- en ammoniakmodel aan LCA is dus met name voor vraagstukken op nationaal niveau (ten behoeve van overheidsbeleid) een interessante optie.

Ad 5: Dutch Regionalised Agricultural Model (DRAM)

Het Dutch Regionalised Agricultural Model (DRAM) beoogt de ontwikkelingen binnen de agrarische sector te analyseren en de samenhangen te verduidelijken. Het is een comparatief statisch model, wat inhoudt dat het model uitgaan van een evenwicht in de basissituatie. Voorts gaat het om een partieel evenwichtsmodel, dat wil zeggen dat er geen wisselwerking plaatsvindt tussen ontwikkelingen op agrarische markten en die in de rest van de economie. Het accent ligt op het regionale niveau en het model neemt het product dan wel de sector als uitgangspunt. Het Dutch Regionalised Agricultural Model is een gedragsmodel waarbij veranderingen in bijvoorbeeld prijzen leiden tot veranderingen in het gedrag van de actoren. Het Dutch Regionalised Agricultural Model is in staat om de reactie van agrariërs op diverse beleidsmaatregelen te bepalen; daarbij zoekt het Dutch Regionalised Agricultural Model naar een nieuwe evenwichtssituatie.

Het Dutch Regionalised Agricultural Model kan een belangrijke aanvulling op LCA zijn. Nadeel van het Dutch Regionalised Agricultural Model is dat het alleen de effecten voor de primaire agrarische sector beschrijft en niet voor de rest van de keten.

Ad 6: Input-outputmodel (I-O-model)

Jaarlijks worden in aanvulling op de Nationale Rekeningen, input-outputtabellen opgesteld voor het agro-complex. Hierin wordt per landbouwsector aangegeven welke andere sectoren uit de economie input leveren en aan welke sectoren output wordt geleverd. Er worden 18 sub-sectoren onderscheiden in de primaire sector en 20 sectoren in de voedingsmidde-

lenindustrie. Daarnaast wordt ook een aantal industrieën die input leveren voor de agrarische sector (bijvoorbeeld machines, banken en dergelijke) en een deel van de distributie afzonderlijk onderscheiden. Op basis van de methodiek die achter de tabel zit, is ook een model ontwikkeld waarbij de gevolgen van veranderingen in een bepaalde sector, op de andere sectoren kunnen worden doorgerekend. De relaties binnen het I-O-model zijn technisch van aard. Er zit geen gedrag of evenwicht in het model. Het model bevat wel een grote mate van consistentie doordat de output van de ene sector, input van de andere sector vormt.

Resultaten van het I-O-model kunnen als input dienen voor een LCA. Wederom het voorbeeld dat een LCA-resultaat een aantal te nemen maatregelen impliceert voor een aantal schakels in de agroketen. Vervolgens kan door middel van het I-O-model gekeken worden naar de effecten op productstromen op andere schakels en andere sectoren in de economie. Nadeel van het I-O-model is dat het slechts sectoren beschrijft en geen producten en die laatste vormen het uitgangspunt bij LCA.

Ad 7: Seles en DRAM/Input-outputmodel

Binnen Seles, dat voor de Belgische overheid is gebouwd, worden het Dutch Regionalised Agricultural Model en het I-O-model aan elkaar gekoppeld. Met behulp van het Dutch Regionalised Agricultural Model worden beleidseffecten voor de primaire sector berekend. De veranderingen in de primaire sector dienen als input voor het I-O-model zodat ook de gevolgen voor de andere ketenpartijen van de veranderingen in de primaire sector kunnen worden bepaald. Er bestaan enkele verschillen in uitgangspunten en definities tussen de twee modellen waardoor er nog een aantal koppelingsproblemen is. Momenteel wordt er gewerkt aan een complete integratie van de genoemde modellen. Dit dient te resulteren in het DRAM/IOT-model.

In het DRAM/IOT-model zijn economische gedragsvergelijkingen voor de primaire sector opgenomen en bovendien beschrijft dit model (bijna) heel de keten. Daarom lijkt dit model de meest perspectief biedende combinatie met LCA op te leveren.

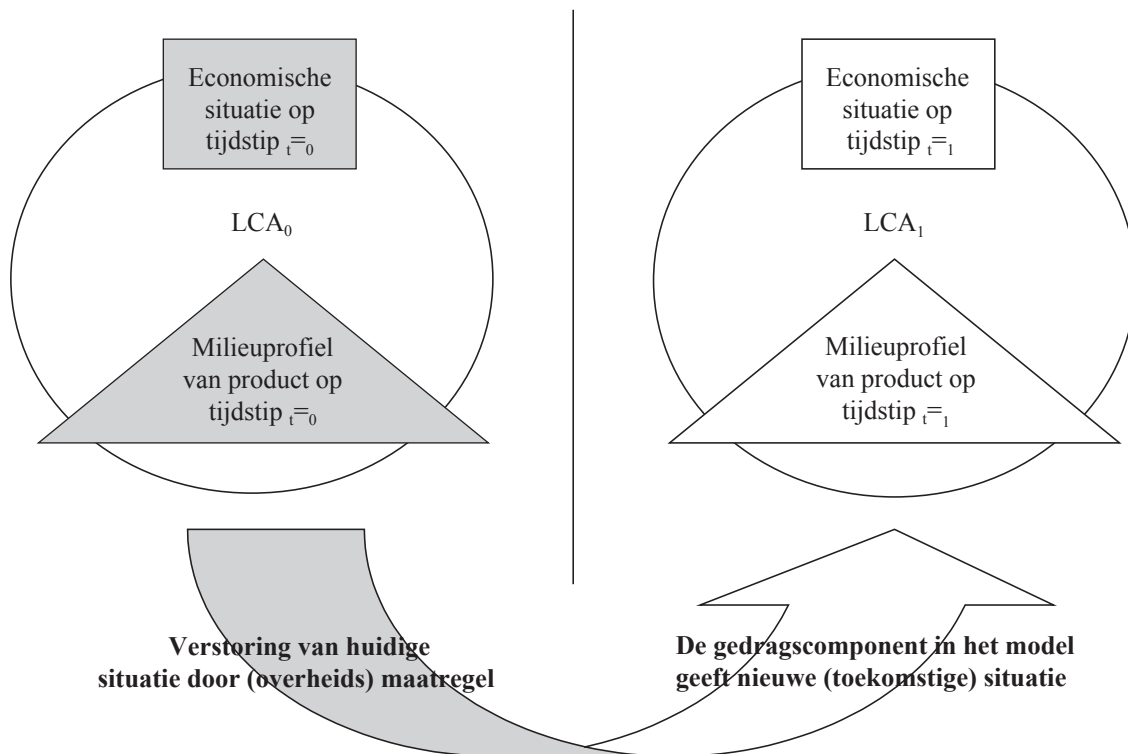
4.3 Conclusies

Uit voorgaande paragrafen is duidelijk dat de eerste verkenning van mogelijkheden tot koppeling of samenwerking tussen de modellen meerwaarde oplevert.

- Het Financieel Economisch Simulatiemodel (FES), Approximati en het Dutch Regionalised Agricultural Model geven ieder inzicht in de gevolgen van maatregelen op het landbouwbedrijf. Deze effecten kunnen vervolgens als basis dienen voor een tweede LCA, waarin de effecten van gedrag zijn meegenomen.
- Voor het Stofstromenmodel ligt het accent op de levering van data aan de LCA.
- Het Mest- en Ammoniakmodel in combinatie met LCA biedt mogelijkheden om tegen minimale kosten op nationaal economisch niveau te zoeken naar oplossingen voor het mestoverschot onder minimale milieueffecten ook op andere dan vermessingsproblemen.

- Het input-outputmodel (evenals SELES) biedt mogelijkheden om effecten op andere schakels in de keten en sectoren buiten de landbouw in beeld te brengen. Deze effecten kunnen meegenomen worden in een tweede LCA.

Met uitzondering van het Stofstromenmodel biedt een combinatie van LEI-modellen en LCA dus toegevoegde waarde aan de resultaten, omdat de gedragscomponent nadrukkelijker meegenomen wordt. In figuur 4.2 wordt een en ander in beeld gebracht. Tijdstip $t = 0$ is de beginsituatie, waarin een LCA wordt gemaakt (LCA_0). Dit kan aanleiding geven om bepaalde (overheids)maatregelen te nemen, die vervolgens invloed hebben op het gedrag ($t = 1$), waardoor zowel het economische als het milieuprofiel (LCA_1) verandert.



Figuur 4.2 Relatie tussen LCA en gedragsmodellen

Opgemerkt moet worden dat ieder (gedrags)model haar eigen beperkingen en toepassingsgebieden heeft die per vraagstuk moeten worden afgewogen en beoordeeld. Voorts kan worden geconcludeerd dat er op dit moment nog geen ketenmodel is op het LEI waarin effecten van maatregelen op de individuele schakels in integraal ketenverband worden berekend. Er is dus geen 'ideale' evenknie voor de LCA.

Praktische toepassingen van een combinatie 'LCA en economische gedragsmodellen' zijn:

- het doorrekenen van effecten van beleid op zowel economie als milieu voor een gehele keten;
- simulatie waarbij de gevolgen van diverse scenario's berekend kunnen worden;

- het meten van het geaggregeerde effect voor de totale economie en milieu doordat ophoging van micro- naar macroniveau mogelijk is.

Nadrukkelijk geldt hier dat integratie of aaneenschakeling van modellen een ingewikkeld proces is dat veel tijd, geld en afstemming vraagt. Tot slot wordt opgemerkt dat de verkenning van mogelijkheden tussen LCA en economische gedragsmodellen veel energie en inlevingsvermogen vergt van de bij een model betrokken medewerkers. Het bleek voor de geïnterviewde betrokkenen bij een model moeilijk om een voorstelling te maken van mogelijkheden en onmogelijkheden van koppeling van LCA en het betreffende model. Daartoe is veel meer voorbereidingstijd nodig dan het project toeliet.

5. Conclusies

In deze studie zijn de mogelijkheden van combinatie en/of koppeling tussen 'LCA en economie' verkend. Dit hoofdstuk schetst de bevindingen van deze verkenning. Er zijn drie richtingen van koppeling van LCA met economie, te weten:

- combinatie LCA met economie, vanuit de *bedrijfs(economische)* invalshoek.
- combinatie LCA met theorieën die behulpzaam zijn bij de *afweging tussen milieu en economie*.
- combinatie LCA met economische *gedragsmodellen*.

Voor ieder van die richtingen zijn (meerdere) toepassing(en), die ook voor een of meer actoren interessant zouden kunnen zijn.

Ad 1: Combinatie van LCA en bedrijfseconomie

LCA is een instrument dat helpt bij de kwantificering en analyse van milieueffecten over de hele keten heen. LCA neemt geen (bedrijfs)economische effecten in beschouwing.

Combinatie van LCA en bedrijfseconomie biedt input voor actoren in en rondom de keten om de effecten van maatregelen voor enerzijds het milieu (alle milieuthema's) en anderzijds de bedrijfseconomische actoren en de keten in beeld te brengen. Vervolgens moet de beslisser zelf een weging tussen milieu en economie maken om te komen tot een beslissing.

Er zijn verschillende toepassingen van LCA en bedrijfseconomie, die vooral voor actoren en ketens interessant zijn, maar ook voor de overheid en NGO's. Het sterke punt van LCA is de ketengerichte benadering. Toevoeging van de bedrijfseconomische component is zowel vanuit de individuele - afzonderlijke - actor als vanuit de keten interessant. De eerste combinatie geeft inzicht in de gevolgen van maatregelen voor de milieubelasting van het eindproduct in relatie tot de bedrijfseconomische gevolgen ervan voor de individuele actor. De tweede combinatie bekijkt de bedrijfseconomische gevolgen op keten- of productniveau. Dit is vooral interessant voor ketens waar al een zekere (economische) samenwerking tussen schakels plaatsheeft dan wel voor overheden of NGO's die invloed (willen) hebben op de ketens.

Bedrijfseconomische technieken die behulpzaam kunnen zijn voor een bedrijfseconomische beoordeling van milieumaatregelen zijn onder andere: Total Cost Assessment (TCA), het milieukwaliteitsmodel (MKM), de Life Cycle Costing (LCC) en de kosten-batenanalyse (KBA).

Ad 2: Combinatie LCA met theorieën die behulpzaam zijn bij de afweging tussen milieu en economie

Binnen LCA is er een afwegingsvraagstuk, namelijk de afweging van het belang van de milieuthema's onderling. Daarnaast is er een afwegingsvraagstuk 'buiten LCA om', namelijk de weging van de (LCA-)milieuresultaten tegen andere aspecten, zoals economie.

Maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) en Multi Criteria Analyse (MCA) zijn methoden die helpen bij het gestructureerd maken van beslissingen waarbij meerdere criteria een rol spelen. Maatschappelijke kosten-batenanalyse is vooral geschikt wanneer effecten in geld zijn uit te drukken; maatschappelijke kosten-batenanalyse heeft meer moeite met de zogenaamde imponderabilia. Voor Multi Criteria Analyse zijn deze niet in geld uit te drukken effecten niet problematisch. Daar geldt nadrukkelijk wel dat het proces om te komen tot besluitvorming helder moet zijn voor de bij Multi Criteria Analyse-betrokkenen.

Ad 3: Combinatie van LCA en economische gedragsmodellen

LCA is een statisch instrumentarium: het bepaalt de milieueffecten voor een bepaalde situatie. De toevoeging van (economische) gedragsmodellen geeft meer inzicht in de uiteindelijke milieueffecten van maatregelen. Immers implementatie van maatregelen leidt tot gedragsveranderingen die vervolgens de mate van milieuvordelen en nadelen beïnvloeden. LCA in combinatie met economische gedragsmodellen verhoogt daarmee de uiteindelijk te verwachten milieueffecten van een maatregel.

LCA in combinatie met de economische gedragsmodellen zoals op het LEI beschikbaar (denk aan het Financieel Economisch Simulatiemodel, Approx, Dutch Regionalised Agricultural Model), kunnen gebruikt worden voor investeringsbeslissingen in de keten, voor het afwegen van uiteenlopende milieumaatregelen en voor het doorrekenen van voorgenomen beleid. Het Stofstromenmodel dient vooral om de LCA te voeden met data: data over de economische en milieu input en output. Tot slot kunnen het input-outputmodel en SELES behulpzaam zijn bij het in kaart brengen van keteneffecten.

In figuur 5.1 zijn de richtingen, toepassingen en bijbehorende doelgroepen nog eens op een rij gezet.

LCA met ...	Toepassing	Doelgroepen
(Bedrijfs)economie	Hulpmiddel om te kiezen tussen maatregelen ter vermindering van de milieubelasting; Beschrijving van de milieu- en geldstromen in een keten; Benchmarks voor ketens.	Actoren, keten Actoren, keten, overheid, NGO's
Theorieën rondom afweging	Hulpmiddel bij afweging van verschillende Milieuthema's Hulpmiddel bij afweging van economie en milieu	Actoren, keten, overheid, NGO's
Economische gedragsmodellen	Hulpmiddel bij investeringsbeslissingen; Hulpmiddel bij scenario-studies	Actoren, keten Overheid

Figuur 5.1 Mogelijke richtingen, toepassingen en doelgroepen van combinaties van LCA en economie

Uiteraard leert deze figuur dat de meeste toegevoegde waarde aan een LCA toegevoegd kan worden, wanneer elementen uit *alle* richtingen worden gebruikt. Om goed overzicht te krijgen in de economische effecten worden bedrijfseconomische theorieën ge-

bruikt; voor het afwegen van milieu en economie de afwegingstheorieën en voor de verwachte financiële effecten of wijziging in gedrag de economische modellen.

Opgemerkt wordt dat voor alle drie richtingen geldt dat integratie van LCA en de economische theorieën of modellen veel ingewikkelder en tijdrovender is dan de optie waarin ze naast of achter elkaar staan. Het is dan ook aanbevelenswaardig om eerst de mogelijkheden van aaneenschakeling te benutten alvorens een omvangrijk en veelomvattend model wordt ontwikkeld.

Tot slot is er de leerervaring uit het project dat het een tijd- en energierovend proces is om inzicht te krijgen in de mogelijkheden van combinatie, koppeling of integratie van verschillende modellen of theorieën. Veelal gaat het om specialisten die goed bekend zijn met een bepaalde economische theorie of economisch model, maar minder goed in de LCA. Het is voor hen lastig om - zelfs na een uitgebreide toelichting - goed te kunnen overzien welke mogelijkheden er zijn voor samenwerking. De indruk is dat met de - in dit project gehanteerde - interviews een globaal beeld van mogelijke samenwerkingsvormen ontstaat. Het is om die reden dat gekozen is voor 'verkenning' in de titel van het rapport. Een meer omvattend oordeel van mogelijke samenwerking wordt verkregen door intensievere samenwerking tussen modellen of theorieën. Op dat moment ontstaat meer gefundeerd en toegespitst inzicht in de mogelijkheden tot combinatie.

Literatuur

Azapagic, A. en R. Clift, 'Life cycle assesment and multi objective optimisation'. In: *Journal of Cleaner Production* 7 (1999), pp. 135 -143.

Azapagic, A., 'Life cycle assesment and its application to process selection, design and optimization'. In: *Chemical Engineering Journal* 73 (1999), pp. 1-21.

Azapagic, A. en R. Clift, 'The application of life cycle assesment to process optimisation'. In: *Computers and chemical engineering* 23 (1999), pp. 1.509-1.526.

Bouman, M., E. Heijungs, E. van der Voet, J.C.M. van den Bergh en G. Huppes, *Material flows and economic flows: An analytical comparison of SFA, LCA and equilibrium models*. CML-SSP Working paper 99.001. Leiden, 1999.

Craighill, A.L. en J.C. Powell, 'Lifecycle assesment and economic evaluation of recycling: a case study'. In: *Resources, conservation and recycling* 17 (1996), pp. 75-96.

Gloria, Th., *An Approach to Environmental Life-Cycle Assessment by Evaluating Structural Economic Sequences*. Dissertatie www.life-cycle.org, 2000.

Hanegraaf, M.C., E.E. Biewinga en G. van Bijl, 'Assessing the ecological and economic sustainability of energy crops'. In: *Biomass and Bioenergy* 15 (1998), pp. 345- 355.

Hanna Leena Pesonen, *From Material flows to cash flows- An extension of traditional material flow modelling*. Dissertatie. Delft University, 2000.

Helming, J.F.M. en L.C. van Staalduinen, *Analyse van modellen van LEI-DLO ten behoeve van milieuonderzoek*. Interne nota 473. LEI-DLO, Den Haag, 1997.

Helming, J., (nog niet gepubliceerd) *Agricultural sector account, sector modelling and input-outputanalysis*. LEI, Den Haag.

Hunkeler, D. en G. Biswas, 'Return on Environment - An objective indicator to validate life cycle Assessments'. In: *International Journal of LCA* 5 (2000) 6, pp. 358-362.

Koole, B., en M.G.A. van Leeuwen, *Het Nederlandse agrocomplex 2000*. Rapport 1.00.12. LEI, Den Haag, 2000.

Mauser, A., *Het meten en begrijpen van milieuprestaties*. MAB sept. 2001, pp. 364-371, 2001.

Meeusen, M.J.G. et al., *Toetsen op duurzaamheid voor waterbeleid*. Publicatie 6.01.09. LEI, Den Haag, 2001.

Miettinen, P. en R.P. Hamalainen, 'How to benefit from decision analysis in environmental life cycle assessment (LCA)'. In: *European Journal of operational research* 102 (1997), pp. 279-294.

Nieuwsbrief, *Milieu en economie 4 en 5*: www.vu.nl/ivm/nme/fb_NME2000-5.htm, 2000.

Perego, P. en F. Hartmann, 'De ontwikkeling van environmental management control'. In: *TBA* 104 (2000) 1.232, pp. 174- 180.

Ruegg, R., *Technics cost effective building through life cycle costing; National institute of Standards and technology*.

Schultmann, F., R. Jochum en O. Rentz, 'A methodological approach for the economic assessment of best available techniques'. In: *International Journal of LCA* 6 (2001) 1, pp. 19-27.

Sells, J.E. and E. Audsley, *Optimising profit and environment within whole farm planning*. Working Paper Silsoe Research Institute, Warwick, 2000.

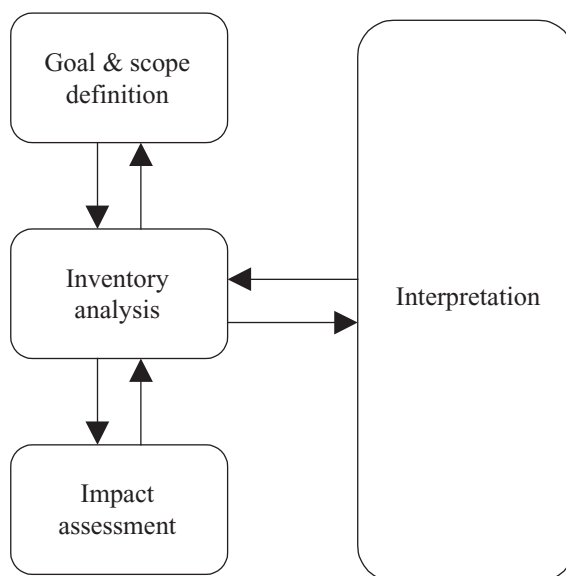
Veen, M. v.d., 'Management accounting voor een maximaal milieurendement'. In: *TBA* 104 (2000) 1.232, pp. 164-173.

Vogtlander, J.G., H.C. Brezet en Ch.F. Hendriks, 'The virtual Eco-costs 1999 (A single lca based indicator for sustainability and the eco costs value ratio (EVR) model for economic allocations'. In: *International Journal of LCA* 5 (2000) 6, pp. 1 -10.

www.leidenuniv.nl/interfac/cml/lcanet/

Bijlage 1 Toelichting op LCA

Er bestaan vele definities en omschrijvingen van LCA. De meest gezaghebbende op dit moment zijn de 'Code of practice' van de Society for Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) (Consoli et al., 1993) en de ISO 14040 t/m 14043 normen.



Figuur B1.1 LCA volgens ISO 14040 (ISO 14040, 1997)

De fasen van LCA conform ISO 14040 zijn weergegeven in figuur B1.1. De uitvoering van een LCA vraagt vier hoofdstappen, te weten:

- doelbepaling - Goal definition and scoping;
- inventarisatie - Inventory analysis;
- effectbeoordeling - Impact assessment;
- interpretatie - Interpretation.

In de *fase van doelbepaling* wordt het doel en de reikwijdte van de uit te voeren LCA beschreven. Aan de orde komt welke vragen door middel van de LCA beantwoord dienen te worden. Zie kader 1 voor een overzicht van vragen waarvoor LCA meer of minder geschikt is gebleken. In deze fase wordt ook de zogeheten functionele eenheid vastgesteld. De functionele eenheid is de eenheid waarvan de milieubelasting wordt bepaald. Met name bij vraagstukken waar verschillende producten met elkaar worden vergeleken vereist de vaststelling van de functionele eenheid zorgvuldigheid. De functionele eenheid dient zodanig gekozen te worden dat de functies van de functionele eenheid van de te onderzoeken

producten vergelijkbaar zijn. Inzicht in de functies van het te onderzoeken product is dus essentieel om te komen tot een goede functionele eenheid.

In de afgelopen 10 jaar is LCA vooral geschikt bevonden voor de volgende soorten toepassingen:
Om verschillende producten met dezelfde functie met elkaar te vergelijken qua milieueffecten of om één product te vergelijken met een standaard of referentie;

- om die processen of schakels te identificeren welke een substantiële bijdrage aan de milieubelasting van het product leveren;
- om bij het ontwerp van nieuwe producten rekening te houden met de milieupact van het te ontwerpen product;
- om - op strategisch niveau - richting te geven aan verdere ontwikkeling van een product (of productieketen).

Voor de volgende toepassingen wordt LCA, in vergelijking met andere instrumenten, doorgaans minder geschikt geacht:

- voor locatie-specifieke vraagstukken, waar het gaat om de milieueffecten op een specifieke locatie;
- voor vragen rondom een enkele (milieubelastende) stof;
- voor bedrijfsspecifieke vraagstukken, waar de milieubelasting die een specifiek bedrijf veroorzaakt centraal staat;
- voor vragen betreffende een enkel proces of verbeteringen ten aanzien van een enkel proces;
- voor vragen die gaan over risico-analyse.

Kader 1 Geschiktheid van LCA voor verschillende toepassingen.

In de *inventarisatiefase* worden verschillende stappen gezet. Eerst wordt een overzicht gemaakt van alle processen die bijdragen aan de milieubelasting van het te onderzoeken product. Dit wordt grafisch weergegeven in een zogeheten procesboom. Het kan hier om een groot aantal processen gaan. Vervolgens worden voor alle relevante processen gegevens geïnventariseerd omtrent (1) de emissies die het proces veroorzaakt richting milieu, (2) de onttrekking van water, energie en andere grondstoffen, (3) de input aan producten (grondstoffen) van andere economische processen en (4) de output aan economische producten. Deze gegevens worden voor *alle* processen verzameld en in een zogeheten processheet (of environmental data sheet) vastgelegd. Er ontstaat dus een overzicht van alle emissies naar het milieu en alle onttrekkingen van water, energie en andere eindige grondstoffen. Deze worden bij elkaar opgeteld en in één inventarisatietabel weergegeven. Emissies en onttrekkingen worden samen aangeduid als *milieu-ingrepen*.

Thema's die deel uitmaken van de standaard LCA-classificatie

Uitputting van minerale grondstoffen - Abiotic resource depletion
Uitputting van fossiele energiedrages - Energy depletion
Broeikasewffect - Global warming
Aantasting ozonlaag - Ozone depletion
Photochemische smogvorming - Photochemical oxidant formation
Humane toxiciteit - Human toxicity
Aquatische ecotoxiciteit - Ecotoxicity, aquatic
Terrestrische ecotoxiciteit - Ecotoxicity, terrestrial
Verzuring - Acidification
Vermesting - Nutrifcation / Eutrophication

Thema's die geen deel uitmaken van de standaard LCA-classificatie

Uitputting van populaties - Biotic resource depletion*
CZV lozing - COD discharge*
Ruimtegebruik - Land use*
Verstoring (stank, lawaai) - Nuisance (smell, noise)
Veiligheid en gezondheid op het werk - Occupational safety and health
Onverwerkbaar vast afval - Final solid waste
Effecten van warm-waterlozingen - Effects of waste heat on water
Habitat-aantasting - Habitat loss and degradation
Landschapsaantasting - Landscape degradation
Erosie en bodemaantasting - Erosion and soil degradation
Radioactieve straling - Nuclear radiation
Dierenwelzijn - Animal welfare
Genetische modificatie - Genetic modification

* worden wel genoemd in LCA-methoden, maar zijn nog onvoldoende operationeel

Kader 2: Overzicht van milieuthema's die wel en niet zijn opgenomen in LCA

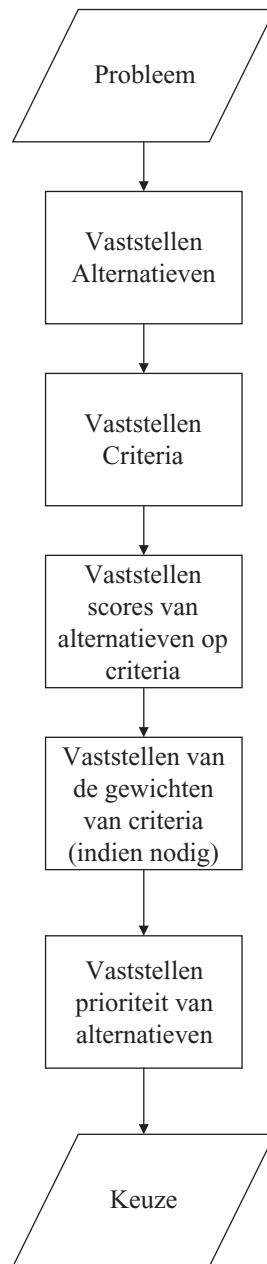
In de *fase van effectbeoordeling* wordt het effect van de milieu-ingrepen bepaald. Elk van de - in de inventarisatiefase - vastgestelde emissies en onttrekkingen heeft een bepaald effect op het milieu. De effectbeoordeling beoogt een zo verantwoord mogelijke inschatting te geven van deze effecten. Het gaat daarbij om het potentiële effect en niet om het feitelijke effect. Immers, het is praktisch gezien niet goed mogelijk voor alle emissies van alle processen - vaak op verscheidene locaties in de wereld - de feitelijke effecten vast te stellen. Voor het bepalen van de potentiële effecten worden de gevonden milieuingrepen gerelateerd aan een aantal onderscheiden milieuthema's (deze stap heet classificatie). Vervolgens wordt de bijdrage van de ingrepen aan het betreffende thema berekend (karakterisering). Het resultaat van deze stappen is een overzicht van de effecten op alle in beschouwing genomen milieuthema's. Dit overzicht wordt wel het milieuprofiel genoemd. In sommige gevallen worden nog verdere stappen gezet. Soms wordt de bijdrage aan elk van de milieuthema's uitgedrukt als het relatieve aandeel in de totale milieubelasting in Nederland, Europa of de hele wereld (normalisatie). Zo ontstaat een beeld van de bijdrage van een individueel product aan de totale (nationale of wereldwijde) milieubelasting. Desgewenst kunnen de bijdragen aan de verschillende thema's via wegingsfactoren zelfs worden geaggregeerd tot één score, zodat producten aan de hand van één kwantitatieve maat kunnen worden vergeleken.

In de *interpretatiefase* worden de resultaten van de inventarisatie en de effectbeoordeling geïnterpreteerd in overeenstemming met de vastgestelde doel en reikwijdte van het onderzoek. Dit leidt tot conclusies, of tot herziening van de voorgaande fasen.

Al de genoemde fasen zijn omgeven met praktische en theoretische problemen. Een direct in het oog springend knelpunt ligt in de niet-opgenomen milieuthema's (zie kader 2). Ondanks de vele problemen wordt LCA internationaal beschouwd als de best gefundeerde methode voor integrale milieubeoordeling van productketens.

Bijlage 2 Uitwerking van de Multi Criteria Analyse

Multi Criteria Analyse kent de volgende fasen (zie figuur B2.1.).



Figuur B2.1 Algemeen raamwerk Multi Criteria Analyse

Deze structurering van het besluitvormingsproces biedt een handvat om aan de diverse fasen voldoende aandacht te besteden. Daarbij dient de beslisser een aantal keuzes te maken dat karakteristiek is voor een Multi Criteria Analyse-aanpak, zoals:

- vaststelling van de criteria;
- vaststelling van de scores op de criteria;
- vaststelling van het gewicht van de criteria;
- prioritering van de alternatieven.

Daarnaast is er een aantal stappen dat voor keuzeproblemen in het algemeen geldt, zoals de vaststelling van het probleem en de vaststelling van de alternatieven waaruit gekozen moeten worden. Vaststelling van de scores op de criteria alsook de prioritering van de alternatieven komt zowel in Multi Criteria Analyse - als niet-Multi Criteria Analyse-vraagstukken voor, maar de wijze waarop deze stappen worden gezet in Multi Criteria Analyse-studies zijn Multi Criteria Analyse-specifiek. De keuzes die specifiek voor Multi Criteria Analyse gelden worden kort toegelicht.

Ad 1: Vaststelling van de criteria

De alternatieven worden op basis van deze criteria vergeleken. In principe is er geen beperking ten aanzien van het aantal criteria en de aard van de criteria die in een beslissingsproces worden meegenomen. Wel geldt (uiteeraard) dat de complexiteit van het proces toeneemt naarmate meer criteria worden meegenomen. Alle criteria die in een keuze situatie een rol spelen moeten worden gespecificeerd. Voor elk beleidsprobleem is het aan de beslisser om uit te maken welke criteria bij de keuze tussen verschillende alternatieven relevant zijn. In Multi Criteria Analyse kunnen zowel kwantitatieve als kwalitatieve criteria worden meegenomen. De kwantitatieve criteria kunnen aan de hand van verschillende eenheden worden gemeten (bijvoorbeeld in hectares, guldens, aantal dieren enzovoorts).

Ad 2: Vaststelling van de scores op de alternatieven

De vaststelling van de scores op de alternatieven is redelijk eenvoudig wanneer het gaat om *kwantitatieve* en meetbare criteria (bijvoorbeeld de landbouwproductie gemeten in eenheden product). Bij het gebruik van *kwalitatieve* criteria wordt de beoordeling van de alternatieven op een kenmerk gevraagd aan de beslisser(s). Het landschappelijk schoon van een alternatief kan bijvoorbeeld worden uitgedrukt op een schaal van 1 tot 10. Afhankelijk van de gehanteerde methode worden de scores gestandaardiseerd of genormaliseerd om de vergelijkbaarheid tussen criteria te vergroten. Vaak wordt normalisatie toegepast waarbij de scores van de alternatieven op een bepaald criterium optellen tot één.

Ad 3: Vaststelling van het gewicht van de criteria

Wanneer er een (dominant) alternatief is dat het hoogst scoort op één bepaald criterium en dat op geen enkel kenmerk slechter scoort dan alle andere alternatieven dan kan dit alternatief direct worden gekozen. Vaak zal het echter zo zijn dat het ene alternatief beter scoort op bepaalde criteria en andere alternatieven op andere criteria. Het ene alternatief zal bijvoorbeeld beter zijn voor de agrariër terwijl het andere alternatief beter is voor het milieu. Om een keuze te kunnen maken moet dus aangegeven worden hoe belangrijk de verschil-

lende criteria zijn. De gewichten geven de preferentie structuur oftewel de voorkeuren van de beslisser(s) weer. In deze gewichten wordt tot uitdrukking gebracht hoe belangrijk bijvoorbeeld het milieu is ten op zichte van het economisch gewin in een specifieke probleemsituatie.

Het vaststellen van deze gewichten is hiermee een belangrijke stap in het oplossen van een Multi Criteria Analyse-probleem. Er zijn diverse manieren om de gewichten van criteria vast te stellen. Enkele voorbeelden zijn:

- paarsgewijze vergelijking: door criteria paarsgewijs te vergelijken wordt het belang van de criteria vastgesteld. Telkens worden twee criteria met elkaar vergeleken waarbij de beslisser moet aangeven welk criterium (in welke mate) belangrijker is. Op basis van deze verzameling van paarsgewijze vergelijkingen worden de gewichten van criteria vastgesteld;
- point allocation: de beslisser verdeelt een vastgesteld aantal punten over de criteria. Door bijvoorbeeld 100 punten over de criteria te verdelen kan de beslisser tot uitdrukking brengen hoe belangrijk hij/zij het criterium vindt. Hierbij geeft een groter aantal punten een groter belang van dat criterium weer;
- regressie: op basis van de beoordeling van een groot aantal alternatieven door de beslisser kan het belang van de criteria worden afgeleid. Als een beslisser bijvoorbeeld alternatieven die goed zijn voor het milieu systematisch goed beoordeelt dan kan daaruit worden afgeleid dat milieu een belangrijk criterium is voor deze beslisser.

Deze methoden kunnen door de beslisser worden vastgesteld, maar ook *interactief* - in interactie tussen de beslisser en de onderzoeker. De onderzoeker analyseert de gevolgen van een bepaalde set gewichten voor een gegeven keuzeprobleem. Hij legt de uitkomsten voor aan de beslisser, die op basis van de uitkomsten de gewichten kan aanpassen. Dit proces gaat door totdat de beslisser aangeeft dat de uitkomsten van de Multi Criteria Analyse zijn preferenties juist weergeven.

Ad 4: Prioritering van de alternatieven

Wanneer de scores van de alternatieven op de criteria en het belang van de criteria bekend zijn, kunnen de alternatieven worden gerangschikt. Het vaststellen van de prioriteiten kan op verschillende manieren plaatsvinden. Enkele voorbeelden zijn:

- *dominantie*
Een alternatief domineert andere alternatieven als het op minimaal één attribuut beter scoort en op de andere attributen minimaal gelijkwaardig is.
- *maximin*
De voorkeur voor een alternatief wordt bepaald door het attribuut waarop het het slechtst scoort (een ketting is zo sterk als de zwakste schakel). Dat alternatief wordt gekozen waarvan de lage score op dat alternatief nog acceptabel is.
- *maximax*
De voorkeur voor een alternatief wordt bepaald door het attribuut waarop het het beste scoort.
- *lexicografische methode*
Bepaal het dominante attribuut en kies het alternatief dat hierop het hoogste scoort.

- *lineaire additieve functie*

Met behulp van een lineair additieve functie, waarbij de relatieve voorkeur voor een alternatief (gegeven een criterium) wordt vermenigvuldigd met het belang van het criterium, gesommeerd over alle criteria.

Deze methoden maken verschillende veronderstellingen ten aanzien van de beschikbare informatie. Sommige methoden veronderstellen dat alleen de scores van de alternatieven op de criteria bekend zijn. Andere methoden vergen ook informatie omtrent het relatieve belang van een criterium.

Voordat het alternatief met de hoogste prioriteit daadwerkelijk wordt gekozen, is het zinvol om eerst een *gevoeligheidsanalyse* uit te voeren. Deze analyse geeft inzicht in hoe verre de prioriteiten van de alternatieven veranderen als het belang van de criteria verandert. Ook kan men nagaan wat het effect is van eventuele veranderingen in de scores van alternatieven op criteria. Een andere zinvolle analyse kan zijn om na te gaan wat het effect is indien bepaalde (minder belangrijke) criteria buiten beschouwing worden gelaten. Naarmate deze analyses geringere veranderingen in de prioriteiten van de alternatieven laten zien, kan men meer vertrouwen hebben in het resultaat van de analyse omdat de uitkomsten stabiel zijn.