



Duurzaamheidsbeoordeling: reflectie over proces en criteria

Jean Hugé
Vakgroep Menselijke Ecologie (VUB)

Oktober 2008 – Working Paper n°7

Het Steunpunt Duurzame Ontwikkeling is één van de 14 steunpunten voor beleidsrelevant onderzoek die door de Vlaamse Regering zijn opgericht in januari 2007. Deze steunpunten zullen zowel kortlopend als langlopend onderzoek verrichten, relevant voor verschillende beleidsdomeinen. Het Steunpunt Duurzame Ontwikkeling is samengesteld uit vier onderzoeksgroepen van drie universiteiten.(GEGSD-KUL, HIVA-KUL, MEKO-VUB, CDO-UGent).

Contact:

Secretariaat Steunpunt Duurzame Ontwikkeling

Katholieke Universiteit Leuven

Hoger Instituut voor de Arbeid

Parkstraat 47 – Bus 5300

B – 3000 Leuven

Tel.: (32) 016 32 31 28

Fax: (32) 016 32 33 44

E-mail: SteunpuntDO@kuleuven.be

Website: www.steunpunto.be

Deze paper is geschreven in de context van een onderzoeksproject dat uitgevoerd wordt binnen het Vlaams Steunpunt Duurzame Ontwikkeling, nl. ‘Duurzaamheidsbeoordeling: evaluatie en potentieel in Vlaanderen’.

E-mail: Jean.Huge@vub.ac.be



Inhoud

| | |
|--|-----------|
| 1. Inleiding | 1 |
| 2. Methode | 1 |
| 3. Het duurzaamheidsbeoordelingsproces: verloop en criteria | 2 |
| 3.1 <i>Generieke kwaliteitscriteria</i> | 2 |
| 3.2 <i>Het beoordelingsproces: SIA versus ISA</i> | 3 |
| 3.2.1 SIA versus ISA: inleiding | 3 |
| 3.2.2 Sustainability Impact Assessment | 3 |
| 3.2.3 Integrated Sustainability Assessment | 3 |
| 3.2.4 SIA versus ISA: bespreking | 4 |
| 3.3 <i>Procescriteria en beoordelingscriteria</i> | 5 |
| 3.4 <i>Het SIA-proces: duurzaamheidsbeoordeling als proces om de kwaliteit van een specifiek beleidsvoorstel te verhogen</i> | 6 |
| 3.4.1 Fase 1: Screening | 6 |
| 3.4.2 Fase 2: Scoping | 9 |
| 3.4.3 Fase 3: Effectvoorspelling en -beoordeling | 11 |
| 3.4.4 Fase 4: Formuleren van alternatieven | 22 |
| 3.4.5 Fase 5: Synthese | 24 |
| 3.5 <i>Het ISA-proces: duurzaamheidsbeoordeling als proces om complexe maatschappelijke problemen te structureren</i> | 25 |
| 3.5.1 Fase 1: Structureren en herformulering | 25 |
| 3.5.2 Fase 2: Screening | 27 |
| 3.5.3 Fase 3: Scoping | 27 |
| 3.5.4 Fase 4: Effectvoorspelling en -beoordeling | 28 |
| 3.5.5 Fase 5: Synthese | 28 |
| 3.6 <i>Algemene proceskenmerken</i> | 29 |
| 3.6.1 Participatie | 29 |
| 3.6.2 Institutioneel kader | 32 |
| 3.6.3 Capaciteitsopbouw | 34 |
| 3.6.4 Evaluatie: kwaliteitscontrole en beleidsimpact | 35 |
| 4. Conclusie | 38 |
| 5. Bijlage / Duurzaamheidscriteria, -thema's en gesuggereerde Vlaamse indicatoren | 39 |
| Bibliografie | 42 |

1. Inleiding

Vandaag wordt van de overheid verwacht dat ze voortdurend haar rol beargumenteert en verantwoordt. Tegelijk neemt de maatschappelijke context waarin deze overheid wordt gevraagd om op te treden in complexiteit toe. Daardoor wordt de vraagstelling: 'Doen we de goede dingen' des te meer relevant' (De Peuter et al., 2007).

Na een analyse van de functies van duurzaamheidsbeoordeling in het beleidsproces in een vorige publicatie (Hugé, 2008), wordt in deze paper een 'ideaal' duurzaamheidsbeoordelingsproces voorgesteld. Er wordt gefocust op de proceskenmerken en op de kwaliteitscriteria waaraan dergelijke oefening moet voldoen.

In werkelijkheid bestaat een beoordelingsoefening die voldoet aan *alle* kenmerken en criteria van een ideaal proces, niet. De wijze waarop een duurzaamheidsbeoordeling wordt uitgevoerd, hangt immers in grote mate af van de context waarin de oefening plaatsvindt (doelstellingen, verwachtingen van de betrokkenen, beschikbare tijd en middelen, enz...). Voorts wordt het duurzaamheidsconcept zowel universeel als contextafhankelijk ingevuld, waardoor generieke stellingen aan waarde inboeten.

Desalniettemin bestaan er een aantal gemeenschappelijke kenmerken, die deel uitmaken van elk duurzaamheidsbeoordelingsproces. Deze elementen zijn de bouwstenen van elke beoordeling. Ze worden vertaald in criteria die het proces beschrijven en evalueren.

Deze *working paper* stelt een algemeen kader voor dat kan dienstdoen als basis voor de ontwikkeling van verschillende vormen van duurzaamheidsbeoordelingsproces.

Er wordt een generieke definitie van duurzaamheidsbeoordeling gehanteerd, aangezien er in dit stadium van het onderzoek geen uitsluitsel is over de uiteindelijke vorm die deze in Vlaanderen zal aannemen. De volgende definitie, gebaseerd op Jacob *et al.* (2008) en Arbter (2003) wordt hier als leidraad gebruikt: *'duurzaamheidsbeoordeling is het geheel van formele ex ante beoordelingsactiviteiten rond duurzame ontwikkeling dat wordt geïnitieerd of gecoördineerd door overheidsdiensten gedurende het beleidsvormingsproces. Het betreft een systematisch proces dat aandacht heeft voor de economische, sociale en milieu-effecten van het voorgestelde beleid, op korte en lange termijn'.*

Het ontwikkelen van algemene procescriteria die een 'ideale' duurzaamheidsbeoordeling kunnen onderbouwen, heeft verschillende functies:

- het verbeteren van de kwaliteit van de beoordelingen (*benchmark*-functie);
- het verhogen van de beleidsrelevantie van de beoordelingen;
- de beleidsmakers en andere betrokkenen overtuigen van het potentieel van de beoordelingen;
- de *ex post* evaluatie van beoordelingen onderbouwen;
- het weerspiegelen van een consensus betreffende de definitie van een 'goede' beoordeling.

2. Methode

Deze paper is het resultaat van de uitvoering van de tweede fase van project 8 'Duurzaamheidsbeoordeling: evaluatie en potentieel in Vlaanderen'. Er wordt een synthese opgesteld van de proceskenmerken en kwaliteitscriteria die de basis vormen van een *ex ante* (duurzaamheids)beoordeling. De wetenschappelijke literatuur betreffende milieueffectbeoordeling (*environmental impact assessment*), strategische milieueffectbeoordeling (*strategic environmental assessment*), gezondheidseffectrapportage (*health impact assessment*), reguleringsimpactanalyse (*regulatory impact assessment*) en vanzelfsprekend duurzaamheidsbeoordeling zelf (*sustainability assessment, integrated assessment*), werd onderzocht. Daarnaast werden wetenschappers en ambtenaren geconsulteerd

die actief zijn in het domein van duurzame ontwikkeling (zie Bijlage 2). Aan de hand van de literatuur en de consultaties worden eerst algemene procescriteria voorgesteld, waarna de invulling van een duurzaamheidsbeoordelingsproces volgens twee interpretaties wordt besproken. Er worden reeds links gelegd met de specifieke Vlaamse situatie, als aanloop naar de volgende projectfase.

3. Het duurzaamheidsbeoordelingsproces: verloop en criteria

3.1 Generieke kwaliteitscriteria

Alvorens in te gaan op de operationele procescriteria, worden in deze sectie algemeen geldende procescriteria voor duurzaamheidsbeoordeling besproken. Richtlijnen zoals de Bellagio principes (Hardi & Zdan, 1997) zijn in de loop van de voorbije jaren aangevuld met andere publicaties die gelijkaardige algemene principes voorstellen (onder andere Fischer, 2002; Jacob *et al.*, 2004; Gasparatos *et al.*, 2007).

De ‘*Bellagio principles for assessment*’ vormen een synthese van de algemene principes waaraan een duurzaamheidsbeoordeling moet voldoen. Een beoordelingsoefening moet aldus voldoen aan volgende principes:

- een duidelijke visie en doelstellingen;
- een holistisch perspectief;
- aandacht voor de drie pijlers van duurzame ontwikkeling;
- een aangepaste en duidelijk gedefinieerde ‘*scope*’;
- een focus op de praktische aspecten van de beoordeling;
- openheid;
- doeltreffende communicatie;
- brede participatie;
- iteratieve werkwijze;
- aandacht voor voldoende institutionele capaciteit.

Bijkomende principes zijn dan:

- geïntegreerde benadering;
- rekenschap (*accountability*);
- coherentie;
- efficiëntie;
- voldoen aan het voorzorgprincipe;
- rechtvaardigheid;
- voorspellingsgericht.

Deze op consensus gebaseerde principes creëren een algemeen kader, maar dragen niet rechtstreeks bij tot een duidelijkere interpretatie van het duurzaamheidsbeoordelingsproces. In deze paper wordt de nadruk gelegd op operationele criteria. Algemene principes hebben als voordeel dat ze weinig restricties opleggen en dus een flexibele benadering toelaten, alvorens in een later stadium in detail wordt ingegaan op nauwer gedefinieerde criteria.

3.2 Het beoordelingsproces: SIA versus ISA

3.2.1 SIA versus ISA: inleiding

Duurzaamheidsbeoordeling is gegroeid uit de ‘klassieke’ milieueffectbeoordeling, maar heeft een ruimer potentieel dan het louter verzachten of vermijden van voorspelde negatieve duurzaamheidseffecten van het beleid. Duurzaamheidsbeoordeling kan immers bijdragen tot de ontwikkeling van de beste (meest duurzame) beleidsrespons voor het oplossen van complexe maatschappelijke problemen. De verschillende invullingen van duurzaamheidsbeoordeling worden uitgebreid besproken in Hugé (2008): er wordt een onderscheid gemaakt tussen twee beoordelingstypes: *Sustainability Impact Assessment* (SIA) en *Integrated Sustainability Assessment* (ISA). Beide interpretaties staan echter niet lijnrecht tegenover elkaar. Het betreft twee uitersten van een continuüm, waartussen het merendeel van de praktische beoordelingsoefeningen zich bevinden. Zo kan een duurzaamheidsbeoordelingskader van het SIA-type op termijn evolueren tot een ISA-benadering. De invoering van duurzaamheidsbeoordeling verloopt immers meestal geleidelijk.

3.2.2 Sustainability Impact Assessment

Doelstelling = verhogen van de kwaliteit van een specifiek beleidsvoorstel

Duurzaamheidsbeoordeling heeft hier als hoofddoelstelling de verbetering van de kwaliteit van een welbepaald beleidsvoorstel. Een bepaald beleidsvoorstel wordt geoptimaliseerd binnen zijn eigen referentiekader, en alternatieven worden vergeleken m.b.t. hun efficiëntie om de vooropgestelde doelstellingen te realiseren. Deze ‘klassieke’ visie legt de nadruk op de ‘*proximate aims*’ of de directe doelstellingen en start vrij laat in het beslissingsproces. Er wordt namelijk vertrokken van een reeds duidelijk gedefinieerde beleids optie. In de praktijk beperkt de meerderheid van de uitgevoerde duurzaamheidsbeoordelingen zich tot deze doelstelling. *Idealiter* wordt de beleidsmaatregel na/tijdens de beoordeling tevens zo aangepast dat ze in lijn is met de algemene beleidsdoelstellingen inzake duurzame ontwikkeling.

Ruimere effecten (zoals geleidelijke attitudeveranderingen bij beleidsmakers) zijn echter vaak mogelijk bij een SIA-benadering en worden zelfs aangemoedigd (Hugé, 2008), alleen behoren ze niet tot de expliciet vooropgestelde kerndoelstellingen.

3.2.3 Integrated Sustainability Assessment

Doelstelling = Structureren van maatschappelijke problemen om tot duurzame oplossingen te komen

Anderzijds kan duurzaamheidsbeoordeling als doelstelling hebben om grootschalige maatschappelijke veranderingen mee te helpen sturen richting duurzaamheid. De beoordelingsoefening is dan een proces dat de transitie naar duurzame ontwikkeling faciliteert. Die maximalistische visie legt de nadruk op de ‘*substantive aims*’ of ‘wezenlijke doelstellingen’ van het beoordelingsproces. Duurzaamheidsbeoordeling laat toe om complexe maatschappelijke problemen te structureren. Het vergemakkelijkt de keuze van oplossingen door verschillende toekomstscenario’s (alternatieven) te ontwikkelen en te toetsen aan duurzaamheidsprincipes. Deze interpretatie legt de nadruk op het exploratief karakter van duurzaamheidsbeoordeling. De oefening laat toe om creatieve en innovatieve oplossingen aan te bieden en wordt niet beperkt door een vooraf

bepaalde (set) beleidsmaatregel(en). Datgene wat erkend wordt als een maatschappelijk probleem of sociale nood behoort echter tot het primaat van de politiek.

3.2.4 SIA versus ISA: bespreking

Naast deze twee overkoepelende interpretaties kan duurzaamheidsbeoordeling ook gebruikt worden ter rechtvaardiging van bepaalde (beleids)keuzes. Duurzaamheidsbeoordeling wordt dan als het ware 'gebruikt' om een bredere ondersteuning vanwege de maatschappij (*societal buy-in*) te verzekeren. Zo kan er door drukkingsgroepen (of door de overheid) geschermd worden met de resultaten van een duurzaamheidsbeoordeling om andere *stakeholders* te 'overtuigen'. Bepaalde generieke leidende principes kunnen eveneens bewust benadrukt worden (transparantie, efficiëntie) en politieke druk kan de oefening een welbepaalde richting doen uitgaan (Jacob *et al.*, 2004; Ruddy & Hilty, 2004). In Vlaanderen kunnen spanningen tussen het politieke discours van administratieve lastenverlaging en milieubeleidsdoelstellingen aan het licht komen in een duurzaamheidsbeoordeling. Maatschappelijke druk kan een welbepaald aspect van duurzaamheidsbeoordeling meer of minder benadrukken, waardoor de beoordeling geïnstrumentaliseerd wordt en zijn objectiverende en structurerende rol verliest. Het kan de *stakeholders* echter ook 'dwingen' om over de kern van duurzaamheid in debat te treden.

De expliciete generieke doelstellingen van de *impact assessments* van de Europese Commissie bevatten elementen uit verschillende bovenvermelde categorieën (TEP, 2007) zoals de verhoging van de kwaliteit van het beleid; betere begeleiding van het beleidsproces; betere communicatie. Gibson (2005) en Hugé (2008) lijsten andere mogelijke doelstellingen van duurzaamheidsbeoordeling op. De SIA en ISA-interpretaties zijn in de context van deze *working paper* het meest significant.

De doelstellingen van een duurzaamheidsbeoordeling zullen zowel de beschrijving van het 'ideale' proces als de specifieke richtlijnen beïnvloeden. Algemeen dient er echter gestreefd te worden naar een beoordeling die zoveel mogelijk het potentieel van beide benaderingen respecteert (Jay *et al.*, 2007).

Tabel 1 lijst een aantal basiskenmerken op van beide interpretaties:

Tabel 1 Vergelijking van een aantal kenmerken van type SIA en type ISA-beoordelingen (Hugé, 2008, naar Weaver & Rotmans, 2006)

| | Type SIA | Type ISA |
|----------------------------|--|--|
| Doelstelling | <ul style="list-style-type: none"> • pragmatisch: <i>screenen</i> van beleidsvoorstellen op onbedoelde duurzaamheidseffecten | <ul style="list-style-type: none"> • strategisch: ontwikkelen en verbeteren van strategieën voor duurzame ontwikkeling |
| Wat wordt gemaximaliseerd? | <ul style="list-style-type: none"> • planning (gebruiksvriendelijkheid, duidelijke aanbevelingen betreffende een specifiek beleidsvoorstel) | <ul style="list-style-type: none"> • netwerking (interdisciplinaire wetenschappelijke kennis, participatie, deliberatie, leereffecten) |
| Doeltreffend als ... | <ul style="list-style-type: none"> • het beleidsvoorstel na het doorlopen van de beoordeling van betere kwaliteit is (duurzamer) • <i>trade offs</i> gebaseerd zijn op objectieve overwegingen | <ul style="list-style-type: none"> • het deliberatieve proces leidt tot consensus door middel van redelijke argumentatie • de besluitvormingscultuur positief beïnvloed wordt • een transformationeel effect wordt ingezet via een sociaal leerproces |
| Efficiënt als ... | <ul style="list-style-type: none"> • er efficiënt gebruik gemaakt is van de beschikbare middelen (tijd, geld) en van de benodigde expertise tijdens de beoordeling | <ul style="list-style-type: none"> • een procedure toelaat om het ISA-idee in praktisch haalbare acties te vertalen. • de beoordeling iteratief gebeurt en geïntegreerd is met het beleid. |

Samenvattend zal de wijze waarop het duurzaamheidsbeoordelingsproces verloopt afhangen van de doelstelling van de beoordeling, en dus ook van de graad van integratie van de beoordeling met het beleidsproces. SIA en ISA zijn twee ideaal-typische interpretaties van duurzaamheidsbeoordeling, en kunnen op het eerste zicht abstract lijken. In de secties 3.4 en 3.5 worden beide echter ‘vertaald’ in concrete processen.

3.3 Procescriteria en beoordelingscriteria

Een duurzaamheidsbeoordeling is een oefening in evaluatie en beleidsvorming. Tijdens die oefening dienen constant keuzes gemaakt te worden: Dient men een beoordeling uit te voeren? Is dit voorspeld effect significant? Is deze optie beter dan de andere? enzovoort... Deze keuzes worden beslecht en beargumenteerd aan de hand van criteria.

Er dient een onderscheid gemaakt te worden tussen procescriteria (die de manier beschrijven waarop de beoordelingsoefening zal gebeuren) en beoordelingscriteria (die toelaten om de duurzaamheid van effecten te beoordelen). Die beoordelingscriteria worden ook duurzaamheidscriteria genoemd.

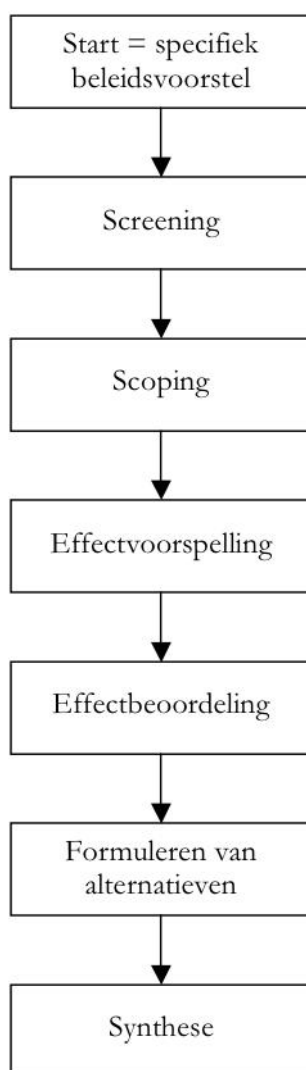
In de volgende secties worden eerst de verschillende fasen van een duurzaamheidsbeoordeling besproken volgens respectievelijk de SIA en ISA-interpretatie, waarna een reeks algemene pro-

cescriteria aan bod komen. Deze paper vormt aldus een synthese van procescriteria waaraan een ‘ideale’ beoordeling moet voldoen. De beoordelingscriteria worden besproken in de verschillende fasen van het proces.

3.4 Het SIA-proces: duurzaamheidsbeoordeling als proces om de kwaliteit van een specifiek beleidsvoorstel te verhogen

Vertrekpunt = concreet beleidsvoorstel

Voorbeeld: beleidsmaatregel dat deel uitmaakt van een ontwerp van decreet



Figuur 1 Fasering van het duurzaamheidsbeoordelingsproces volgens de SIA-benadering

3.4.1 Fase 1: Screening

In de *screening*-fase wordt bepaald of een voorstel al dan niet aan een duurzaamheidsbeoordeling wordt onderworpen. Om dit vast te stellen worden bepaalde criteria vastgelegd (bvb. in de vorm van een checklist of impactmatrix), of wordt er gewerkt met vooraf gedefinieerde categorieën waarin de beleidsvoorstellen worden ondergebracht. Eenvoudige impactmatrices geven

niet enkel een overzicht van de te verwachten duurzaamheidseffecten; ze stimuleren beleidsmakers ook om een beleidsvoorstel te ontleden in zijn structurerende elementen. In de Vlaamse context moet er gestreefd worden naar het vermijden van overlap tussen beleidsinstrumenten. Er moet duidelijk moeten gesteld worden welke beleidsvoorstellen aan een milieueffectbeoordeling, een plan-m.e.r., een reguleringsimpactanalyse (RIA) en / of aan een duurzaamheidsbeoordeling zullen worden onderworpen.

De screeningcriteria van enkele in België bestaande beoordelingen worden hier kort besproken. Dit impliceert niet dat onderstaande beoordelingen *sonieso* van het SIA-type zijn; de procedures van die beoordelingen kunnen wel als inspiratiebron dienen voor het opstellen van screening-criteria.

Screening in RIA

Daar het toepassingsgebied van m.e.r. en plan-m.e.r. in Vlaanderen strikt bepaald is en tot het domein van de planning behoort (Lelieur, 2008), is de situatie wat reguleringsimpactanalyse (RIA) betreft relevanter voor duurzaamheidsbeoordeling. Sinds 1 januari 2005 is een RIA verplicht voor alle regelgeving die een regulerend effect heeft op de burger, het bedrijfsleven of *non-profit* organisaties. Daaronder vallen alle voorontwerpen van decreet en ontwerpen van besluit, behalve autoregulering, regulering inzake begroting en fiscaliteit (met uitzondering van beleidsheffingen en –belastingen), regelgeving ter goedkeuring van internationale en interregionale verdragen en akkoorden, decreten en besluiten zonder inhoudelijke impact of met een louter formeel karakter, regulering vervat in ruimtelijke plannen, beslissingen van de Vlaamse Regering of van een Vlaams minister die geen regelgeving inhouden (Vlaamse Overheid, 2006).

Screening in DOEB

Op federaal Belgisch niveau is de duurzame ontwikkelingseffectenbeoordeling (DOEB) door de Ministerraad goedgekeurd op 19 januari 2007. De DOEB-procedure moet doorlopen worden voor elke voorgenomen overheidsbeslissing (wetsontwerpen, ontwerp - koninklijke besluiten en andere beslissingen die via een nota aan de ministerraad ter goedkeuring worden voorgelegd). Dit betekent echter niet dat voor elk beleidsvoorstel een volledige DOEB moet worden opgemaakt; de eerste stap in de procedure is namelijk de *screening*. De *screening* bestaat uit twee stappen:

- nazicht of de voorgenomen maatregel behoort tot één van de vrijstellingscategorieën;
- ‘*quick scan*’ van mogelijke effecten van de maatregel voor duurzame ontwikkeling.

De ‘*quick scan*’ gebeurt op basis van enkele kernindicatoren op relevante deelgebieden van de drie pijlers van duurzame ontwikkeling. De selectie van de kernbegrippen is gebaseerd op de volgende criteria: éénduidige interpretatie, beschikbaarheid of gemakkelijke verzameling van statistische gegevens; het vrij fundamentele karakter van het begrip. De ‘*quick scan*’ is een kwalitatieve *screening* van de effecten en vervult een knipperlichtfunctie. Wanneer uit de ‘*quick scan*’ blijkt dat er wel degelijk significante effecten te verwachten zijn, gaat men over tot de daadwerkelijke DOEB (naar PODDO, 2007).

De impactmatrix van de ‘*quick scan*’ kan schematisch als volgt worden voorgesteld (voor een volledige impactmatrix inclusief leidraad wordt verwezen naar PODDO, 2007):

Tabel 2 Vereenvoudigde voorstelling van de impactmatrix van de *quick scan* van een Belgische federale DOE B (naar: PODDO, 2007)

| Thema | Indicator | Impact op korte termijn | Impact op lange termijn | Ruimtelijke impact | Zekerheid over informatie |
|-------------------------|-----------|-------------------------|-------------------------|--------------------|---------------------------|
| Economische effecten | | | | | |
| Sociale effecten | | | | | |
| Milieueffecten | | | | | |
| Effecten op de overheid | | | | | |

Elke categorie effecten wordt onderverdeeld en de tabel wordt ingevuld met behulp van symbolische scores (++,+,0,-,--) aangezien dit voldoende nuanciering toelaat en op eenvoudige en consistente wijze kan worden gebruikt. Het 'belang' of de 'ernst' van de effecten kan beoordeeld worden op basis van drempelwaarden of op basis van een subjectief beoordelingssysteem.

De bevindingen van de DOE B-*screening* worden besproken met de leidende ambtenaar en het bevoegde kabinet. Indien er wordt vastgesteld dat de voorgenomen beleidsmaatregel economische, sociale of ecologische effecten heeft die verzachtende (mitigerende) maatregelen vragen of die verder onderzoek behoeven, wordt overgegaan naar de volgende fase, de DOE B-*scoping*.

Screening in Plan M.e.r.

Aangezien er voor plan-m.e.r. in Vlaanderen recent een nieuw juridisch kader is opgesteld (Decreet van 27 april 2007, Besluit van 12 oktober 2007, Omzendbrief van 17 december 2007) en aangezien er inhoudelijke links bestaan met de duurzaamheidsbeoordelingsbenadering, wordt dit instrument hier kort besproken. Plan-m.e.r. is in Vlaanderen een wettelijk verplicht sectoraal instrument van de milieusector dat wordt uitgevoerd omwille van een Europese verplichting. In Vlaanderen bestaat het toepassingsgebied uit de plannen/programma's waarvoor een passende beoordeling vereist is en uit de plannen/programma's die een kader vormen voor de toekenning van een vergunning voor een project (Lelieur, 2008). Plan-m.e.r. kan echter als opstap dienen voor een meer integrale effectenbeoordeling, naar het model van een duurzaamheidsbeoordeling. Zo laat de Europese *Strategic Environmental Assessment* Richtlijn (2001/42/EC) toe dat de lidstaten (in het geval van Plan-m.e.r. het Vlaamse Gewest), de richtlijn volgens twee sporen implementeren. Het opvangspoor wordt nu in Vlaanderen aangevuld met het integratiespoor. Als er volgens het integratiespoor wordt gewerkt wordt de plan-m.e.r. simultaan en geïntegreerd uitgevoerd met de opstelling van het planningsvoorstel. In Vlaanderen is er voor de Ruimtelijke Uitvoeringsplannen (RUP) recent een uitvoeringsbesluit opgesteld die deze manier van werken regelt (Grietens, 2008). Dergelijke benadering maakt het mogelijk om vroeg in het planningsproces te starten en zo de leereffecten van plan-m.e.r. beter te benutten. Het strikte juridisch kader beperkt echter het nut van plan-m.e.r. als instrument. Ondanks de strikte afbakening en de beperkte *scope* van plan-m.e.r. in Vlaanderen vertoont het instrument inhoudelijke gelijkenissen met duurzaamheidsbeoordeling.

Wie beslist?

In de screening-fase wordt ook vastgelegd welk selectiecomité uiteindelijk de beslissing zal nemen om een voorstel al dan niet aan een volwaardige duurzaamheidsbeoordeling te onderwerpen. In de Belgische federale DOEB wordt er overleg gepleegd tussen ambtenaren en het bevoegde kabinet, maar de beslissing kan ook door een open panel genomen worden, waarin externe (niet-overheids-)participanten zetelen. Het overlopen van een regelgevingsagenda dient een systematische oefening te worden waarbij de te beoordelen voorstellen snel kunnen worden geïdentificeerd (zie hoger). De analyse van beleidsbrieven en beleidsnota's zal eveneens toelaten om te beoordelen voorstellen te selecteren.

Voorts kan de selectie van te beoordelen voorstellen ook afhangen van gepercipieerde politieke opportuniteiten. De selectie zal dus niet altijd even transparant verlopen. Zoals in een vorige paper werd aangehaald (Hugé, 2008) is duurzaamheidsbeoordeling immers geen exact wetenschappelijk proces, maar is het onderworpen aan een reeks invloeden van buitenaf.

Screening: concluderende reflectie

Aangezien de bestaande RIA-richtlijnen erg ruime screeningsvoorwaarden hanteren en plan-m.e.r. in Vlaanderen strikt afgebakend is en laat in de beslissingscyclus start, lijken de screeningsvoorwaarden van de federale DOEB momenteel de meest aangewezen inspiratiebron zijn voor een Vlaamse duurzaamheidsbeoordeling. Deze voorwaarden beantwoorden ook het best aan de nood aan een duidelijke categorisering van beleidsvoorstellen. De 'quick scan' is een handige methode die minder relevante beoordelingen vermijdt en die toelaat de belangrijkste duurzaamheidseffecten te identificeren. Algemeen dient er vertrokken te worden van het idee dat een beleidsvoorstel in de regel onderworpen is aan een duurzaamheidsbeoordeling, en dat een vrijstelling de uitzondering is. De vrijstellingscategorieën dienen dus duidelijk gedefinieerd te worden. In een volgende fase van dit project wordt een voorstel geformuleerd voor de screening van beleidsvoorstellen in de Vlaamse context.

3.4.2 Fase 2: Scoping

In de *scoping*-fase wordt de reikwijdte van de beoordeling vastgelegd. Volgende vragen worden tijdens die fase beantwoord: wat zijn de doelstellingen van de beoordeling, welke effecten zullen worden beoordeeld, welke aspecten van het onderzoek zijn prioritair, hoe gedetailleerd zal de beoordeling verlopen? Wat zullen de *inputs* zijn in het beoordelingsproces? Kiest men voor een volledige, goed geïnformeerde beoordeling waar zo veel mogelijk informatie wordt aangeleverd? Of opteert men voor robuuste resultaten die snel duidelijkheid verschaffen al is misschien niet alle nodige informatie aangeleverd? Een overdaad aan informatie bemoeilijkt soms het trekken van heldere conclusies, wat de latere invloed van de beoordeling kan beperken. Het is in de *scoping*-fase dat er afwegingen worden gemaakt tussen wat wenselijk is en wat realistisch is binnen de context van de beoordelingsoefening. Dit leidt vervolgens tot het opstellen van referentietermen voor een specifieke beoordeling. Volgende vragen dienen daarin zeker beantwoord te worden:

Wat zijn de doelstellingen van de duurzaamheidsbeoordeling?

Wat wensen de gebruikers te bereiken via het toepassen van een duurzaamheidsbeoordeling? Wat is de meerwaarde van de beoordeling? Waarvoor zullen de resultaten gebruikt worden?

Welke effecten worden beoordeeld?

Duurzaamheidsbeoordelingen dienen niet altijd even gedetailleerd te zijn. *Scoping*-richtlijnen mogen die flexibiliteit niet fruisen door het afbakenen van gestandaardiseerde ‘scopes’. De *scope* moet steeds in verhouding staan tot de vragen die men wenst te beantwoorden dankzij de uitvoering van de beoordelingsoefening. Eén bepaald duurzaamheidsaspect is nooit even relevant voor elke beoordeling (TEP, 2007; Jacob *et al.*, 2008). Het te evalueren beleidsvoorstel dient duidelijk gedefinieerd te worden (structurele plaats en aard van de betrokken beleidsactoren; specifieke inhoud en beleidsdoelstellingen van het voorstel (De Peuter *et al.*, 2007)). De afbakening van de tijds- en geografische dimensie van de beoordeling zijn essentieel. Sommige auteurs wijzen op het belang van een zo volledig mogelijke duurzaamheidsbeoordeling. Zo stellen Opoku & Jordan (2004) dat ook de duurzame ontwikkelingseffecten van een beleidsvoorstel op de ontwikkelingslanden in rekening moeten worden gebracht. Hoewel ook de Vlaamse Strategie voor Duurzame Ontwikkeling dit aspect vermeldt (zie verder), vergt een gefundeerde analyse van deze effecten een belangrijke investering.

In de *scoping*-fase wordt ook een aanwijzing gegeven voor het type en het aantal alternatieve voorstellen die aan bod zullen komen. Opnieuw geldt hier de vraag wie er beslist welke effecten zullen worden beoordeeld en wie (welke administratie?) oordeelt over de kwaliteit van de aangeleverde informatie. Dit zal namelijk bepalend zijn voor het verdere verloop van de oefening.

Welke methodes worden gebruikt?

Tijdens de *scoping*-fase wordt in de mate van het mogelijke bepaald welke methodes de effectvoorspelling en –beoordeling zullen ondersteunen, of wordt alvast een overzicht verschaft met de voor- en nadelen van potentieel bruikbare methodes. Er worden aanwijzingen gegeven over de disseminatie van de resultaten van de beoordeling, en over de maatregelen die de transparantie van de oefening zullen garanderen. Het web-boek ‘*Advanced Tools for Sustainability Assessment*’ biedt een handig overzicht aan van bruikbare methodes in de verschillende fasen van een duurzaamheidsbeoordeling (<http://www.sustainabilityA-test.net>).

Wie neemt deel aan de beoordeling?

Afhankelijk van welke effecten uiteindelijk in rekening gebracht zullen worden, wordt in de *scoping*-fase eveneens bepaald welke actoren zullen deelnemen aan het proces. De deelnemers worden geselecteerd uit de ‘*stakeholders*’, die gedefinieerd worden als de actoren die een individueel of collectief belang hebben bij het beleid en bijgevolg bij de evaluatie. Dit is een essentiële element van de beoordeling, aangezien dit de legitimiteit, de robuustheid en de transparantie van de resultaten in grote mate zal beïnvloeden. Er dient ook vastgelegd te worden hoe ‘ver’ de participatie zal gaan (consultatie *versus* actieve participatie) en wie de beoordeling zal managen en financieren (Jacob *et al.*, 2008; Laes & Maes, 2008). De rol van *stakeholders* kan minimalistisch of maximalistisch worden ingevuld: zo stelt Scriven (1991) ‘*goal-free evaluation*’ voor, waarbij de vraag centraal staat of de beleidseffecten adequate antwoorden bieden op de beleidsproblematiek, en waarbij participatie van minder belang is. Fetterman (1997) lanceerde daarentegen de ‘*empowerment evaluation*’ methode, waarbij het evaluatieproces een vehikel is om de positie van bepaalde groepen in de maatschappij te versterken. Sowieso zal de selectie van deelnemers afhangen van verschillende factoren, zoals de concrete evaluatievragen, de poli-

tieke gevoeligheid van de informatie en het belang dat de opdrachtgevers van de beoordeling hechten aan stakeholderparticipatie (De Peuter *et al.*, 2007).

In § 3.6.1 wordt verder uitgeweid over participatie.

3.4.3 Fase 3: Effectvoorspelling en -beoordeling

Deze fase vormt de kern van de duurzaamheidsbeoordeling.

De *screening* bepaalde dat de beleidsmaatregel aan een beoordeling wordt onderworpen; de *scoping* legde de grenzen vast van de beoordeling en definieerde de referentietermen. Nu kan de effectvoorspelling en -beoordelingsfase beginnen (de eigenlijke *impact assessment*). Deze fase omvat de beschrijving en de eigenlijke appreciatie van de duurzaamheidseffecten die het beleidsvoorstel met zich kan meebrengen. Het onderscheid tussen de voorspelling van toekomstige effecten (identificatie en bepaling van de grootte (*'magnitude'*) van effecten) en de eigenlijke effectbeoordeling (bepaling van de significantie, van de ernst van die effecten) dient duidelijk te zijn. Beide deelaspecten van deze fase vergen een evenwicht tussen wetenschappelijke onderbouwing, participatie, voorzichtigheid en creativiteit.

Effectvoorspelling genereert verklarende kennis, die oorzaken en effecten met elkaar linkt, maar wordt tevens gekenmerkt door grote onzekerheid, die inherent is aan toekomstvoorspellingen.

Effectbeoordeling genereert oriënterende kennis, die toelaat om het onderscheid te maken tussen duurzame en niet-duurzame ontwikkeling, maar wordt gekenmerkt door een onvermijdelijke subjectiviteit.

Effectvoorspelling

Effectvoorspelling en –beoordeling behoren tot de moeilijkste aspecten van elke duurzaamheidsbeoordeling. Dit is te wijten aan de onzekerheid omtrent de voorspelling van toekomstige effecten en hun determinanten; en aan de complexiteit van onderling afhankelijke systemen (economische, ecologische en sociale (sub-)systemen) via dewelke een beleidsvoorstel effect heeft op duurzame ontwikkeling. Lineaire voorspellingen zijn ongeschikt, aangezien het nooit op voorhand geweten is welke kleine en/of grote factoren een beslissende invloed zullen uitoefenen. Een *ex post* analyse kan bvb. uitwijzen dat b noodzakelijkerwijs een gevolg is van a. Als er echter naar de toekomst gekeken wordt, blijkt dat b slechts één van de mogelijke gevolgen van a is. Of, zoals Aarts & Van Woerkum (2002) stellen: *'sociale ontwikkelingen zijn het ongeplande resultaat van voorgenomen acties van onderling afhankelijke actoren'*.

In het licht van de multipale onzekerheden omtrent effectvoorspelling zijn verschillende strategieën mogelijk. De keuze voor een bepaalde responsstrategie zal bijvoorbeeld afhangen van de houding van de beslissingnemer t.o.v. risico's:

- Er kan gekozen worden voor een 'robuuste' responsstrategie, die aangepast is aan de meerderheid van de voorziene toekomstscenario's.
- Er kan gekozen worden voor een flexibele strategie, die kan aangepast worden naargelang de omstandigheden.

Zoals McDavid & Hawthorn (2005) stellen is het reduceren van onzekerheid één van de kern-doelstellingen van een (*ex ante*) evaluatie zoals duurzaamheidsbeoordeling. Om de effecten van maatregelen beter te voorspellen wordt er tevens aan *forecasting* gedaan. Daaronder verstaat men

het 'gericht verschaffen, systematiseren en gebruiken van toekomstgerichte informatie die voor beleidsbeslissingen bruikbaar is'. *Forecasting* focust op de maatschappelijke omgeving waarin de verwachte beleidseffecten zich zullen situeren. De omgevingscontext zal logischerwijze de effecten van het beleidsinitiatief beïnvloeden (en *vice versa*) (De Peuter *et al.*, 2007).

Methodes voor effectvoorspelling

Effectvoorspelling wordt gekenmerkt door de afwezigheid van algemeen aanvaarde theorieën en modellen. Er bestaan echter instrumenten en methodes die toelaten om op een systematische manier potentiële duurzaamheidseffecten te voorspellen en deze voorspellingen te verantwoorden. Gefundeerde voorspellingen vergen een gedegen kennis van de beginsituatie, de zogenaamde '*baseline*'. Deze wordt gedefinieerd als de waarschijnlijke toekomstige situatie mocht de beleidsmaatregel niet gerealiseerd worden. Na de identificatie van deze *baseline*, kan gestart worden met de eigenlijke effectvoorspelling.

Effectvoorspelling behelst het samenbrengen van verschillende types informatie, die nodig zijn voor een kwalitatief hoogstaande en verantwoorde effectvoorspelling. Paredis *et al.* (2006) onderscheiden drie categorieën van methodes voor cognitieve integratie: geografische methodes (zoals Geografische InformatieSystemen); causale methodes (zoals *checklists*, matrices en *cognitive maps*) en *accounting* methodes (zoals een *input-output* matrix en een *Social Accounting Matrix*).

Algemeen legt effectvoorspelling de nadruk op de analyse van causale verbanden ('*causal chain analysis*'). Beproefde denkkaders zoals het DPSIR-model (OECD, 1993) kunnen zowel vertaald worden in matrix-vorm als in grafische vorm. '*Cognitive mapping*' is zo'n grafische voorstelling waarbij onderling afhankelijke processen in kaart worden gebracht. Deze methode laat toe om potentiële duurzaamheidseffecten te voorspellen op een systematische manier, zonder een illusie van absolute objectiviteit en zekerheid te creëren. In een *cognitive map* weerspiegelen de knooppunten de variabelen of de gebeurtenissen die het beleidsvoorstel beschrijven, terwijl de pijlen de causale verbanden tussen die variabelen of gebeurtenissen weergeven. *Cognitive mapping* is een leidraad, waardoor beleidsmakers de kans krijgen over de grenzen van hun beleidsdomein of sector heen te kijken en waardoor *stakeholders* gestimuleerd worden om '*out of the box*' te denken. Voorts wordt een creatieve ingesteldheid aangemoedigd, om te vermijden dat de voorspellingen te veel zouden neigen naar afgeleiden van de huidige situatie. Het is immers niet eenvoudig om zonder vooroordelen en met een open geest, indirecte duurzaamheidseffecten te voorspellen. *Idealiter* dienen *cognitive maps* geïnterpreteerd te worden als participatieve instrumenten die *stakeholders* toelaten om een gemeenschappelijk beeld van een bepaalde situatie te ontwikkelen. Dankzij *cognitive maps* kunnen problemen op een interactieve manier gestructureerd worden en wordt het nemen van beslissingen door een groep *stakeholders* versneld. '*Cognitive maps create a graphical representation of a group of persons' stated beliefs about a problem*'. Deze causale diagrammen zijn bovendien intrinsiek transdisciplinair (Van Kouwen *et al.*, 2008).

Mathematische modellen kunnen nuttige hulpmiddelen zijn om effecten te voorspellen. Ze creëren echter vaak een vals gevoel van zekerheid en wetenschappelijke objectiviteit. De randvoorwaarden en veronderstellingen waarop een model gebaseerd is zijn namelijk van groot belang (Hahn *et al.*, 2000). Modelleren wordt hier niet in detail besproken.

Effectbeoordeling

Effectbeoordeling betreft het bepalen van de significantie / van de ernst van de voorspelde effecten.

Effectbeoordeling is bijgevolg:

- subjectief, normatief en afhankelijk van het waardenpatroon van de beoordelaar(s);
- contextafhankelijk;
- politiek geladen en vaak controversieel;
- is op zichzelf een volwaardig proces: een opeenvolging van stappen wordt doorlopen alvorens het belang van een duurzaamheidseffect wordt bepaald. Dergelijke processen integreren verschillende vormen van kennis en verschillende perspectieven;
- is een collectieve oefening: de interpretatie van de significantie van effecten verschilt tussen individuen, sectoren of gemeenschappen onderling. Beslissen wat belangrijk is wordt dus een collectieve oefening;
- integreert feiten, kennis, waarden en perspectieven en is intrinsiek multidimensioneel.

De interpretatie van het belang van duurzaamheidseffecten is geen waarden-vrije, technische, nauwkeurige en gestandaardiseerde procedure die kan worden uitgevoerd door een handvol experts. Effectbeoordeling is pas doeltreffend wanneer waarden en niet-technische kennis een plaats krijgen in een open, collectief, iteratief en contextgebonden proces. Expliciete sociale keuzes worden gecombineerd met een technische analyse van scenario's, opties, effecten en risico's. De complexiteit van socio-ecologische systemen noopt tot bescheidenheid maar stimuleert tevens innovatieve benaderingen bij het beoordelen van duurzaamheidseffecten (Gibson, 2005; Lawrence, 2007; Hugé, 2008). In deze stap worden ook de belangrijkste conflicten, synergieën en potentiële *trade offs* geïdentificeerd (zie ook verder).

Wat is duurzaamheid: opstellen van duurzaamheidscriteria

Hoe worden duurzaamheidseffecten nu beoordeeld? Op welke basis wordt beslist hoe 'duurzaam' een bepaalde beleidsmaatregel is? Vanaf wanneer is een duurzaamheidseffect 'significant'?

Hoewel er geen eenduidige antwoorden kunnen geformuleerd worden op deze vragen, zijn zorgvuldig gekozen consensuele beoordelingscriteria noodzakelijk om knopen door te hakken. Dergelijke criteria zijn niet enkel nodig om coherentie en systematisch handelen te garanderen; ze zijn ook noodzakelijk omdat duurzaamheid bij uitstek een uitdaging vormt voor 'business as usual'-gedrag.. Zoals De Peuter *et al.* (2007) het stellen: 'Formele beleidsevaluaties ondersteunen beleidsbeslissingen door deze laatste te baseren op systematische inspanningen om expliciete criteria te bepalen en accurate informatie te verzamelen, waarmee de (meer)waarde van een beleids optie (...) kan worden beoordeeld.'

Het opstellen van werkbare en tegelijk duurzaam verantwoorde en onderbouwde duurzaamheidscriteria is geen sinecure. Duurzaamheidseffecten en hun significantie zijn namelijk afhankelijk van de context waarin de beleidsmaatregel wordt geïntroduceerd. Bovendien zal een beleidsmaatregel vaak op een aantal duurzaamheidscriteria goed scoren, terwijl het op andere vlakken pover scoort. Ondanks participatief opgestelde duurzaamheidscriteria zijn conflicten onvermijdelijk. Er dienen dus ook regels opgesteld te worden die toelaten om verantwoorde afwegingen te maken. Deze afwegingen of *trade-offs* komen in een volgende sectie aan bod. Algemeen is het niet aangewezen om duurzaamheidsbeoordelingskaders te overladen met regels

en richtlijnen en dient er voldoende ruimte te zijn voor creativiteit en innovatie, maar duurzaamheidscriteria zijn een noodzakelijke leidraad voor een succesvolle beoordeling.

Als er rekening gehouden wordt met de complexiteit, de onzekerheid, de contextafhankelijkheid en de mogelijke conflicten, kan er openlijk gediscussieerd worden over beoordelingscriteria. Flexibiliteit en aanpassingsvermogen dienen sleutelkenmerken te zijn. Het onterecht opleggen van definitieve duurzaamheidscriteria is immers contraproductief, aangezien dit leereffecten en pluralisme fnuikt. Binnen de Vlaamse M.E.R.-praktijk wordt gewerkt met zogenaamde 'significantiekaders', waardoor een zekere graad van homogeniteit en transparantie gegarandeerd is. Significantiekaders vertalen de voorspelde effecten in een kwantitatief/kwalitatief beoordelingskader, waarbij ook aangegeven wordt vanaf welke ernst van het voorspelde effect mitigerende maatregelen worden genomen (LNE, 2006).

Een allesomvattend significantiekader is in het kader van een duurzaamheidsbeoordeling (alvast binnen dit onderzoeksproject) te hoog gegrepen. Het inschatten van het relatieve belang van de (duurzaamheids)effecten van een beslissing is een onderdeel van elke beslissing. Deze inschatting kan echter bewust of onbewust gebeuren. Een duurzaamheidsbeoordeling streeft er natuurlijk naar om de inschattingen te expliciteren zodat de beslissing 'zo duurzaam mogelijke' gevolgen heeft. Huppes & Ishikawa (2007) startten een omvangrijk onderzoeksproject op om de verschillende normatieve benaderingen te expliciteren die ten grondslag liggen aan het nemen van beslissingen. Zij stellen substantiële verschillen vast in waarden en preferenties van beslissingnemers, wat uiteindelijk leidt tot een grote variatie aan normatieve kaders. Zij herleiden deze kaders tot vier grote categorieën die een andere visie op duurzaamheid reflecteren, of anders gezegd een ander 'duurzaamheidsdiscours' vooropstellen. Deze vier discours worden gegroepeerd onder 1. de benaderingen van de industriële ecologie, 2. de technologie-georiënteerde levenscyclusanalyse-benaderingen, 3. de klassieke economische visie (kosten-baten analyse, ...) en 4. de benaderingen van de ecologische economie. De doelstelling van hun project is om op termijn de verschillende visies op duurzame besluitvorming met elkaar te vergelijken en zo mogelijk te combineren tot een praktisch hanteerbaar kader dat het nemen van duurzame beslissingen faciliteert. In het kader van het huidig onderzoeksproject kunnen wij geen gelijkaardige meta-analyse uitvoeren, en het debat over de invulling van het duurzaamheidsconcept is moeilijk samen te vatten in een paar basisprincipes. De hier voorgestelde criteria dienen dan ook gezien te worden als een voorstel en als een inspiratiebron, en niet als een eindpunt van de dynamische invulling van duurzame ontwikkeling.

In de volgende paragrafen worden generieke criteria voorgesteld die elk duurzaam beleidsvoorstel geacht wordt te respecteren. In deze fase van het onderzoek worden algemene, consensucriteria voorgesteld. Deze zijn voornamelijk gebaseerd op Gibson (2005) en op de prioritaire thema's van de Vlaamse Strategie Duurzame Ontwikkeling (VSDO, 2006), aangevuld met elementen uit het werk van o.a. Stavins *et al.* (2003), Ruth (2006) en Kronenberg (2007).

Generieke lijst duurzaamheidscriteria

criterium 1: Respect voor de ecologische grenzen van het socio-economisch systeem, door een duurzaam beheer van de natuurlijke hulpbronnen

Noodzakelijke 'ecosysteemdiensten' vormen de basis van het menselijk welzijn en zijn essentieel voor het ecologische evenwicht. De systeemgedachte legt de nadruk op onderlinge relaties en afhankelijkheden en kreeg ruimere bekendheid via het *Millennium Ecosystem Assessment* (MA,

2005). De duurzaamheidsdoelstelling is niet om systeemveranderingen tegen te houden, maar om de veranderingen zo te sturen dat ecologische basis van het menselijk welzijn behouden blijft. Het beschermen van de veerkracht van het systeem en het behoud van zijn aanpassingsvermogen zijn essentieel. Hoewel duurzaamheidsbeoordeling in Vlaanderen vaak zal focussen op specifieke beleidsmaatregelen, zorgt de systeemgedachte voor een inbedding ervan in het ruimere geheel van duurzaamheidsuitdagingen. In de Europese Strategie voor Duurzame Ontwikkeling geeft het thema 'klimaatverandering' het best uiting aan de systeemgedachte. De Vlaamse Strategie Duurzame Ontwikkeling concretiseert de systeemgedachte via 'het duurzaam beheer van de natuurlijke hulpbronnen', waarbij de nadruk wordt gelegd op de kaderfunctie van het ecologisch systeem, waarbinnen alle maatschappelijke, socio-economische en natuurlijk processen plaatsvinden. Het behoud van de integriteit van het systeem impliceert een duurzaam 'beheer' van de hulpbronnen en bijgevolg een reorganisatie van de economie naar duurzame productie- en consumptiepatronen. Ruth (2006) bespreekt ruim gedefinieerde efficiëntie en effectiviteit als essentiële pijlers die duurzame productie en consumptie ondersteunen. Hij stelt zes uitdagingen voor die de klassieke economie in rekening dient te brengen: de inachtnaam van milieu-externaliteiten bij hulpbronnenexploitatie; de inachtnaam van fysische en biologische limieten in de economie; de ontwikkeling van een holistische systeemvisie; de erkenning van het economische belang van de interactie tussen mens en milieu; de erkenning van het belang van herverdeling en schaal in de allocatie van goederen en diensten; en de inachtnaam van de beleidsrelevantie. Algemeen is er nood aan een fundamentele transitie naar duurzamer consumptie- en productiepatronen die een duurzaam beheer van de natuurlijke hulpbronnen weerspiegelen. Kronenberg (2007) spreekt in dit verband van '*reasonable consumption*'.

Dit eerste generieke criterium kan ook als volgt geherformuleerd worden: 'een beleidsvoorstel dient gekaderd te kunnen worden binnen een ruimer streven naar een maatschappelijke overgang naar duurzame ontwikkeling, waarbij de ecologische grenzen van het socio-economisch systeem gerespecteerd worden'.

Criterium 2: Er moeten opportuniteiten voor sociale vooruitgang gecreëerd worden

Het eerste criterium benadrukt de ecologische grenzen van het socio-economisch systeem, terwijl het tweede handelt over de organisatie van de socio-economische aspecten binnen deze grenzen.

Duurzame ontwikkeling veronderstelt eerst een vooral voldoende economische 'groei' om het welzijn van zoveel mogelijk mensen te garanderen. De Brundtland-definitie van duurzame ontwikkeling kan in theorie vervuld worden bij een constante consumptie op subsistentieniveau. Deze doelstelling is echter niet aanvaardbaar met het oog op duurzaam sociaal beleid. Een economie dient namelijk efficiënt te functioneren om zo een duurzaam consumptiepad te volgen. Hartwick (geciteerd door Stavins *et al.*, 2003) definieert een potentieel duurzame economie als een economie waarin de mogelijkheid bestaat om niet-hernieuwbare hulpbronnen om te vormen in kapitaalstock. Als alle rentes uit het gebruik van de niet-hernieuwbare hulpbronnen geïnvesteerd wordt in hernieuwbaar kapitaal, kan de economie in theorie duurzaam worden. De invulling en interpretatie van 'duurzame economische groei' is een onderzoeksdomein op zich. Dit domein bestrijkt thema's gaande van alternatieve meetinstrumenten en – eenheden; geleidelijke bijstellingen van het huidige economische systeem tot radicale hervormingen. Er wordt hier niet verder ingegaan op de uitgebreide literatuur rond het thema.

Duurzame ontwikkeling veronderstelt daarnaast een eerlijke toegang tot de geproduceerde goederen en diensten voor alle bevolkingsgroepen. Gewoonlijk gaat een dergelijke gewenste

materiële verbetering van de levensomstandigheden gepaard met ongewenste ecologische schade (e.g. verlies aan biodiversiteit, luchtvervuiling, klimaatverandering en/of een daling van de grondwatertafel). Het garanderen van toegang tot basisbehoeften en van voldoende mogelijkheden voor sociale vooruitgang voor de huidige en toekomstige generaties brengt aldus een intrinsieke spanning met zich mee in het duurzaamheidsdiscours, aangezien deze nobele doelstellingen idealiter niet ten koste mogen gaan van de integriteit van het ecologisch kader. Voorts blijkt het erg moeilijk om een universele definitie te ontwikkelen van de basisbehoeften van elke mens. De Vlaamse Strategie Duurzame Ontwikkeling legt de nadruk op basisrechten, gelijke kansen en banencreatie via inclusief beleid. Dit wil zeggen dat armoede en sociale uitsluiting bestreden worden via geïntegreerde interventies binnen de reguliere beleidsdomeinen. In de Europese duurzaamheidsindicatoren, gebaseerd op de Europese Strategie voor Duurzame Ontwikkeling, is sociale inclusie een prioritair thema dat onderverdeeld wordt in armoedebestrijding, toegang tot de arbeidsmarkt en onderwijs (Eurostat, 2007). Economische groei wordt hier niet voorgesteld als een prioritair thema *an sich*, aangezien dit als een middel wordt gezien om sociale maatschappelijke doelstellingen te realiseren. De Europese duurzame ontwikkelingsindicatoren groeperen onder de noemer van socio-economische ontwikkeling subthema's als economische ontwikkeling; investering, competitiviteit en eco-efficiëntie; en werkgelegenheid (Eurostat, 2007). Daarnaast geven thema's zoals armoedebestrijding, vergrijzing en gezondheid invulling aan de verschillende dimensies van sociale rechtvaardigheid.

criterium 3: Versterken van het socio-ecologische burgerschap en van democratisch bestuur

Het integreren van een duurzaamheidsreflex in zowel individuele als collectieve gedragspatronen is essentieel. Naast een aangepast overheidsoptreden zullen ook marktmechanismen en individuele gewoontes en keuzes bepalen hoe er naar duurzame ontwikkeling wordt geëvolueerd. Socio-ecologisch burgerschap veronderstelt dat er rekening gehouden wordt met de gevolgen van eigen keuzes op anderen, dit zowel in het Noorden als in het Zuiden. Globale solidariteit en een gedeelde maar gedifferentieerde verantwoordelijkheid zijn essentiële kenmerken van de noodzakelijke attitudeveranderingen pro duurzaamheid. Beleidsmaatregelen zullen vanuit die optiek moeten worden geëvalueerd. Voorts is een streven naar democratie, en ruimer, naar elke vorm van participatie, een intrinsiek element van duurzame ontwikkeling. De Vlaamse Strategie Duurzame Ontwikkeling benadrukt dit eveneens. De Europese Commissie vertaalt dit principe in het prioritair thema 'goed bestuur' en omvat in zijn duurzame ontwikkelingsindicatoren een internationale dimensie via het thema 'globaal partnerschap' (Eurostat, 2007).

criterium 4: Respecteer de principes van intergenerationele rechtvaardigheid

Duurzame ontwikkeling veronderstelt het behoud van de mogelijkheden tot duurzaam leven voor de toekomstige generaties. Beleidskeuzes en -interventies die vandaag worden ondernomen, dienen dus rekening te houden met de gevolgen voor de toekomstige generaties. Het definiëren van de preferenties van de toekomstige generaties is echter niet vanzelfsprekend aangezien deze 'toekomstige *stakeholders*' niet rechtstreeks vertegenwoordigd zijn in de voorziene participatieve processen. Huidige beleidsmakers hebben verschillende visies over wat goed / duurzaam is voor de toekomst; en over de mate waarin huidige acties de duurzaamheid van toekomstige situaties beïnvloeden. Discussies over intergenerationele rechtvaardigheid handelen vaak rond 'substitutie': kan een verhoging van het menselijk kapitaal (welvaart, kennis, technologische vooruitgang) het verlies aan ecologisch kapitaal compenseren die deze ontwikkeling van het menselijk kapitaal met zich meebrengt? Er bestaan geen algemeen gel-

dende antwoorden op dit probleem, ook al pleiten wij in het eerste criterium voor een ontwikkeling die de ecologische grenzen van het socio-economische systeem respecteert. Bepaalde 'substituties' zijn / lijken succesvol, terwijl andere al dan niet voorziene neveneffecten genereren. Substitutie is omgeven door heel wat onzekerheid, en het voorzorgsprincipe is hier dan ook van toepassing, aangezien er een grote morele verantwoordelijkheid rust op de schouders van de beleidsmakers.

Criterium 5: Het voorzorgsprincipe dient gerespecteerd te worden

Het voorzorgsprincipe is één van de 'Rio principles on integrating environment and development' die in 1992 werden opgesteld. Het principe stelt dat onzekerheid betreffende duurzaamheidsrisico's geen excuus mag zijn om potentieel onduurzame acties te implementeren. Een doordachte planning en een flexibele benadering zijn essentieel wegens de inherente complexiteit van duurzaamheidsoverwegingen. Het voorzorgsprincipe moedigt tevens individuele en sociale leer-effecten aan.

Criterium 6: Integratie van de verschillende duurzaamheidscriteria

De verschillende duurzaamheidseisen dienen in het ideale geval allemaal gerespecteerd te worden, en dienen elkaar wederzijds te ondersteunen. Inclusief beleid vergt een integratie van duurzaamheidseisen in de verschillende beleidsdomeinen. Zo zal de Vlaamse Strategie Duurzame Ontwikkeling slechts gerealiseerd worden indien de verschillende beleidsdomeinen samenwerken en werk maken van 'inclusief duurzaamheidsbeleid'.

De bovenstaande lijst duurzaamheidscriteria is generiek en is slechts een eerste inspiratiebron voor de ontwikkeling van operationele en *casus*-specifieke duurzaamheidscriteria. In de praktijk worden duurzaamheidscriteria vaak vertaald in indicatoren. Abstracte criteria worden zo getransformeerd in concrete gegevens en trends, waardoor het mogelijk wordt om beoordelingen zoveel mogelijk te systematiseren.

Duurzaamheidscriteria in de praktijk: indicatoren

Eénmaal de criteria waarmee duurzaamheid wordt gedefinieerd duidelijk zijn, is het zinvol om na te gaan hoe deze criteria duidelijker gestructureerd kunnen worden en hoe deze criteria evolueren. Indicatoren worden gedefinieerd als de 'meetbare onderdelen van een systeem' (Dalal-Clayton & Bass, 2002).

In een duurzaamheidsbeoordeling beantwoorden indicatoren aan de noodzaak om:

- complexe informatie en trends te vereenvoudigen;
- de hoofdzaken van de bijzaken te onderscheiden;
- de beoordelingen te ondersteunen met kwantitatieve gegevens;
- streef- en drempelwaarden te definiëren.

Indicatoren kunnen een rol spelen bij de bepaling van de significantie van een duurzaamheidseffect:

- het voorspelde effect wordt 'vertaald' in een bepaalde indicatorwaarde;
- vervolgens kan deze voorspelde waarde vergeleken worden met een normatief kader (in de vorm van een streefdoel bvb.) of met de referentiewaarde (zijnde de waarde van de indicator alvorens het beleidsvoorstel wordt gerealiseerd).

Dergelijke werkwijze laat toe abstracte duurzaamheidscriteria om te vormen tot concrete data die belangrijke input leveren in deze fase van de duurzaamheidsbeoordeling. De vraag is dan natuurlijk hoe geschikte duurzaamheidsindicatoren geselecteerd en / of ontwikkeld kunnen worden. De ontwikkeling en keuze van geschikte indicatoren voor een welbepaalde duurzaamheidsbeoordelingsoefening is een leerproces op zich. Indicatoren zijn namelijk geen objectieve weergave van de werkelijkheid, maar een vertaling van een bepaalde visie. Ze kunnen gezien worden als een onderdeel van het overlegproces waarin alle *stakeholders* leren om duurzame ontwikkeling te integreren in het voorliggende beleidsvoorstel. In de praktijk zullen er wellicht weinig of geen nieuwe indicatoren ontwikkeld worden die enkel voor één specifieke beoordelingsoefening gebruikt zullen worden. De *stakeholders* van het duurzaamheidsbeoordelingsproces zullen de meest relevant geachte indicatoren selecteren uit beschikbare indicatorensets. Indicatoren kunnen volgens Van Wijngaarden (2001) gecategoriseerd worden onder predictieve indicatoren (die informatie leveren over de toekomstige staat en de ontwikkeling van socio-economische en ecologische variabelen) en retrospectieve indicatoren (die informatie leveren over de effectiviteit van bestaand beleid of over autonome ontwikkelingen (trends).

Beide types indicatoren worden gebruikt in een duurzaamheidsbeoordeling. Predictieve indicatoren verschaffen informatie over toekomstige effecten, terwijl retrospectieve indicatoren empirische informatie leveren over mogelijke toekomstige effecten; toelaten trends te becijferen en kunnen dienstdoen als ijkpunten. De Peuter *et al.* (2007) wijzen echter op een uitdaging bij de evaluatie van domeinoverschrijdend beleid (zoals het beleid voor duurzame ontwikkeling) met behulp van indicatoren. Indicatoren leveren namelijk informatie over de bruto impact van maatregelen, en zeggen vaak weinig over de netto impact, die het resultaat is van de wisselwerking en onderlinge afhankelijkheden.

Indicatoren zullen op zichzelf geen problemen oplossen, maar ze kunnen het debat binnen een duurzaamheidsbeoordelingsproces naar een hoger niveau tillen en in een later stadium onderbouwde keuzes vereenvoudigen. Ze zijn echter ook maar een schakel in het ganse duurzaamheidsbeoordelingsproces dat bestaat uit een geheel van onderling afhankelijke fasen. Indicatoren zullen de participatieve input van verschillende categorieën stakeholders niet vervangen, maar kunnen die wel ondersteunen.

Er bestaan in Vlaanderen reeds meerdere indicatorensets voor duurzame ontwikkeling. Het is dan ook aan te raden om tijdens een duurzaamheidsbeoordelingsoefening deze sets als informatie- en inspiratiebronnen te gebruiken. Zo bestaan in Vlaanderen:

- de Omgevingsindicatoren Duurzame Ontwikkeling in Vlaanderen 2008;
- de DO-indicatoren van Vlaanderen in Actie (ViA);
- de Vlaamse Regionale Indicatoren (VRIND);
- de indicatoren die opgesteld werden om de doelstellingen van het Pact van Vilvoorde (PVV) op te volgen.

Bovenstaande indicatorensets zijn opgesteld met specifieke, contextgebonden doelstellingen voor ogen. Ze kunnen echter ook buiten hun oorspronkelijke context nuttig gebruikt worden. In Bijlage 1 worden een aantal Vlaamse indicatoren opgelijst die aspecten van de algemene duurzaamheidscriteria 'vertalen'. De algemene duurzaamheidscriteria worden er onderverdeeld in een aantal thema's, gebaseerd op de Europese duurzame ontwikkelingsindicatoren, die de zeven uitdagingen van de Europese Strategie Duurzame Ontwikkeling (2006) weerspiegelen. Het linken van duurzaamheidsindicatoren met beleidsondersteunende processen zoals duur-

zaamheidsbeoordeling zou hun draagwijdte versterken en hun inbedding in het beleidsvormingsproces garanderen.

Methodes ter ondersteuning van effectenbeoordeling

Naast het directe gebruik van indicatorensets bestaan er heel wat methodes om duurzaamheidseffecten te beoordelen. Kosten-baten analyse (*cost benefit analysis* of CBA) en modellering ondersteunen en structureren het gebruik van indicatoren om de duurzaamheidseffecten van beleidsopties te karakteriseren.

Kosten-batenanalyse is een economische techniek die de economische voor- en nadelen van een beleidsoptie berekent voor de maatschappij. CBA dankt zijn succes aan het feit dat de monetarisering van de voor- en nadelen van het beleid toelaat om verschillende categorieën voor- en nadelen rechtstreeks met elkaar te vergelijken. CBA laat toe om de optie met het grootste netto voordeel te identificeren. In het kader van een duurzaamheidsbeoordeling dient er echter voorzichtig te worden omgesprongen met CBA.

- de methode laat niet toe om uitspraken te doen over de duurzaamheid van een bepaalde beleidsoptie;
- de methode is gebaseerd op een reeks veronderstellingen die zelden geëxpliciteerd worden (Munda, 1996);
- de methode houdt geen rekening met intragenerationele rechtvaardigheid, aangezien de verdeling van de kosten en baten niet in acht wordt genomen;
- ecologische en sociale aspecten van duurzame ontwikkeling zijn inherent moeilijk te kwantificeren.

De moeilijke kwantificeerbaarheid van ecologische en sociale aspecten kan leiden tot een onevenwichtige behandeling van deze aspecten in de het duurzaamheidsbeoordelingsproces (o.a. Franz & Kirkpatrick, 2007). In de reguleringsmanagement-literatuur wordt de nadruk dan weer gelegd op een gedegen kwantificering als belangrijk criterium van een geloofwaardige beoordeling (Hahn *et al.*, 2000). Opnieuw leiden verschillende visies over de doelstellingen van duurzaamheidsbeoordeling tot het benadrukken van verschillende aspecten. In de praktijk blijkt dat kwantificering door beleidsmakers nog vaak in verband wordt gebracht met nauwkeurigheid. Zo stelt het onafhankelijk evaluatierapport van het Europese *Impact Assessment* systeem (TEP, 2007) dat beleidsmakers vaak weinig vertrouwen hebben in de accuraatheid van onvoldoende kwantitatieve beoordelingsoefeningen, wat de relatief beperkte impact van dergelijke studies verklaart. De discussie is niet eenvoudig te beslechten, daar duurzaamheidsbeoordeling *somieso* een synthese is van verschillende standpunten en perspectieven. Er kan dus onmogelijk enkel onaanvechtbare en 'objectieve' informatie verschaft worden (zie discussie in Hugé, 2008), maar becijferbare indicatoren zijn een handig hulpmiddel bij het beoordelen van duurzaamheidseffecten.

Daarnaast bieden ook mathematische modellen nuttige input in een duurzaamheidsbeoordeling.

Modellen worden gedefinieerd als vereenvoudigde formele voorstellingen van een complexe realiteit. Modellen laten toe om de effecten van verschillende beleidsopties te beoordelen, net als hun gevoeligheid voor veranderende externe veronderstellingen en onzekerheden. Deze onzekerheden kunnen systematisch onderzocht worden door de belangrijke parameters te bespelen. Modellering biedt de mogelijkheid om zogenaamde '*counterfactual baselines*' te genereren, zodat bvb. kan worden nagegaan wat er zou gebeuren indien een beleidsoptie niet gerealiseerd

zou geweest zijn. Ook bij effectvoorspelling spelen modellen een rol, aangezien causale verbanden ‘*ceteris paribus*’ geanalyseerd kunnen worden. De resultaten van modelleringsoefeningen kunnen input leveren voor een kosten-baten analyse of voor een multi-criteria analyse die zal toelaten de ‘beste’ beleids optie te identificeren. De keuze voor welbepaalde modellen hangt af van de balans tussen complexiteit en transparantie enerzijds en van de balans tussen specialisatie en integratie anderzijds (Lotze-Campen, 2006). Op www.sustainabilityA-test.net wordt een selectie modellen voorgesteld die bruikbaar zijn in een duurzaamheidsbeoordeling.

Afwegingen (trade offs)

Bij het opstellen van duurzaamheidscriteria bleek dat de kern van duurzaamheid bestaat uit het bereiken van multiple doelstellingen. In werkelijkheid zullen er echter dikwijls keuzes moeten gemaakt worden tussen potentieel conflicterende doelstellingen: wat te doen als een beleidsvoorstel goed scoort voor bepaalde duurzaamheidscriteria en voor andere niet? Anders gezegd: wat te doen indien bepaalde duurzaamheidsindicatoren positief beïnvloed worden door een beleidsmaatregel, terwijl andere indicatoren lager scoren?

Hoewel afwegingen in theorie moeten vermeden worden – men streeft immers naar win-win situaties – is men er beter op voorbereid. Duurzaamheidsbeoordeling verschilt van klassieke milieueffectbeoordeling aangezien de tegenstelling tussen milieu en economische belangen niet als vertrekpunt dient: duurzaamheidsbeoordeling streeft namelijk naar wederzijdse voordelen op socio-economisch en ecologisch vlak. Desalniettemin zullen conflicten regelmatig optreden; het is quasi onmogelijk dat een beleidsmaatregel voldoet aan alle bovenvermelde duurzaamheidscriteria en tevens tegemoet komt aan de inherent subjectieve invulling die de betrokken *stakeholders* aan deze en andere criteria geven. Paredis *et al.* (2006) spreken in dit kader van ‘evaluatieve integratie’: tijdens de eigenlijke effectbeoordeling dienen verschillende standpunten en perspectieven geïntegreerd te worden in het besluitvormingsproces.

Er bestaan een resem methodes om moeilijke afwegingen te helpen beslechten. Deze methodes verschillen naargelang de graad van ‘compenseerbaarheid’: dit verwijst naar de mogelijkheden om de negatieve effecten op één criterium (e.g. een grotere vervuilingsgraad) te compenseren door positieve effecten op een ander effect (e.g. verhoogde inkomens). Een volledig ‘compenserende’ methode laat toe dat de negatieve effecten op één criterium volledig worden gecompenseerd door positieve effecten op een ander criterium, gedeeltelijk compenserende methodes laten compensatie toe tot een bepaalde drempel; en niet-compenserende methodes laten geen *trade offs* toe. We herkennen hier de tegenstelling tussen ‘*weak sustainability*’, die toelaat dat natuurlijk kapitaal afgewogen wordt tegenover gemanufactureerd / *man-made* kapitaal, en ‘*strong sustainability*’, die dit niet toelaat.

In Tabel 3 worden een aantal methodes onderverdeeld volgens hun niet-compenserend, gedeeltelijk compenserend of niet-compenserend karakter.

Tabel 3 Types selectiecriteria voor multi-criteria analysemethodes (bron: <http://www.sustainabilityA-test.net>)

| Methoden | Compenserend | Gedeeltelijk compenserend | Niet compenserend |
|--|--------------|---------------------------|-------------------|
| <i>Multi-Attribute Theory</i> | * | | |
| <i>Weighted Summation</i> | * | | |
| <i>Analytic Hierarchy Process</i> | * | | |
| <i>Preference Ranking Organisation Method for Enrichment Evaluations</i> | | * | |
| <i>Novel Approach to Imprecise Assessment and Decision Environments</i> | | * | |
| REGIME | | * | |
| <i>Dominance Method</i> | | | * |

In deze fase van het onderzoek lijkt het ons niet noodzakelijk om dieper in te gaan op de omschrijving en op de toepassing van elke methode. Wij verwijzen naar het webboek op <http://www.sustainabilityA-test.net>. Daarnaast stelt Mauerhofer (2008) bvb. een grafische methode voor om de afwegingen tussen verschillende duurzaamheidseffecten binnen de grenzen van het ecologisch kader te visualiseren. Concluderend kunnen we stellen dat het beoordelen van duurzame ontwikkelingseffecten het best gebeurt via een combinatie van multicriteria-analyse en deliberatieve democratie (zoals ook gesteld door Paredis *et al.*, 2006).

Bepaalde afwegingen zijn *sovieso* onaanvaardbaar in duurzaamheidsbeoordelingen: het opofferen van belangrijke voordelen op lange termijn ten voordele van triviale en tijdelijke voordelen leidt nooit tot duurzaamheid. In het merendeel van de gevallen is het echter stukken moeilijker om knopen door te hakken. Volgende vuistregels dienen echter wel zo veel mogelijk gerespecteerd te worden bij afwegingsprocedures. Het zijn zogenaamde ‘*trade off rules*’:

- maximale netto winst pro duurzaamheid;
- de bewijsvoering van het nut van een partieel niet-duurzame optie dient bewezen te worden door de partij die de afweging voorstelt;
- vermijden van significante negatieve effecten;
- bescherming van de toekomst (negatieve effecten mogen niet naar later verplaatst worden);
- expliciete verantwoording van afwegingen is vereist;
- afwegingen moeten open beoordeeld worden in een inclusief proces waarbij alle belanghebbenden betrokken worden.

De mate waarin die regels gevolgd zullen worden zal vanzelfsprekend beïnvloed zijn door de visies en perspectieven van de deelnemende actoren en van de gekozen methode.

3.4.4 Fase 4: Formuleren van alternatieven

De positie van deze fase vormt één van de belangrijkste verschilpunten tussen de twee types duurzaamheidsbeoordeling die in § 3.2 worden besproken.

In het geval van SIA, waar er vertrokken wordt van een concrete beleidsmaatregel die getoetst en vervolgens aangepast wordt aan de beleidsvisie inzake duurzame ontwikkeling, zullen de alternatieven geformuleerd worden op basis van de in Fase 3 geïdentificeerde significante effecten. De alternatieven worden verondersteld de negatieve effecten van de oorspronkelijke beleidsmaatregel te verzachten (mitigatie) of te vermijden. Het is tevens de bedoeling om de voorliggende beleidsmaatregel in lijn te brengen met de ruimere beleidsdoelstellingen inzake duurzame ontwikkeling (bvb. de Vlaamse Strategie Duurzame Ontwikkeling). Deze visie is in lijn met de methodiek voor milieueffectbeoordeling volgens de Europese Habitatrichtlijn (92/43/EEG), waar de alternatieven eveneens geformuleerd worden om de significante negatieve effecten van een welbepaald voorstel te vermijden of te mitigeren. Terwijl een duurzaamheidsbeoordeling vanzelfsprekend een ruimere *scope* heeft (er worden niet enkel ecologische effecten beoordeeld), worden de alternatieven bij SIA geformuleerd op basis van de potentieel negatieve effecten van de oorspronkelijke beleidsmaatregel.

In het geval er vertrokken wordt van een complex maatschappelijk probleem en niet van een concrete beleidsmaatregel, worden de alternatieven vroeger in het beoordelingsproces geformuleerd. Er wordt vertrokken vanuit het voorliggende probleem en vanuit de doelstellingen van het beleid. Op basis daarvan wordt een aantal alternatieven voorgesteld die elk het beoordelingsproces zullen doorlopen. Uiteindelijk wordt het beste (het meest duurzame) alternatief gekozen dat toelaat om de beleidsdoelstellingen te bereiken. Deze visie wordt in een latere sectie van deze *working paper* behandeld (ISA benadering in sectie 3.5).

Bij SIA worden de alternatieven dus geformuleerd op basis van de geïdentificeerde duurzaamheidseffecten van de oorspronkelijke beleidsmaatregel. Het formuleren van die alternatieven gebeurt *idealiter* participatief. Er wordt in deze fase een forum gecreëerd waar op een geïntegreerde manier naar creatieve en innovatieve oplossingen wordt gezocht.

Via het formuleren van alternatieven wordt overgestapt van probleemomschrijving naar oplossingsgericht handelen. Tickner & Geiser (2004) lijsten een aantal voordelen op:

- de focus ligt op oplossingen en niet op problemen;
- innovatie en preventie worden gestimuleerd;
- beperking van meerdere risico's;
- positief effect op publieke participatie (dankzij het in acht nemen van verschillende opties en perspectieven).

Bovendien speelt de beoordeling van alternatieven een rol in het transitieproces richting duurzame ontwikkeling: *'One of the most essential and powerful steps to change is understanding that there are alternatives'* (O'Brien in Tickner & Geiser, 2004).

Om een volwaardig beeld te krijgen van de duurzaamheidseffecten van de geformuleerde alternatieven, kunnen deze ook onderworpen worden aan een effectvoorspelling- en beoordeling (zie hoger). In de SIA-benadering is dit echter vaak overbodig, aangezien de alternatieven net geformuleerd zijn om een oplossing te bieden voor de negatieve duurzaamheidseffecten van het oorspronkelijk beleidsvoorstel.

Algemeen bestaat het formuleren en beoordelen van alternatieven uit drie componenten:

- de voorstelling van de volledige waaier aan opties;

- de voorstelling van de potentiële negatieve effecten van elke optie;
- de voorstelling van de verwachte positieve effecten van elke optie.

Het betrekken van het publiek in alternatievenbeoordeling is belangrijk, want:

- de *stakeholders* die de negatieve effecten zouden moeten ondergaan kunnen zelf betere alternatieven aanbrenge;
- de beoordeling is gebaseerd op een grotere groep ‘experts’, ervaringen en meningen;
- het publiek realiseert zich dat duurzaamheidseffecten het gevolg zijn van welbepaalde beleidskeuzes en dus niet onvermijdelijk zijn.

De volgende samenvattende tabel geeft een overzicht van criteria waaraan alternatieven in een duurzaamheidsbeoordeling dienen te voldoen:

Tabel 4 Generieke kenmerken waaraan alternatieven in een duurzaamheidsbeoordeling moeten voldoen (o.a. naar Desmond, 2007)

| |
|---|
| Dienen dezelfde algemene doelstellingen na te streven als het oorspronkelijke beleidsvoorstel |
| Dienen te kaderen binnen vooropgestelde duurzame ontwikkelingsdoelstellingen |
| Dienen dezelfde geografische <i>scope</i> te hebben als het oorspronkelijke beleidsvoorstel |
| Dienen rekening te houden met eerdere of latere beleidsengagementen op verschillende niveaus |
| Dienen tijdig voorgesteld te worden om een kans te maken gerealiseerd te worden |
| Dienen volgens dezelfde criteria als het oorspronkelijk voorstel beoordeeld te worden |
| Dienen aanvaardbaar te zijn voor het publiek |
| Dienen realistisch en relevant te zijn |
| Dienen rekening te houden met zowel bestaande als potentiële duurzaamheidseffecten |
| Dienen zich in te schrijven in een lange-termijn visie richting duurzame ontwikkeling |
| Dienen voldoende rekening te houden met de milieuaspecten van duurzame ontwikkeling; |

Het analyseren en presenteren van alternatieven hangt nauw samen met de keuze voor bepaalde afwegingen of *trade offs* tussen tegengestelde belangen. Algemeen wordt in de duurzaamheidsliteratuur gesteld dat *trade offs* zo veel mogelijk vermeden moeten worden, omdat er gestreefd wordt naar win-win-win situaties. In de realiteit zal het kiezen voor welbepaalde alternatieven echter heel vaak een afweging vergen van positieve en negatieve effecten.

Het is onmogelijk om dergelijke *trade off* mechanismen volledig te objectiveren, maar een transparante en systematische verantwoording of explicitering van die afwegingen is aan te raden (zie hoger). De *trade off* is steeds het resultaat van een discussie over waarden; het feit dat een bepaald alternatief als ‘duurzamer’ dan de ander wordt gezien, is dus onvermijdelijk ‘gekleurd’ door de achtergrond van de beoordelaars.

Uiteindelijk wordt het beste –het meest duurzame- alternatief geïdentificeerd. Dit alternatief zal bij SIA steeds een aangepaste versie zijn van het oorspronkelijke beleidsvoorstel.

3.4.5 Fase 5: Synthese

Duurzaamheidsbeoordeling is een proces dat ruime neveneffecten teweegbrengt. Het draagt onder meer bij tot een geleidelijke attitudeverandering bij de beleidsmakers en faciliteert de integratie van duurzaamheidsprincipes binnen de beleidsvorming.

Na het doorlopen van het proces is er echter ook nood aan een geschreven synthesesdocument dat de bevindingen van de oefening samenvat. De synthese van de duurzaamheidsbeoordeling zal de politieke discussie voeden die uiteindelijk zal leiden tot de beleidsbeslissing. De synthese bevat volgende elementen:

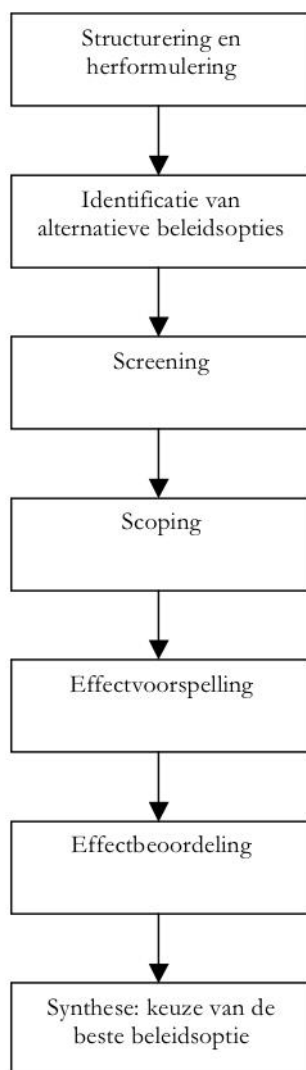
- een beschrijving van de oorspronkelijke beleidsmaatregel;
- een verantwoording voor de uitvoering van de uitgebreide duurzaamheidsbeoordeling;
- een overzicht van de referentietermen waaraan de oefening moet voldoen;
- een overzicht van de voorspelde duurzaamheidseffecten op korte en op lange termijn; met inbegrip van een omschrijving van de gebruikte methode(s);
- een beoordeling van de significantie van de voorspelde duurzaamheidseffecten, met inbegrip van een omschrijving van de gebruikte methode(s) en met vermelding van de criteria en bijhorende indicatoren;
- een overzicht van de meest waarschijnlijke conflicten en synergieën;
- een overzicht van de geformuleerde duurzamer alternatieven;
- een verantwoording van het uiteindelijk gekozen alternatief;
- een overzicht van de neveneffecten van de duurzaamheidsbeoordeling;

Naast een overzicht van het proces en de resultaten, dient de synthese een beeld te geven van de integratie van de duurzaamheidsbeoordelingsoefening in een ruimer institutioneel kader (zie sectie 3.6.2). De uiteindelijke beslissing ligt echter bij de beleidsmakers zelf. De mate waarin de resultaten van een duurzaamheidsbeoordeling de beslissing beïnvloeden, wordt o.m. beïnvloed door de relevante regelgeving. Duurzaamheidsbeoordeling resulteert dus in eerste instantie in beleidsadvies. De resultaten kunnen onder verschillende vorm gepresenteerd worden aan de beleidsmakers (diamant-diagram, ‘verkeerslicht-diagram’, icoontjes die de evolutie van duurzaamheidsindicatoren weergeven enz..).

3.5 Het ISA-proces: duurzaamheidsbeoordeling als proces om complexe maatschappelijke problemen te structureren

Vertrekpunt: complex maatschappelijk probleem / duurzaamheidsuitdaging

Voorbeeld: op welke manier kan Vlaanderen zijn duurzame energievoorziening garanderen op lange termijn (2050)?



Figuur 2 Fasering van het duurzaamheidsbeoordelingsproces volgens de ISA-benadering

3.5.1 Fase 1: Structurering en herformulering

Het uitgangspunt van een ISA-proces verschilt fundamenteel van een SIA-benadering.

Het uitvoeren van een SIA heeft als doelstelling de verbetering van de kwaliteit van een welbepaald beleidsvoorstel, en zal er *idealiter* ook voor zorgen dat een beleidsvoorstel, eenmaal aangepast, in lijn is met het ruimere beleid inzake duurzame ontwikkeling.

Een ISA-proces vertrekt echter niet van een specifiek, duidelijk omschreven en welomlijnd beleidsvoorstel, maar van een complex maatschappelijk probleem dat nog niet vertaald werd in

eenvoudige vraagstellingen, laat staan in specifieke beleidsvoorstellen. De eerste fase bestaat dan ook uit het structureren en herformuleren van het probleem. De ISA-benadering laat toe om het potentieel van duurzaamheidsbeoordeling volledig te benutten, aangezien er reeds in een vroeg stadium aandacht besteed wordt aan de duurzaamheid van de beleidsrespons. In de pragmatische, maar minder 'ambitieuze' SIA-interpretatie wordt het duurzaamheidsbeoordelingsproces pas ingezet nadat een complex maatschappelijk probleem reeds 'vertaald' is in een reeks beleidsuitdagingen, die zelf al omgezet zijn in een (reeks) specifiek(e) beleidsvoorstel(len). Een holistische werkwijze wordt op die manier moeilijk realiseerbaar, ook al worden de 'gecompartmentaliseerde' beleidsvoorstellen nadien getest volgens het in sectie 3.4 beschreven beoordelingsproces.

ISA maakt het mogelijk om die tekortkomingen op te lossen: de duurzaamheidsuitdaging - zijnde een complex maatschappelijk probleem - is hier het startpunt, en maakt zelf intrinsiek deel uit van het beleidsvormingsproces.

De structurerings- en herformuleringsfase bestaat uit:

- de identificatie of ontwikkeling van een aantal gedeelde visies betreffende het voorliggende probleem;
- het synthetiseren van de probleemstelling en de identificatie van zijn structurele elementen;
- het verwoorden van mogelijke beleidsalternatieven.

De herformuleringsfase is essentieel in een ISA-proces, aangezien duurzaamheidsbeoordeling hier wordt toegepast op een niet-gestructureerd probleem; zijnde een complexe duurzaamheidsuitdaging bestaande uit onderling afhankelijke subsystemen, die beïnvloed worden door een veelheid aan factoren. Bovendien streven beleidsmakers ernaar om verschillende, en potentieel conflicterende beleidsdoelstellingen te realiseren. Het tekort aan informatie en de ambiguïteit van politieke aspiraties bemoeilijken de herformuleringsfase.

In de praktijk gebeurt de herformulering via een systematisch proces van opbouw en uitwisseling van informatie en ideeën. Verschillende vormen van kennis vullen elkaar aan:

- diagnostische kennis synthetiseert de verschillende probleemomschrijvingen die de verschillende *stakeholders* hanteren;
- verklarende kennis omvat het identificeren van verschillende oorzaak-gevolg hypothesen;
- oriënterende kennis betreft de definitie van beoordelingscriteria die zullen toelaten om het onderscheid te maken tussen duurzame en niet-duurzame ontwikkeling.

Het codificeren en standaardiseren van een praktische werkwijze waarbij deze 'kennisvormen' als *input* dienen is geen eenvoudige opgave.

In concreto kan de structurerings- en herformuleringsfase bijvoorbeeld als volgt georganiseerd zijn:

- identificatie van de drijvende krachten die de 'on-duurzaamheid' van de huidige situatie verklaren en van de factoren die deze drijvende krachten in de toekomst kunnen beïnvloeden;
- structureren van het probleem in een aantal algemene beleidsdoelstellingen;
- identificeren van alternatieve evoluties / beleidsopties om die doelstellingen te bereiken;
- voorstel van werkwijze om de beoordelingsoefening uit te voeren.

Meer nog dan tijdens een SIA-proces, is participatie tijdens een ISA-proces essentieel. De identificatie van de drijvende krachten, de structurering van het probleem, de formulering en de beoordeling van de verschillende beleidsalternatieven kunnen slechts succesvol zijn als

duurzaamheidsbeoordeling ten volle zijn rol kan spelen van deliberatief, democratisch proces. De participatie kan in de praktijk op verschillende manieren georganiseerd worden; er wordt bvb. vaak gewerkt met *panels* van experts en maatschappelijke *stakeholders*, die alternatieven formuleren en beoordelen.

Vergeleken met het lineaire SIA-proces, valt het op dat het hanteren van de ISA-visie leidt tot een complexer beoordelingsproces. Alternatieve beleidsopties, die een oplossing kunnen bieden voor de duurzaamheidsuitdaging in kwestie, worden hier reeds in de beginfase van het proces voorgesteld. Op die manier wordt een complex probleem met een open geest benaderd: op basis van de probleemomschrijving worden een aantal alternatieven geformuleerd, die nadien elk beoordeeld worden op hun duurzaamheid. Alle mogelijke opties worden aldus in rekening gebracht en zullen elk aan eenzelfde beoordeling onderworpen worden.

Het is op dit punt dat beide interpretaties van duurzaamheidsbeoordeling (SIA *vs.* ISA) fundamenteel verschillen. Binnen SIA worden de alternatieven geformuleerd op basis van de voorspelde negatieve duurzaamheidseffecten van een specifiek beleidsvoorstel. Dit gebeurt echter laat in het beleidsvormingsproces; vaak zijn de ‘alternatieven’ slechts licht aangepaste versies van het oorspronkelijke voorstel, waarbij de negatieve duurzaamheidseffecten verzacht of vermeden zijn. Het uitgangspunt van het beleidsvoorstel wordt zelden echt in vraag gesteld, aangezien het beleidsvoorstel het uitgangspunt van de ganse beoordeling vormt. Het formuleren en beoordelen van alternatieven is dan ook slechts de vierde fase van een SIA-proces.

Bij een ISA-benadering zijn de alternatieve beleidsopties, die een bevredigend en duurzaam antwoord kunnen bieden op een complexe duurzaamheidsuitdaging echter het startpunt van het eigenlijke beoordelingsproces. Nadat de alternatieven in fase 1 geformuleerd zijn, wordt elk van de alternatieve beleidsopties onderworpen aan de verschillende fasen van een volwaardig duurzaamheidsbeoordelingsproces. De beoordeling van de alternatieve beleidsopties in een ISA-proces vertoont grote gelijkenissen met de beoordeling van het oorspronkelijke beleidsvoorstel in het SIA-proces. De verschillende fasen worden kort behandeld. De lezer wordt voor een uitgebreider uitleg verwezen naar sectie 3.4; indien relevant worden in de volgende paragrafen de verschillen tussen de SIA- en ISA-benadering verduidelijkt.

3.5.2 Fase 2: Screening

Net als bij een SIA-proces wordt in de *screening*-fase bepaald of een voorstel (hier zijn dit dus de alternatieve beleidsopties die resulteren uit Fase 1) al dan niet aan een volledig duurzaamheidsbeoordelingsproces wordt onderworpen. Het is aan te raden om de verschillende alternatieven te onderwerpen aan een duurzaamheidsbeoordeling, al kan er geopteerd worden om sommige opties enkel via een zogenaamde ‘*quick scan*’ (zie hoger) te beoordelen. De resultaten van het duurzaamheidsbeoordelingsproces zullen geloofwaardiger zijn indien alle realistische alternatieve beleidsopties het volledige proces doorlopen. De *screening*-criteria die in sectie 3.4 vermeld worden, kunnen ook hier als inspiratiebron dienen.

3.5.3 Fase 3: Scoping

In de *scoping*-fase wordt de reikwijdte van de beoordeling vastgelegd. De referentietermen van de beoordeling bieden een antwoord aan volgende vragen: Wat zijn de doelstellingen van de beoordeling? Welke effecten worden beoordeeld? Welke methodes worden gebruikt? Wie neemt deel aan de beoordeling? Voor een uitgebreide bespreking wordt verwezen naar sectie 3.4.

3.5.4 Fase 4: Effectvoorspelling en -beoordeling

De eigenlijke kern van de beoordelingsoefening is de effectvoorspelling en –beoordeling. Deze fase omvat de beschrijving en de eigenlijke appreciatie van de significantie van de duurzaamheidseffecten die de verschillende alternatieve beleidsopties met zich kunnen meebrengen. De reflecties en aanbevelingen van sectie 3.4 gelden ook hier.

Het belangrijkste verschilpunt betreft de mogelijkheid tot onmiddellijke en rechtstreekse vergelijking. De ‘duurzaamheid’ van de verschillende alternatieven kan onmiddellijk vergeleken worden via de toetsing aan een reeks gemeenschappelijke duurzaamheidscriteria (die ook vertaald kunnen worden in duurzaamheidsindicatoren). Op die manier blijkt welk alternatief het best scoort. Er kan echter eveneens geopteerd worden voor een combinatie van twee duurzame alternatieven.

Ook zijn er aanpassingen mogelijk, die de residuele negatieve duurzaamheidseffecten van het beste alternatief milderden. De bedenkingen aangaande afwegingen gelden ook in de ISA-benadering.

3.5.5 Fase 5: Synthese

Net als bij de SIA-benadering zal een geschreven synthesedocument de bevindingen van de beoordelingsoefening samenvatten. Een ISA-proces zal echter ruimere beleidsconsequenties hebben dan een SIA-proces. Via ISA wordt immers gezocht naar oplossingen voor complexe problemen; het debat wordt aldus opengetrokken en blijft niet beperkt tot één specifiek beleidsvoorstel. Het resultaat van de oefening zal dus ook niet enkel bestaan uit een aangepast beleidsvoorstel (zoals bij SIA). Als gevolg van een ISA-proces worden innovatieve en creatieve oplossingen voorgesteld, die het beleid richting duurzame ontwikkeling helpen sturen. De neveneffecten van de beoordeling (zoals individuele en maatschappelijke leereffecten) zullen bij een ISA ook belangrijker zijn, aangezien de flexibiliteit van het proces en de schaal van de probleemstelling groter zijn. Uiteindelijk zal de beste beleids optie gekozen worden, waarmee de in fase 1 gedefinieerde beleidsdoelstellingen bereikt zullen worden en waarmee de duurzaamheidsuitdaging op een verantwoorde manier wordt aangepakt.

Samengevat dient een ISA-synthese volgende elementen te bevatten:

- een gestructureerde beschrijving van de duurzaamheidsuitdaging waarop de duurzaamheidsbeoordeling uitgevoerd werd;
- een overzicht van de belangrijkste elementen van de duurzaamheidsuitdaging;
- een overzicht van de alternatieve beleidsopties die een oplossing kunnen bieden;
- een verantwoording voor de uitgebreide duurzaamheidsbeoordeling van een selectie alternatieve beleidsopties;
- een overzicht van de referentietermen waaraan de oefening moet voldoen;
- een overzicht van de voorspelde duurzaamheidseffecten voor elk alternatief, met inbegrip van een omschrijving van de gebruikte methode(s);
- een beoordeling van de significantie van de voorspelde duurzaamheidseffecten voor elk alternatief, met inbegrip van een omschrijving van de gebruikte methode(s) en met vermelding van de duurzaamheidscriteria en bijhorende indicatoren;
- een overzicht van de duurzaamheidseffecten van de verschillende alternatieven;
- een verantwoording van het uiteindelijk gekozen alternatief;
- een voorstel dat de resultaten van de beoordelingsoefening vertaalt in een concrete beleidsrespons;

- een overzicht van de neveneffecten van de duurzaamheidsbeoordeling.

3.6 Algemene proceskenmerken

Terwijl de interpretaties van duurzaamheidsbeoordeling het verloop van het proces in grote mate beïnvloeden, gelden een aantal algemene reflecties over proceskenmerken zowel voor ISA als voor SIA.

3.6.1 Participatie

Participatie is een *cross-cutting* aspect dat van belang is in de verschillende fasen van een duurzaamheidsbeoordeling. Participatie verhoogt niet alleen de intrinsieke waarde van een beoordelingsoefening dankzij de inclusie van verschillende perspectieven; het verleent tevens een grote legitimiteit aan het proces en verzekert een breed publiek draagvlak voor duurzamer beleid. Belangrijke beslissingen met betrekking tot duurzame ontwikkeling dienen in de mate van het mogelijke tot stand te komen via een maatschappelijke consensus. Zoals Hartley & Wood (2005) stellen, leidt een (gepercipieerd) tekort aan participatie namelijk tot een gevoel van vervreemding tussen de beleidsmakers en de burger: ‘...*(when) members of the public remained unconvinced that their opinions were considered in the decision-making process, thereby creating feelings of public alienation.*’.

In de context van duurzaamheidsbeoordeling wordt er van participatie gesproken wanneer externe *stakeholders* deelnemen aan de beoordeling van een beleidsvoorstel. Participatie kan graueel geïnterpreteerd worden, en kan bvb. betekenen dat er ambtenaren van andere beleidsorganen en -niveaus worden betrokken. In de literatuur en in deze sectie wordt echter gefocust op participatie van het externe ‘publiek’, zijnde de burger als individu of vertegenwoordigd in een organisatie (belangengroep, vereniging, bedrijf,...) en zijnde wetenschappers /experts.

Er bestaan verschillende niveaus van participatie (en verschillende categorisering, zoals bvb. ‘de ladder van Arnstein’ (Arnstein, 1969)), maar deze kunnen vereenvoudigd worden tot drie ‘types’ van participatieve processen (Paredis *et al.*, 2006):

- een proces dat focust op het aanleveren van informatie (uni-directioneel);
- een consultatieproces (bi-directioneel, maar waarbij het onderwerp eenzijdig wordt gekaderd);
- actieve participatie: gebaseerd op partnerschap waarbij beleidsmakers, *stakeholders* en experts in open debat gaan.

Volgende principes zijn essentieel tijdens een participatief proces:

- eerlijkheid: manipulatie van het publiek door de initiatiefnemers van het beleidsvoorstel moet vermeden worden;
- bekwaamheid: het publiek dient in staat te zijn om de experts op een efficiënte manier te bevragen;
- *timing*: het participatief proces moet tijdig starten zodat elkeen *input* kan leveren;
- toegankelijkheid: het publiek moet toegang hebben tot alle documenten die relevant kunnen zijn voor het beslissingsproces;
- informatieverstrekking: het publiek dient te weten hoe de noodzakelijke informatie kan verkregen worden;
- interactie: de gebruikte technieken dienen de *stakeholders* toe te laten om efficiënt bij te dragen tot het proces;
- het participatief proces moet een zichtbare impact hebben op het beleid;

- de communicatie moet goed georganiseerd zijn;
- compromis: het bereiken van een voor elke *stakeholder* aanvaardbare consensus is quasi onmogelijk, maar er dient gestreefd te worden naar een werkbaar compromis;
- vertrouwen: hoewel een basisvertrouwen essentieel is in een participatief proces is dit niet altijd gegarandeerd; er bestaat een risico voor manipulatie en misbruik van voorkennis door bepaalde actoren.

Het Verdrag van Aarhus (*Convention on Access to Information, Public Participation and Access to Justice in Environmental Matters*) formaliseert deze vereisten. Het verdrag werd opgesteld door de *United Nations Economic Commission for Europe* in 1998. Naast de intrinsieke waarde van deze principes is Vlaanderen ook formeel het engagement aangegaan om het Verdrag van Aarhus te implementeren via het Decreet van 6 december 2002. Voorts bestaat er een besluit van de Vlaamse Regering van 28 oktober 2005 betreffende de verspreiding van milieu-informatie. Duurzaamheidsbeoordeling heeft echter een ruimere *scope* dan louter milieugerelateerde aspecten. Een eerste toetsing van de relevantie van het verdrag voor duurzaamheidsbeoordeling is echter veelbelovend.

Naast de algemene principes zijn een aantal neveneffecten eveneens van belang om de kwaliteit van het participatief proces te evalueren. Zo kan de vraag gesteld worden of de duurzaamheidsbeoordeling de onderlinge afhankelijkheden van de verschillende deelnemende *stakeholders* aan de oppervlakte bracht (Sinclair *et al.*, 2007)? Was er voldoende *feedback* tijdens het proces? Was er sprake van erkende sociale leereffecten? Zo stelt Nooteboom (2007) over duurzaamheidsbeoordelingsprocessen: '*Behaviour may evolve that uses the tension created by negative feedback, to develop innovative ideas that receive positive feedback at the secondary level. The problem is, these innovative ideas often meet barriers.*' Deze stelling benadrukt nogmaals het belang van duurzaamheidsbeoordeling als deliberatief proces. Maar *stakeholders* kunnen niet enkel conflicterende belangen en prioriteiten hebben, maar vaak ook verschillende machtsposities. Er moet gezorgd worden dat elke betrokken *stakeholder* daadwerkelijk inspraak kan hebben.

Methodes voor participatie

Volgend overzicht van participatieve methodes rangschikt ze volgens hun belangrijkste uitkomsten. Voor een uitgebreider discussie wordt verwezen naar het webboek op: <http://www.sustainabilityA-test.net>.

Tabel 5 Selectie van tools om stakeholders te betrekken in een duurzaamheidsbeoordeling (naar www.sustainabilityA-test.net)

| | 'Mapping' van de verschillende opties | Ontwikkelen van gemeenschappelijke visies | Nieuwe ideeën | Aanbevelingen | Empowerment |
|---------------------------------|--|--|----------------------|----------------------|--------------------|
| Focusgroepen | * | | * | | |
| Consensus Conferentie | * | * | | * | * |
| <i>Repertory Grid Technique</i> | * | * | | * | |
| Interactieve <i>backcasting</i> | * | * | * | * | |
| Delphi enquête | * | | | | |
| Diepte-interviews | * | | | | |
| <i>Citizen's Jury</i> | | | | * | * |

Praktische elementen van het participatief proces

In de praktijk is het participatief aspect van duurzaamheidsbeoordeling niet altijd verplicht en/of gecodificeerd. Zo is de bevoegde administratie in het Belgische federale DOEB-proces verantwoordelijk voor de materie, zonder dat er sprake is van een expliciete verplichting tot het betrekken van externe belanghebbenden (Henrix, 2007).

Naast de algemene principes dient ook te zijn wie verondersteld wordt deel te nemen en volgens welke criteria de deelnemers worden 'gekozen'. Ook binnen een duurzaamheidsbeoordelingsoefening is het namelijk utopisch om participatie als een volledig 'vrij' aspect te beschouwen (EEAC, 2006). De ISA-benadering vergt een meer doorgedreven vorm van participatie dan de SIA-benadering, aangezien er innovatieve beleidsoplossingen moeten worden voorgesteld.

Het vertalen van de participatievereiste in wetgeving en regelgeving is een intrinsiek politieke beslissing. De institutionele invulling van het participatief luik varieert sterk. Zo kan de vraag gesteld worden of de publieke inspraakmomenten strikt afgebakend zijn binnen het beoordelings- en beslissingsproces; welke fora bestaan er? wordt er met panels gewerkt? wie zetelt er in die panels? etc.

Tijdens een volgende projectfase wordt nagegaan wat de mogelijkheden zijn in Vlaanderen. Bestaande regelingen binnen het Vlaamse Plan-m.e.r. systeem bijvoorbeeld, voorzien een kennisgevingsmoment in een vroeg stadium waarbij het publiek kan reageren, bijkomend onderzoek kan vragen, en vragen dat bijkomende alternatieven worden onderzocht. Nadien stelt de administratie (In Vlaanderen is dit de cel m.e.r. binnen het Departement Leefmilieu, Natuur en Energie) richtlijnen op die door onafhankelijke onderzoekers gerespecteerd moeten worden. In Nederland zijn verschillende inspraakmomenten voorzien tijdens de opmaak van de Plan-m.e.r. (Grietens, 2008). Dergelijke regelingen zijn een mogelijke inspiratiebron voor de toekomstige regeling van de participatie binnen de Vlaamse duurzaamheidsbeoordeling. Algemeen dient er gestreefd te worden naar een evenwicht tussen een representatieve participatie van de verschillende opinies en de praktische haalbaarheid en effectiviteit van het samenbrengen van een groot aantal externe participanten in het beoordelingsproces.

Terwijl bovenstaande sectie de participatie tijdens het beoordelingsproces heeft besproken, zal ook de invulling van het duurzaamheidsbeoordelingskader *an sich* in Vlaanderen participatief gebeuren. In een volgende projectfase (fase drie) zullen Vlaamse ambtenaren en duurzame ontwikkeling-*stakeholders* mee vorm geven aan het beoordelingskader dat in Vlaanderen geïntroduceerd zal worden.

3.6.2 Institutioneel kader

De beschrijving van een ‘ideaal’ duurzaamheidsbeoordelingsproces is een aanzet tot het opstellen van procedurele richtlijnen. Die toekomstige richtlijnen moeten vervolgens in de praktijk vertaald worden. De ‘ideaal-typische’ processen die hier beschreven werden, kunnen echter niet altijd ‘letterlijk’ worden geïmplementeerd. Er bestaat m.a.w. een zeker spanningsveld tussen het ideaal proces, de richtlijnen (procedure) en de praktijk. De uitdaging bestaat erin om de toegevoegde waarde van een duurzaamheidsbeoordelingsoefening zo hoog mogelijk te houden.

Het institutioneel kader zal de effectiviteit van duurzaamheidsbeoordeling beïnvloeden. Zo zal de aanvaardbaarheid en de toepassing van duurzaamheidsbeoordeling o.m. afhangen van de inbedding van duurzame ontwikkeling in het algemene beleidskader. De manier waarop duurzaamheidsbeoordeling wordt geïntroduceerd in Vlaanderen, zal vervolgens het uiteindelijke dagelijks gebruik van het instrument beïnvloeden.

In Vlaanderen bestaat er momenteel geen wettelijk kader dat de procedure, de toepassing, de kwaliteitscontrole en het uiteindelijke gebruik van de resultaten van de duurzaamheidsbeoordeling regelt. Dit zou in de toekomst echter kunnen veranderen. Er bestaat in Vlaanderen namelijk een traditie om beleidsinstrumenten te verankeren in wetgeving. De Peuter *et al.* (2007) verwachten dat de institutionalisering van beleidsevaluatie zich zal doorzetten via een versterking van de capaciteit om evaluaties te plannen, uit te voeren of op te volgen, te beoordelen en te verwerken in de beleidsprocessen. De vermelding van duurzaamheidsbeoordeling (onder de term ‘impactanalyse’) in de Vlaamse Strategie Duurzame Ontwikkeling is een eerste stap in de institutionele inbedding van duurzaamheidsbeoordeling, aangezien dit een inachtnaam van de oefening verzekert op strategisch niveau.

‘Er zal worden nagegaan op welke manier, bij het nemen van beleidsmaatregelen, een impactanalyse kan worden uitgevoerd op economisch, sociaal, ecologisch en bestuurlijk vlak, en wat de impact is van maatregelen, genomen in Vlaanderen, op mondiaal vlak.’ (Vlaamse Strategie Duurzame Ontwikkeling, 2006)

De kunst bestaat erin een evenwicht te vinden tussen de flexibiliteit en de volledigheid van de wettelijke voorzieningen. Hoe strikt dient de opgegeven procedure gevolgd te worden en wat zijn minimale criteria om een beoordeling als rechtsgeldig te definiëren? Wordt de ‘scope’ van de beoordeling duidelijk afgebakend? Wordt er een lijst verschaft van aspecten waarmee rekening moet worden gehouden? Is er een lijst van duurzame ontwikkelingseffecten die zeker geëvalueerd moeten worden? Worden bepaalde beleidsvoorstellen opgelijst die (niet) aan een duurzaamheidsbeoordeling onderhevig zijn? Dergelijke vragen dienen niet noodzakelijk opgelost te worden door de wettelijke status van de beoordeling, maar geven wel een idee van de uitdagingen. Voorts waarschuwen o.a. Opoku & Jordan (2004) voor de potentieel verlamme complexiteit van een overdreven strikt institutioneel kader. De vermelding van duurzaamheidsbeoordeling in de Vlaamse Strategie Duurzame Ontwikkeling is reeds een pluspunt, net als het streven naar lange-termijn beleidsdoelstellingen, zoals die verwoord worden in het Pact van Vilvoorde en het sociaal-economisch plan ‘Vlaanderen in actie’. Het uittekenen van het institutioneel kader is uiteindelijk een politieke keuze.

Links met beleidsplanning

Planning is een essentieel element van een beleid voor duurzame ontwikkeling. Het is namelijk onwaarschijnlijk dat duurzame ontwikkeling (enkel) zal bereikt worden via spontane sociale processen. Duurzame ontwikkeling vergt dus de expliciete aandacht en de interventie van een overheid (Meadowcroft, 1997). Naast het plannen van een expliciet gedefinieerd duurzaamheidsbeleid, kan ook het duurzaamheidsbeoordelingsproces gelinkt worden met de ruimere beleidsplanning. De Vlaamse Regering zet stappen in de richting van een betere voorbereiding van *ex ante* beoordelingen via het streven naar de opmaak van een regelgevingsagenda. Op 16 mei 2007 werd beslist tot de definitieve invoering van een regelgevingsagenda; dit zijn de regelgevingsinitiatieven voor het komende jaar. In iedere beleidsbrief dient vanaf nu een opsomming te staan van voorgenomen regelgevingsinitiatieven (en de eraan gekoppelde beoordeling(en) –voorlopig enkel reguleringssimpactanalyses (RIA) -). Tegen eind 2007 werd de publiek toegankelijke databank over op stapel staande wetgeving verder aangevuld met bijkomende informatie (Lambrecht *et al.*, 2007). Vlaanderen volgt hiermee het voorbeeld van de Europese Commissie, waarbij *impact assessments* eveneens ruim op voorhand worden aangekondigd via de *Impact Assessment Roadmap*. De aanbeveling om zo vroeg mogelijk in de beleidscyclus een duurzaamheidsbeoordeling te initiëren komt vaak terug, hoewel slechts weinig landen dit in de praktijk omzetten via de eis om bepaalde stappen van de beoordelingsprocedure uit te voeren op duidelijk gedefinieerde momenten in het beleidsvormingsproces (Jacob *et al.*, 2008). Het gebruik van een regelgevingsagenda zal toelaten om de beoordelingsoefening op tijd op te starten.

Het institutioneel kader dient voorts bijzondere aandacht te besteden aan de relatie tussen reguleringssimpactanalyse (RIA) en duurzaamheidsbeoordeling. EcoLogic *et al.* (2007) waarschuwen dat Europese *impact assessments* in de praktijk vaak slechts beginnen nadat een bepaalde voorkeursoptie reeds op voorhand geïdentificeerd is via een goede score op een RIA. Dergelijk ‘risico’ bestaat in theorie ook in Vlaanderen. RIA is immers reeds verplicht voor alle voorstellen van regelgeving, een aantal uitzonderingen niet te na gesproken (zie § 3.4). De richtlijnen die het institutionele kader vormen waarbinnen een duurzaamheidsbeoordeling op termijn gerealiseerd zal worden, dienen de relatie tussen beide processen te expliciteren en mogen mogelijke belangenconflicten niet uit te weg te gaan. Er dienen integendeel creatieve oplossingen

aangeboden te worden om een synergie te verzekeren. Duurzaamheidsbeoordeling mag geen *ex post* rechtvaardigingsmechanisme zijn voor eenzijdig genomen beslissingen.

3.6.3 Capaciteitsopbouw

De introductie van duurzaamheidsbeoordeling binnen het beleidsvormingsproces vergt een aanzienlijke investering in sensibilisatie en capaciteitsopbouw bij de Vlaamse ambtenaren. Het incorporeren van duurzame ontwikkeling in het beleid is namelijk nog geen natuurlijke reflex. De organisatie van ondersteunende initiatieven is dus onontbeerlijk (opleidingen, handboek, verbeteringen in dataverzameling etc.). In België zijn de ‘cellen duurzame ontwikkeling’, die in elke federale overheidsdienst actief zijn, een belangrijk element in de opbouw van capaciteit met het oog op de uitvoering van DOEB. De Peuter *et al.* (2007) vermelden drie spanningsvelden die zich voordoen bij de opbouw van evaluatiecapaciteit, namelijk de spanning tussen interne en externe capaciteit; de spanning tussen gecentraliseerde en gedecentraliseerde capaciteit; en de spanning tussen het democratische perspectief en het managementsperspectief. Voorts bepalen een aantal kritische factoren de succesvolle opbouw van capaciteit: de aanwezigheid van een evaluatiecultuur, informatie- en feedbacksystemen, vorming en opleiding, en de graad van openheid voor verschillende evaluatiemotieven.

Wat betreft de algemene capaciteitsopbouw binnen een organisatie (*in casu* de Vlaamse Overheid), kan duurzaamheidsbeoordeling ook een ijkpunt zijn in een maturiteitsmodel richting duurzame ontwikkeling. In een ‘duurzame ontwikkeling-maturiteitsmodel’ (zoals datgene dat door *PriceWaterhouseCoopers* voor Vlaanderen is ontwikkeld (PWC, 2007)) geeft de invoering en de toepassing van duurzaamheidsbeoordeling een aanwijzing over de mate van institutionele verankering en verwerving van duurzame ontwikkeling door een organisatie. Op die manier wordt duurzaamheidsbeoordeling gepositioneerd in een proces ter evaluatie en ter verbetering van een organisatie. Opnieuw blijkt dat duurzaamheidsbeoordeling een rol speelt in het begeleiden van een transitie naar een duurzamer toekomst. De Peuter *et al.* (2007) beschrijven op hun beurt een ‘groeimodel voor de inbedding van evaluatiecapaciteit’ bestaande uit een opstartfase, een fase van evaluatiecoördinatie en een fase van inbedding van het evaluatiesysteem in de beleidscyclus.

De EEAC, die de Europese adviesraden voor milieu en duurzame ontwikkeling groepeerd, stelt dat het ondersteunend institutioneel kader tevens voldoende ruimte moet bieden om leereffecten tot ontwikkeling te laten komen (EEAC, 2006). Indien de beoordelingsoefening te strikt geregeld is of indien de rechtvaardigende doelstelling de overhand heeft, worden het potentieel van de oefening niet ten volle gebruikt en zijn er onvoldoende mogelijkheden voor capaciteitsopbouw op lange termijn.

Samenwerking tussen de betrokken diensten

De samenwerking en taakverdeling tussen de overheidsinstanties die betrokken zijn bij eenzelfde duurzaamheidsbeoordeling dient duidelijk vastgelegd te zijn om de efficiëntie van de oefening te verzekeren. *Idealiter* is één dienst / orgaan verantwoordelijk voor het toezicht en de controle op duurzaamheidsbeoordeling. In België wordt deze taak op federaal vlak uitgevoerd door de Programmatorische Overheidsdienst Duurzame Ontwikkeling. Dit mag echter niet ten koste gaan van het gevoel van gedeelde eigenaarschap (*ownership*) van de oefening (EcoLogic *et al.*, 2007; Zeremarian & Quinn, 2007). Duurzaamheidsbeoordeling overschrijdt de traditionele scheidingslijnen tussen beleidsdomeinen en sectoren. De weerstand tegen dergelijke benade-

ring kan sterk zijn bij de betrokken ambtenaren. Deze uitdagingen moeten in de richtlijnen voor duurzaamheidsbeoordeling aan bod komen.

3.6.4 Evaluatie : kwaliteitscontrole en beleidsimpact

Een groot deel van deze *working paper* omschreef (twee interpretaties van) een ideaal-typisch, kwalitatief hoogstaand proces van duurzaamheidsbeoordeling. De evaluatie van een duurzaamheidsbeoordelingsproces valt uiteen in twee delen:

Enerzijds de evaluatie van het verloop van het proces, waarvoor de proceskenmerken van de secties 3.4, 3.5 en 3.6 gebruikt kunnen worden; en anderzijds de evaluatie van de uiteindelijke impact van de duurzaamheidsbeoordeling op het beleid.

Evaluatie van de kwaliteit van het beoordelingsproces

De Peuter *et al.* (2007) hameren op het belang van zowel de aantoonbare kwaliteit van de beoordeling als op de perceptie van de kwaliteit door de *stakeholders*. Beide factoren hebben een grote impact op de uiteindelijke bruikbaarheid en op de invloed van de beoordeling in het kader van beleidsbeslissingen. De kwaliteit van het beoordelingsproces zal zo o.m. afhangen van:

- de referentietermen van de beoordeling (zoals bepaald tijdens de scoping-fase);
- de competenties van de beoordelers;
- de kwaliteit van de beschikbare informatie;
- de timing;
- de omgang met en de participatie van de stakeholders;
- de objectiviteit bij het formuleren van conclusies.

De invulling van het begrip 'kwaliteit' is niet uniform. De Peuter *et al.* (2007) stellen vier groepen generieke evaluatiestandaarden voor (gebaseerd op de standaarden van de Zwitserse evaluatieassociatie SEVAL):

- bruikbaarheid;
- haalbaarheid;
- eigenaarschap;
- accuraatheid.

In de praktijk kunnen de in deze paper voorgesteld proceskenmerken en -criteria gebruikt worden om de kwaliteit van een duurzaamheidsbeoordeling te monitoren (tijdens de beoordeling zelf) en te evalueren (na de beoordeling). Wie is er echter verantwoordelijk voor de kwaliteitscontrole? Is dit een interdepartementele commissie (in Vlaanderen bvb. de Werkgroep Duurzame Ontwikkeling (WGDO)), een *ad hoc* panel van onafhankelijke experts (academici, verantwoordelijken uit de private sector,...), een orgaan dat verantwoordelijk is voor het besteden van de middelen die de beoordelingsoefening ondersteunen?

Kwaliteitscontrole is onontbeerlijk, want de 'beste' richtlijnen staan niet noodzakelijk garant voor een perfecte implementatie van een duurzaamheidsbeoordeling. Glasson *et al.* (2000) lijs ten een aantal klassieke knelpunten op in milieueffectbeoordelingen, die ook voor duurzaamheidsbeoordelingen relevant zijn:

- onvoldoende links met de planning;
- tekort aan secundaire, bijkomende regelgeving;
- tekort aan personeel en middelen;

- bureaucratie kan de realisatie van de duurzaamheidsbeoordeling hinderen;
- de beoordeling staat los van het eigenlijke beleidsproces;
- het tekort of de verspreide beschikbaarheid van data hindert het beoordelingsproces;
- flexibele procedurele richtlijnen kunnen leiden tot heterogene of gebrekkige implementatie.

De kloof tussen procedure en proces kan gedicht worden mits een beschouwing en aanpassing van het institutionele kader (Glasson *et al.*, 2000). Reële duurzaamheidsbeoordelingen zijn zelden even formeel als de procedures die ze geacht worden te volgen. De contextafhankelijkheid en het unieke karakter van specifieke belevingsvormingsprocessen kan zich sowieso niet perfect schikken naar generieke richtlijnen. Dit is niet noodzakelijk negatief, aangezien dit vaak ruimere leereffecten toelaat. Desalniettemin verhoogt een gestandaardiseerde kwaliteitscontrole de transparantie en garandeert dit basiskwaliteit.

Evaluatie van de beleidsimpact

De uiteindelijke impact van duurzaamheidsbeoordeling op het beleid wordt vaak voorgesteld als de ultieme kwaliteitstest. Het begrip ‘beleidsimpact’ is echter voor interpretatie vatbaar en zal opnieuw afhangen van de interpretatie en van de functie van de duurzaamheidsbeoordelingsoefening.

De rechtstreekse impact (of ‘*proximate impact*’) van de beoordeling op het beleid wordt gedefinieerd als de impact op de kwaliteit van een beleidsvoorstel en op de daaropvolgende implementatie van dat voorstel.

Bij een SIA-benadering betekent een succesvolle beoordeling dat het specifieke beleidsvoorstel dat aan een beoordeling onderworpen werd en op basis daarvan werd aangepast, van hogere kwaliteit is dan het oorspronkelijke voorstel. De rechtstreekse beleidsimpact wordt dan bepaald aan de hand van de antwoorden op de volgende vragen:

- Heeft de beoordelingsoefening geleid tot het identificeren van een realistisch alternatief dat de kwaliteit van het oorspronkelijke voorstel heeft verbeterd?
- Heeft de beoordelingsoefening geleid tot bijkomend overleg in een vroeg stadium waardoor het oorspronkelijke beleidsvoorstel werd aangepast?
- Heeft de beoordelingsoefening geleid tot de identificatie van de sterktes, zwaktes, bedreigingen en opportuniteiten van het beleidsvoorstel?
- Verschafte de beoordelingsoefening de beslissende informatie die geleid heeft tot de uiteindelijke beslissing?
- In welke mate werden de aanbevelingen van het duurzaamheidsbeoordelingsrapport opgevolgd? Werde de implementatie van de aanbevelingen gemonitord en geëvalueerd?

Bij een ISA-benadering betekent een succesvolle beoordeling dat de voorgestelde beleidsrespons die een antwoord moet bieden op een complexe duurzaamheidsuitdaging, van hogere kwaliteit is dankzij de realisatie van de duurzaamheidsbeoordeling. De rechtstreekse beleidsimpact kan dan bvb. bepaald worden aan de hand van de antwoorden op volgende vragen:

- Heeft de beoordelingsoefening invloed gehad op de herformulering van de duurzaamheidsuitdaging in een aantal duidelijk omschreven structurerende elementen?
- Leidde de beoordelingsoefening tot de formulering van verschillende realistische beleidsalternatieven die elk werden onderzocht?
- Verschafte de beoordelingsoefening de beslissende informatie die geleid heeft tot de uiteindelijke beslissing?

- In welke mate werden de aanbevelingen van het duurzaamheidsbeoordelingsrapport opgevolgd? Werd de implementatie van de aanbevelingen geëvalueerd?

Als er op basis van bovenvermelde generieke vragen geconcludeerd wordt dat de rechtstreekse invloed van de duurzaamheidsbeoordeling op het beleidsvoorstel gering was, kan een analyse van de redenen waarom dit het geval was, belangrijke *input* leveren in het leerproces betreffende beter beleid voor duurzame ontwikkeling. Duurzaamheidsbeoordeling is immers een iteratief proces.

Naast de rechtstreekse beleidsimpact wordt ook gesproken van de ‘*substantive impact*’ op het beleid. De ‘*substantive impact*’ plaatst duurzaamheidsbeoordeling in een ruimer kader en heeft niet enkel aandacht voor de impact van de beoordeling op een specifiek beleidsvoorstel, maar wel op het beleidsproces in het algemeen. De ‘*substantive impact*’ houdt dus ook rekening met leereffecten en met attitudeveranderingen op lange termijn. De invloed van beoordelingsoefeningen is namelijk subtieler en op de langere termijn gericht dan de soms beperkte impact op een specifiek beleidsvoorstel (Jay *et al.*, 2007). De ‘*substantive impact*’ wordt bepaald aan de hand van de antwoorden op volgende vragen:

- Leidde de beoordelingsoefening tot het overbruggen van het conflict tussen beleidsdoelstellingen op korte termijn en op lange termijn (Ruddy & Hilty, 2007)?
- Bracht de beoordelingsoefening leereffecten op lange termijn voort, bij de beleidsmakers en / of bij andere betrokken *stakeholders*?
- Zijn er aanwijzingen dat de beoordelingsoefening op een andere manier doeltreffend was dan via een rechtstreekse beïnvloeding van het beleidsvoorstel / de duurzaamheidsuitdaging waarop het werd uitgevoerd? Generieke criteria lijken voor dit aspect weinig zinvol; de appreciatie van dit aspect zal contextafhankelijk zijn. Of zoals Nooteboom (2007) het stelt: ‘*The effect of a (sustainability) assessment procedure may well be that it will mainly benefit future decisions, while having a more limited impact on the decisions which the impact assessment was meant to inform and influence.*’
- Zijn er aanwijzingen dat de beoordelingsoefening het beleidsproces grondig heeft beïnvloed, en een rol speelt in de transitie naar duurzame ontwikkeling?
- Kan de impact van de beoordelingsoefening uitgebreid worden voorbij beslissingen betreffende één beleidsvoorstel naar het beoordelen van ‘*emergent strategies*’? Cherp *et al.* (2007) spreken van *emergent strategies* als de actoren die de strategie implementeren een grote invloed hebben op de uiteindelijke vorm van de strategie. De rol van een centrale actor die het oorspronkelijke strategievoorstel opstelt is dan niet langer beslissend. Duurzaamheidsbeoordeling kan via zijn open en discursief karakter, bijdragen tot het ontstaan van dergelijke strategieën met een breed draagvlak (strategieën voor duurzame ontwikkeling!). Om zicht te krijgen op de ‘*substantive impact*’ van duurzaamheidsbeoordeling is een open interpretatie en een aandacht voor informele signalen vereist.
- Leidde de beoordelingsoefening tot een verhoogde transparantie van het beleidsproces?

Het is duidelijk dat de beleidsimpact van duurzaamheidsbeoordeling een ruim interpreteerbaar en multidimensioneel begrip is. Bij het opstellen van richtlijnen voor duurzaamheidsbeoordeling dient er rekening gehouden te worden met de uiteindelijke impact die de beoordeling zal hebben op het beleid. Daarbij mag de focus niet enkel liggen op eenduidig identificeerbare beleidseffecten zoals het rekening houden met de letterlijke aanbevelingen waarin een beoordelingsproces resulteert.

De kracht van een duurzaamheidsbeoordeling situeert zich immers ook in de manier waarop de oefening het besluitvormingsproces beïnvloedt. De uiteindelijke beslissing is niet de enige bepalende succesfactor van een beoordeling. De manier waarop de beslissing tot stand komt en hoe de afwegingen worden gemaakt, zijn ook essentiële elementen.

4. Conclusie

De beschrijving van het verloop van een duurzaamheidsbeoordelingsproces volgens twee contrasterende ideaal-typische interpretaties is een belangrijke stap in de aanloop naar een Vlaams duurzaamheidsbeoordelingskader. Ondanks de verschillende doelstellingen en toepassingen van de respectievelijke interpretaties (SIA en ISA), zijn er duidelijke gelijkenissen tussen beide benaderingen. De stapsgewijze methode om de duurzaamheid van beleidsvoorstellen te toetsen dient in een volgende onderzoeksfase vertaald te worden in een praktisch bruikbare procedure. Op die manier zal de noodzakelijke systematisering en standaardisatie van de toekomstige toepassing van duurzaamheidsbeoordeling versterkt worden. Aan de hand van een consultatie van Vlaamse *stakeholders* zal er in een volgende stap gewerkt worden aan een aanpassing van het duurzaamheidsbeoordelingsproces aan de Vlaamse institutionele context.

5. Bijlage Duurzaamheidscriteria, -thema's en gesuggereerde Vlaamse indicatoren

In deze bijlage worden een aantal Vlaamse indicatoren gesuggereerd die de generieke duurzaamheidscriteria kunnen 'vertalen' waaraan een beleidsvoorstel wordt getoetst.

| Duurzaamheids-criteria | Thema | Gesuggereerde Indicatoren | Bron |
|--|----------------|---|--|
| Respect voor de ecologische grenzen van het socio-economisch systeem | Klimaat | Broeikasgasemissies | Omgevingsindicatoren DO 2008; VRIND 2008 |
| | Biodiversiteit | Broedvogelindex | Omgevingsindicatoren DO 2008 |
| | | Belgische Biotische Index | VRIND 2008 |
| | | Evolutie oppervlakte Vogelrichtlijn-, Habitatrichtlijngebied en NATURA 2000 | VRIND 2008 |
| | | Effectief natuurbeheer | VRIND 2008 |
| | | Aankoop gebieden | VRIND 2008 |
| | | Gesaneerde vismigratieknelpunten | VRIND 2008 |
| | | Lente-index libellen | VRIND 2008 |
| | | Kritische lasten vermesting & verzuring | VRIND 2008 |
| | | Bosvitaliteit | VRIND 2008 |
| | Water | Opgeloste zuurstof | VRIND 2008 |
| | | Emissies van zware metalen naar oppervlaktewater | VRIND 2008 |
| | | Zuiveringsgraad | VRIND 2008 |
| | | Grondwaterstanden | VRIND 2008 |
| | | Belasting oppervlaktewater | VRIND 2008 |
| | | Zware metalen | VRIND 2008 |
| | | Nitraat in oppervlaktewater | VRIND 2008 |
| | Bodem | Verontreinigde oppervlakte | VRIND 2008 |
| | | Verontreinigde industriegrond | VRIND 2008 |
| | | Verontreinigde gronden naar fase van bodemsanering | PVV |
| | Lucht | Verzurende emissies | VRIND 2008 |

| | | | |
|--|----------------------------------|--|------------------------------|
| | | Luchtkwaliteitsindex | VRIND 2008 |
| | | Zwevend stof | VRIND 2008 |
| | Energie | Elektriciteitsconsumptie van de huishoudens | Omgevingsindicatoren DO 2008 |
| | | Energie-intensiteit van de economie | Omgevingsindicatoren DO 2008 |
| | | Productie groene stroom | VRIND 2008 |
| | | Warmtekrachtkoppeling | VRIND 2008 |
| | | Aandeel elektriciteit uit hernieuwbare energiebronnen | PVV |
| | Duurzame productie en consumptie | Bebouwde oppervlakte | Omgevingsindicatoren DO 2008 |
| | | Materiaalproductiviteit | Omgevingsindicatoren DO 2008 |
| | | Drinkwaterverbruik Vlaams Gewest | PVV |
| | | Opgehaald huishoudelijk afval | Omgevingsindicatoren DO 2008 |
| | | Verwerking huishoudelijk afval naar methode | Omgevingsindicatoren DO 2008 |
| | | Aandeel groene stroom in het totale bruto binnenlands elektriciteitsverbruik | Omgevingsindicatoren DO 2008 |
| | | Zuiveringsgraad van de huishoudens | Omgevingsindicatoren DO 2008 |
| | | Bebouwde oppervlakte | Omgevingsindicatoren DO 2008 |
| | Transport | Energie-intensiteit van de transportsector | Omgevingsindicatoren DO 2008 |
| | | Modale verdeling goederenvervoer en personenvervoer | Omgevingsindicatoren DO 2008 |
| | | Aantal verkeersdoden per 100.000 inwoners | Omgevingsindicatoren DO 2008 |
| Opportunities voor sociale vooruitgang | Socio-Economische ontwikkeling | Reële groei van het binnenlands product per inwoner | Omgevingsindicatoren DO 2008 |
| | | Totaal vruchtbaarheidscijfer | Omgevingsindicatoren DO 2008 |
| | Werkgelegenheid | Arbeidsproductiviteit | Omgevingsindicatoren DO 2008 |

| | | | |
|--|----------------------|---|-----------------------------------|
| | | Totale werkzaamheidsgraad | Omgevingsindicatoren DO 2008 |
| | Vergrijzing | Werkzaamheidsgraad van personen tussen 55 en 64 jaar | Omgevingsindicatoren DO 2008 |
| | Gezondheid | Levensverwachting bij de geboorte | Omgevingsindicatoren DO 2008 |
| | | Gezonde levensverwachting bij de geboorte | Omgevingsindicatoren DO 2008 |
| | | Gezondheidsbeleving | PVV |
| | | Aandeel bevolking potentieel ernstig gehinderd door geluid | PVV |
| | Onderwijs | Aandeel van de bevolking dat deelneemt aan opleidingen naar onderwijsniveau | PVV |
| | | Ongekwalificeerde uitstroom | PVV |
| | Sociale inclusie | Risico op financiële armoede na sociale transfers | Omgevingsindicatoren DO 2008 |
| | | Inkomensongelijkheid | Omgevingsindicatoren DO 2008 |
| | | Afhankelijkheidsratio ouderen | Omgevingsindicatoren DO 2008 |
| | | Armoedepersistentie in % van de bevolking | PVV |
| | | Cultuurparticipatiegraad | PVV |
| | Globaal partnerschap | Officiële ontwikkelingshulp als percentage van het bruto nationaal inkomen | Omgevingsindicatoren DO 2008 |
| | | Vlaamse middelen ontwikkelingssamenwerking | PVV |
| Socio-ecologisch burgerschap en democratisch bestuur | | Vertrouwen in instellingen | Omgevingsindicatoren DO 2008; PVV |
| Intergenerationele billijkheid | | | |
| Voorzorgsprincipe | | | |
| Integratie | | | |

PVV: Pact van Vilvoorde (Bron: Vlaamse Overheid, 2007. Het Pact van Vilvoorde in concrete cijfers. De opvolging van de 21 doelstellingen. Studiedienst van de Vlaamse Regering.

Bibliografie

- Aarts, N. & van Woerkum, C. (2002). Dealing with uncertainty in solving complex problems. In: Leeuwis, C & Pyburn, R. (eds) (2002). *Wheelbarrows full of frogs. Social learning in rural resource management*. Assen: Koninklijke Van Gorcum. pp. 421-437.
- Ambler, T. & Chittenden, F. (2006). Memorandum. London Business School / Manchester Business School.
- Arbter, K. (2003). SEA and SIA – two participative assessment tools for sustainability. Paper presented at the Easy-ECO 2 Conference. Vienna, May 15-17, 2003.
- Arnstein, S.R. (1969). A Ladder of Citizen Participation. *Journal of the American Institute of Planners*, **8**(3): 217-224.
- Baber, W.F. (2004). Ecology and democratic governance: toward a deliberative model of environmental politics. *The Social Science Journal* **41** (2004): 331-346.
- Bell, S. & Morse, S. (1999). *Sustainability indicators: measuring the immeasurable*. Earthscan Publications Limited. United Kingdom.
- Cashmore, M. (2004). The role of science in environmental impact assessment: process and procedure versus purpose in the development of theory. *Environmental Impact Assessment Review* **24**: 403-426.
- Cherp, A., Watt, A. & Vinichenko, V. (2007). SEA and strategy formation theories: from three P's to five P's. *Environmental Impact Assessment Review* **27** (7): 624-644.
- Croal, P., Gibson, R., Alton C., Brownlie, S. Windibank, E. (2007). *A Decision Maker's Tool for Sustainability-Centred Strategic Environmental Assessment*. Clean Draft for circulation amongst member of the OECD/DAC SEA TaskTeam. December 2007.
- Dalal-Clayton, B. & Bass, S. (2002). *Sustainable development strategies: a resource book*. OECD, UNDP, Earthscan Publications. London, UK.
- De Peuter, B. (2007). Evidence-based policy: an exploration of drivers and challenges in Belgium. Paper presented at the 'Symposium on Evaluation in the Knowledge Society', Odense (Denmark), 18-19 October 2007. Instituut voor de Overheid, KULeuven.
- De Peuter, B., De Smedt, J. & Bouckaert, G. (2007). *Handleiding Beleidsevaluatie. Deel 1: Evaluatiedesign en –management*. Steunpunt Bestuurlijke Organisatie Vlaanderen. Rapport D/2006/10106/013.
- Desmond, M. (2007). Decision criteria for the identification of alternatives in strategic environmental assessment. *Impact Assessment and Project Appraisal* **25** (4): 259-269.
- Devuyst, D. & Hens, L. (1994). *Instruments for the Evaluation of Environmental Impact Assessment*. Proefschrift tot het verkrijgen van de graad van doctor in de Menselijke Ecologie. Vakgroep Menselijke Ecologie. Vrije Universiteit Brussel, Faculteit Geneeskunde en Farmacie.

- Draaijers, G.P.J., Verheem, R.A.A., & Morel S.A.A. (2003). Developing a general framework for sustainability assessment. NCEIA.
- EcoLogic, IEEP, Vrije Universiteit Amsterdam, VITO (2007). Improving Assessment of the Environment in Impact Assessment. Final Report, January 2007.
- EEAC (2006). Impact Assessment of European Commission Policies: Achievements and Prospects. Statement of the EEAC Working Group on Governance. April 2006.
- Fetterman, D.M. (1997). Empowerment Evaluation: Knowledge and Tools for Self-Assessment and Accountability. Sage. Beverly Hills, USA.
- Fischer, T.B. (2002). Strategic Environmental Assessment performance criteria – the same requirements for every assessment? *Journal of Environmental Assessment Policy and Management* **4** (1): 83-99.
- Fischer, T.B. & Gazolla, P. (2006). SEA effectiveness criteria – equally valid in all countries? The case of Italy. *Environmental Impact Assessment Review* **26**: 369-409.
- Franz, J. & Kirkpatrick, C. (2007). Integrating sustainable development into European policy making: the role of impact assessments. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management* **9** (2): 141-160.
- Gasparatos, A., El-Haram, M. & Horner, M. (2007). A critical review of reductionist approaches for assessing the progress towards sustainability. *Environmental Impact Assessment Review* *in press*.
- Glasson, J. & Salvador, N.N.B. (2000). EIA in Brazil: a procedures-practice gap. A comparative study with reference to the European Union, and especially the UK. *Environmental Impact Assessment Review* **20**: 191-225.
- Grietens, E. (2008). Interview afgenomen op 12 februari 2008 door Jean Hugé op de Bond Beter Leefmilieu, Brussel.
- Groot, J.C.J., Rossing, W.A.H., Jellema, A., Stobbelaar, D.J., Renting, H. & Van Ittersum, M.K. (2007). Exploring multi-scale trade-offs between nature conservator, agricultural profits and landscape quality – a methodology to support discussions on land-use perspectives. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **120**: 58-69.
- Eurostat (2007). Indicateurs de développement durable. Commission Européenne. <http://epp.eurostat.ec.europa.eu>
- Hahn, R.W., Burnett, J.K., Chan, Y-H I., Mader, E.A. & Moyle, P.R. (2000). Assessing the quality of regulatory impact analyses. Working Paper 00-01 January 2000. AEI – Brookings Joint Center for Regulatory Studies.
- Hardi, P. & Zdan, T. (1997). Assessing sustainable development: principles in practice. International Institute for Sustainable Development. <http://www.nssd.net/pdf/bellagio.pdf>

- Hartley, N. & Wood, C. (2005). Public participation in environmental impact assessment – implementing the Aarhus Convention. *Environmental Impact Assessment Review* **25**: 319-340.
- Hezri, A.A. & Dovers, S. R. (2006). Sustainability Indicators, Policy and Governance: Issues for Ecological Economics. *Ecological Economics* **60**: 86-99.
- Holt, S. (2006). The notion of sustainability. *In: Gaining ground in pursuit of ecological sustainability*. Edited by D.M. Lavigne. Published by IFAW and the University of Limerick.
- Hugé, J. (2008). Duurzaamheidsbeoordeling in het beleidsproces: algemene inleiding. Paper opgesteld in het kader van het Steunpunt Duurzame Ontwikkeling. www.steunpuntdo.be
- Huppes, G. & Ishikawa, M. (2007). Sustainability evaluation. Diverging routes combined? Tasks for a new working group on modelling and evaluation for sustainability. *Journal of Cleaner Production* 15 (11-12): 1183-1184.
- Jacob, K., Hertin, J., Bartolomeo, M., Volkery, A., Cirillo, M. & Wilkinson, D. (2004). Ex-ante sustainability appraisal of national-level policies: a comparative study of assessment practice in seven countries. Paper presented at the 2004 Berlin Conference ‘Greening of policies? Interlinkages and policy integration.
- Jacob, K., Hertin, J., Hjerp, P., Radaelli, C., Meuwese A., Wolf, O., Pacchi, C. & Rennings, K. (2008). Improving the Practice of Impact Assessment. EVIA (Evaluating Integrated Impact Assessments – Project N° 028889.
- Jay, S., Jones, C., Slinn, P. & Wood, C. (2007). Environmental impact assessment: retrospect and prospect. *Environmental Impact Assessment Review* **27**: 287-300.
- Kronenberg, J. (2007). Making consumption ‘reasonable’. *Journal of Cleaner Production*. Volume 15 (6): 557-566.
- Laes, E. & Maes, F. (2008). Sustainability assessment: concepts and methodology. Deliverable 1.1a – WP 1. Sustainable Energy Policy Integrated Assessment. Belspo.
- Lambrecht, J., Hugé, J. & Hens, L. (2007). Stand van zaken met betrekking tot duurzaamheidsbeoordeling. Paper opgesteld in het kader van het Steunpunt Duurzame Ontwikkeling. Beschikbaar op: http://www.steunpuntdo.be/papers/Paper_Jesse_Stand%20van%20zaken_juli%202007.pdf
- Lawrence, D.P. (2007). Impact significance determination – back to basics. *Environmental Impact Assessment Review* **27**: 755-769.
- Lee, N. (2006). Bridging the gap between theory and practice in integrated assessment. *Environmental Impact Assessment Review* **26**: 57-78.
- Lelieur, L. (2008). Interview afgenomen in februari 2008. Cel Milieueffectrapportage. Vlaamse Overheid.

- Leu, W-S., Williams, W.P. & Bark, A.W. (1996). Development of an Environmental Impact Assessment Evaluation Model and its Application: Taiwan Case Study. *Environmental Impact Assessment Review* **16**: 115-133.
- Lerond, M. & Lanmafankpotin, G. (2007). *Le développement soutenable – Evaluation simplifiée dans un contexte Nord-Sud*. Editions L’Harmattan.
- LNE (2006). *Richtlijnenboek Lucht*. Departement Leefmilieu, Natuur en Energie. Dienst Milieueffectrapportage. www.mervlaanderen.be
- Lotze-Campen, H. (2006). Modelling tools. In: *Advanced Tools for Sustainability Assessment*. <http://ivm5.ivm.vu.nl/sat/>
- MA (2005). *Millennium Ecosystem Assessment*. www.millenniumassessment.org
- Mauerhofer, V. (2008). 3-D Sustainability: an approach for priority setting in situation of conflicting interests towards a sustainable development. *Ecological Economics* **64**: 496-506.
- MATISSE (2007). *Methods and Tools for Integrated Sustainability Assessment*. <http://www.matisse-project.net/projectcomm/>
- McDavid, J.C. & Hawthorn, L.R.L. (2005). *Program Evaluation and Performance Measurement, an Introduction to Practice*. Thousand Oaks: Sage.
- Meadowcroft, J. (1997). Planning for Sustainable Development: Insight from the Literatures of Political Science. *European Journal of Political Research* **31**: 427-454.
- Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap (2004). *Algemene omgevingsanalyse Vlaanderen*. Augustus 2004.
- Mog, J.M. (2004). Struggling with sustainability – a comparative framework for evaluating sustainable development programs. *World Development* **32** (12): 2139-2160.
- Munda, G. (1996). Cost-benefit analysis in integrated environmental assessment: some methodological issues. *Ecological Economics* **19** (2): 157-168.
- NAO (2005). *Evaluation of Regulatory Impact Assessments Compendium Report 2004-05*. National Audit Office, United Kingdom. Report by the Controller and Auditor General. HC 341 Session 2004-2005.
- Noble, B.F. (2002). The Canadian experience with SEA and sustainability. *Environmental Impact Assessment Review* **22**: 3-16.
- Nooteboom (2007). Impact assessment procedures for sustainable development: A complexity theory perspective. *Environmental Impact Assessment Review* **27**: 645-665.
- OECD (1993). *OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews*. A Synthesis Report by the Group on the State of the Environment, Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.

- Opoku, C. & Jordan, A. (2004). Impact Assessment in the EU: A global sustainable development perspective. Paper presented at the Berlin Conference on the Human Dimension of Global Environmental Change. Berlin, 3-4 December 2004.
- Owens S, Rayner T and Bina O 2004. New agendas for appraisal: reflections on theory, practice and research. *Environment and Planning* **36**(11): 1943-1959.
- Paredis, E., Bauler, T., Boulanger, P.M., Heyerick, A., Lavrysen, L., Varone, F., Zaccai, E., Waktare, M., Bonifazi, A., Lussis, B., Thomaes, P., Risse, N. & Doom, R. (2006). Methodology and feasibility of sustainability impact assessment. Case: federal policy-making process. Scientific Support Plan for a Sustainable Development Policy. Belgian Science Policy.
- PODDO (2007). Leidraad DOEB-screening. Beschikbaar op www.poddo.be
- PWC (2007). Diensten voor het Algemeen Regeringsbeleid: Duurzaamheidsaspecten binnen de werking van de Vlaamse overheid. Eindverslag Deel II: Draaiboek DO Maturiteitsmodel. PriceWaterhouseCoopers.
- Quigley, R.J. & Taylor, L.C. (2004). Evaluating Health Impact Assessment. *Public Health* **118**: 544-552.
- Ruddy, T.F. & Hilty, L.M. (2007). Impact assessment and policy learning in the European Commission. *Environmental Impact Assessment Review* (2007).
- Ruth, M. (2006). A quest for the economics of sustainability and the sustainability of economics. *Ecological Economics* **56** (3): 332-342.
- Sadler, B. (1996). Environmental assessment in a changing world: evaluating practice to improve performance. *International Study of the Effectiveness of Environmental Assessment. Final Report. Canadian Environmental Assessment Agency / IAIA.*
- Scriven, M. (1991). *Evaluation Thesaurus*. Thousand Oaks: Sage.
- Sinclair J.A., Diduck, A., & Fitzpatrick, P. (2007). Conceptualizing learning for sustainability through environmental assessment: critical reflections on 15 years of research. *Environmental Impact Assessment Review* *in press*.
- Smith, A. & Stirling, A. (2006). Moving inside or outside? Positioning the governance of socio-technical systems. Paper N° 148. SPRU Electronic Working Paper Series. University of Sussex. October 2006.
- Stavin, R.N., Wagner, A.F. & Wagner, G. (2003). Interpreting sustainability in economic terms: dynamic efficiency plus intergenerational equity. *Economics Letters* **79**: 339-343.
- Studiedienst van de Vlaamse Regering (2008). Omgevingsindicatoren duurzame ontwikkeling in Vlaanderen 2008. Vlaamse Overheid. Beschikbaar op: <http://www2.vlaanderen.be/duurzameontwikkeling/>
- TEP (2007). Evaluation of the Commission's Impact Assessment System. Final Report. The Evaluation Partnership. April 2007.

- Thissen, W.A.H. & Agusidnata, D.B. (2008). Handling Deep Uncertainties in Impact Assessment. Paper presented at the IAIA '08 Conference in Perth, May 2008.
- Tickner, J.A. & Geiser, K. (2004). The precautionary principle stimulus for solutions- and alternative-based environmental policy. *Environmental Impact Assessment Review* **24**: 801-824.
- Van Kouwen, F., Schot, P.P. & Wassen, M.J. (2008). A framework for linking advanced simulation models with interactive cognitive maps. *Environmental Modelling & Software* **23**: 1133-1144.
- Van Wijngaarden, T. (2001). Chapter 10: Indicators of Sustainable Development. In: *How Green is the City? Sustainability Assessment and the Management of Urban Environments*. Edited by Dimitri Devuyst. Columbia University Press, New York.
- Vlaamse Overheid (2006). Richtlijnen voor de opmaak van een reguleringsimpactanalyse. 2^{de} versie, mei 2006. Vlaamse Overheid - Kenniscel Wetsmatiging.
- VRIND (2008). Vlaamse Regionale Indicatoren. Vlaamse Overheid.