

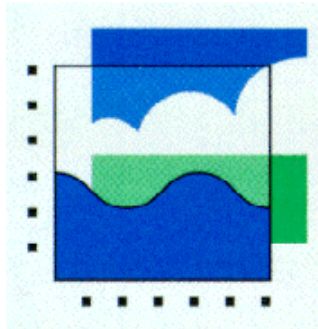
Ontkoppelingsindicator

CML-SSP Working Paper 99.006

Leiden, 26 mei 1999

Authors: Ruben Huele, René Kleijn, Laurant van Oers, Ester van der Voet

© Copyright 1999 by the Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, The Netherlands



Section Substances and Products, Centre of Environmental Science, Leiden University (CML-SSP)

P.O. Box 9518

2300 RA Leiden, The Netherlands

Tel +31 71 527 7477

Fax +31 71 527 7434

email: philips@rulcml.leidenuniv.nl

<http://www.leidenuniv.nl/interfac/cml/ssp/>

This working paper has been published as: Huele, R., R. Kleijn, L. van Oers & E. van der Voet: Ontkoppelingsindicator. Publicatiereeks Milieustrategie 1999/2, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Den Haag. Please refer to this published version when citing or quoting.

Ontkoppelingsindicator

april 1999

Ruben Huele, René Kleijn, Laurant van Oers, Ester van der Voet
Centrum voor Milieukunde, Universiteit Leiden, Postbus 9518, 2300 RA Leiden, tel 071-
52277480, voet@rucml.leidenuniv.nl

Inhoudsopgave

Voorwoord.....	4
Samenvatting	4
1 Inleiding.....	8
1.1 Algemene inleiding.....	8
1.2 Doel en vraagstelling van het onderzoek, opbouw van het rapport.....	11
2 Resultaten van de inventarisatie.....	14
2.1 Het BBP als maat voor economische ontwikkeling.....	14
2.2 Indicatoren voor milieudruk.....	17
2.3 Methoden van aggregatie en weging voor milieu-indicatoren	20
2.3.1 Inleiding	20
2.3.2 Methoden voor aggregatie en het definiëren van geaggregeerde indicatoren	20
2.3.3 Methoden voor weging van milieu-ingrepen en -problemen.....	22
2.4 Beleid met betrekking tot ont koppeling in het buitenland	27
3 Verschillende modellen voor een ont koppelingsindicator.....	30
3.1 Vier modellen van analyse: zwarte en grijze dozen.....	30
3.2 Model “Rapport themagroep Ontkoppeling”	33
3.2.1 Uitgangspunten en redentatie.....	33
3.2.2 Indicatoren voor economische groei en milieudruk.....	33
3.2.3 Ontkoppelingindicator	35
3.3 Model “Dematerialisatie”	40
3.3.1 Uitgangspunt en redentatie	40
3.3.2 Indicatoren voor economische groei en milieudruk.....	41
3.3.3 Ontkoppelingindicator.....	42
3.4 Model “Groen BBP”.....	44
3.4.1 Uitgangspunten en redentatie.....	44
3.4.2 Indicatoren voor economische groei en milieudruk.....	45
3.4.3 De ont koppelingindicator.....	46
3.5 Model Footprint.....	48
3.5.1 Uitgangspunt en redentatie	48
3.5.2 Indicatoren voor economische groei en milieudruk.....	48
3.5.3 Ontkoppelingindicator	49
3.6 Mogelijkheden en beperkingen van de verschillende benaderingen	52
3.6.1 Economie.....	52
3.6.2 Milieu	52
3.6.3 Keuzes ten behoeve van voorbeelduitwerkingen van enkele mogelijke ont koppelingindicatoren.....	53
4 Nadere uitwerking van enkele mogelijke ont koppelingindicatoren.....	55
4.1 Ontkoppelingindicator 1: Statistisch gedrag.....	56
4.1.1 Uitgangspunten en redenering	56
4.1.2 Economie- en milieumaten.....	57
4.1.3 Hoe ziet de indicator eruit?.....	59
4.1.4 Interpretatie.....	60
4.2 Ontkoppelingindicator 2: toegekend belang	63
4.2.1 Uitgangspunt en redentatie	63
4.2.2 Economiematen en milieumaten.....	63
4.2.3 Hoe ziet de indicator er uit?.....	64
4.2.4 Interpretatie.....	64
4.3 Ontkoppelingindicator 3: massa	66
4.3.1 Uitgangspunten en redentatie.....	66
4.3.2 Economie- en milieumaten.....	66
4.3.3 Hoe ziet de indicator eruit	67
4.3.4 Interpretatie.....	68
4.4 Ontkoppelingindicator 4: effect	71

4.4.1	Uitgangspunt en redentie	71
4.4.2	Economie- en milieumaten	71
4.4.3	Hoe ziet de indicator eruit?.....	72
4.4.4	Interpretatie.....	74
5	Conclusies en aanbevelingen	77
6	Referenties	81
	Bijlagen	87
Bijlage 1.	Beschrijving van verschillende methoden voor aggregatie en weging	89
Bijlage 2.	Tijdreeksen 1985 - 1996 voor drie-en-dertig economische en milieuv variabelen.....	108
Bijlage 3.	Materiaalstroomgegevens voor Nederland, 1970 - 1994	114
Bijlage 4.	Het construeren van één maat uit de Principale Componenten-analyse.....	118
Bijlage 5.	Weegfactoren voor thema's en emissies betrokken bij het afleiden van de gewogen milieuindicatoren	122
Bijlage 6.	De bijdrage van de afzonderlijke stoffen en thema's aan de score van de miliedrukindicator voor de diverse wegingmethodieken.	128

Voorwoord

Absolute ont koppeling is een doelstelling in het milieubeleid. De Nota Milieu & Economie (1997) zegt hierover: “*Het doel is een absolute ont koppeling van miliedruk en economische groei te realiseren. Dat wil zeggen economische groei gecombineerd met een daling van de miliedruk*”. Om goed over deze doelstelling te rapporteren is een indicator gewenst.

Idee is dat de ont koppelingsindicator de functie van een thermometer dient te hebben: de indicator geeft aan of er wat mis is, maar wat precies kan dan nader te worden onderzocht. De indicator dient uitspraken te doen over ont koppeling van milieu en economie op het *nationale* niveau. Daar waar dat niet in één cijfer te vatten is, zal dat in één *beeld* dienen te gebeuren waarbij de relevante aspecten worden getoond die tegen elkaar moeten worden afgewogen. De lezer (met zijn eigen subjectieve keuzes) kan dan zelf een oordeel vellen over de mate van ont koppeling. Verder dient de indicator zowel een beeld te geven van *absolute* als van *relatieve* ont koppeling, en dus de *richting* aan te geven. Voor een goede invulling van al deze wensen, is door CML onderzoek verricht, hetgeen is uitgemond in dit rapport. Het rapport levert goede bouwstenen voor de discussie over de ont koppelingsindicator.

Het rapport geeft een uitgebreide analyse van het economische -en milieudeel van een ont koppelingsindicator. Het schetst aan de milieukant vier soorten van aggregatie om tot een goede ont koppelingsindicator te komen. In de samenvatting en het rapport zelf wordt hier uitgebreid op ingegaan.

Op basis van communicatiewensen en de resultaten van dit rapport, wordt een ont koppelingsindicator opgesteld en van de juiste data voorzien. In onder meer het Milieuprogramma dat jaarlijks wordt uitgebracht, zou dan over ont koppeling van milieu en economie kunnen worden gerapporteerd.

De directeur van de Directie Strategie en Planvorming

Drs. G.H.J. Keijzers

Samenvatting

Introductie

Economische activiteit gaat altijd gepaard met een of andere vorm van belasting van het milieu, door het gebruik van ruimte en energie en door het manipuleren van materiestromen. Met andere woorden, het economische en het milieusysteem zijn met elkaar verbonden. In de Nota Milieu en Economie spreekt het kabinet de intentie uit om te streven naar ont koppeling. Volgens het rapport van de Themagroep “Ontkoppeling in het kader van de nota Milieu en Ruimte” is er sprake van ont koppeling als de toename van de omgevingsdruk minder groot is dan de economische groei. Ontkoppeling wordt in dit rapport onderscheiden in absolute ont koppeling, in het geval dat de omgevingsdruk in absolute zin afneemt, en relatieve ont koppeling, als de omgevingsdruk toeneemt maar afneemt per eenheid groei van de economie. Een belangrijke stap in het ont koppelingsbeleid is het meetbaar maken van ont koppeling. Daartoe heeft de overheid diverse projecten gestart, waaronder ook het project waarvan dit de rapportage is. Het doel van dit onderzoek was het aandragen van informatie om een of meer indicatoren te definiëren waaruit het optreden - of uitblijven - van ont koppeling kan worden afgelezen. Randvoorwaarden waren (1) het schaalniveau: de indicatoren dienen bruikbaar te zijn voor Nederland als geheel, en (2) de inperking tot het beleidsterrein van DGM: ruimtelijke aspecten dienen buiten beschouwing te blijven.

Indicatoren

Operationalisering van een indicator van ont koppeling vereist het definiëren van het economische en het milieu-systeem, het bepalen van de relevante tijdsperiodes en het vinden van een vorm om de grote hoeveelheid gegevens te aggregeren. Een ondoordachte keuze van systeemgrenzen, variabelen, tijdreeksen en wijze van aggregatie heeft een nietszeggende en onbruikbare indicator tot gevolg. In een meer cynische toonzetting kan men stellen dat ieder uitkomst mogelijk is door het kiezen van bepaalde variabelen en periodes. Bestaande methoden om milieu-indicatoren te berekenen zijn niet altijd even helder waar het gaat om de afgrenzing van het milieusysteem. Soms moet het model zelfs worden afgeleid uit de keuze van de gegevens.

Over het algemeen wordt het BBP aanvaard als een redelijk bruikbare maat van de economische activiteit. Gebleken is dat het BBP voldoende correleert met andere maten van welvaart. Een soortgelijke maat voor de toestand van het milieu ontbreekt. Gegeven de sociale en culturele verschillen in milieubeschouwing is het niet aannemelijk dat een dergelijke maat er op korte termijn zal komen. Daar komt bij dat de tijdsvertragingen in het milieusysteem vele malen groter kunnen zijn dan in het economische systeem, zodat de waarde van een vergelijking tussen BBP en toestand van het milieu niet altijd relevant is voor beoordeling van beleid. Een maat die de belasting van het milieu weergeeft, zoals de omvang van emissies, reageert directer op beleidsmaatregelen, maar heeft als nadeel dat de effecten van emissies niet altijd zeker zijn.

Een ander punt is de ruimtelijke afbakening van het systeem: is men alleen geïnteresseerd in de effecten van onze economische activiteiten op het Nederlandse milieu of wordt een meer mondiaal perspectief gehanteerd? De beperking van het systeem tot alleen het Nederlandse milieu kan als gevolg hebben dat afwenteling van milieuproblemen naar het buitenland telt als ont koppeling. Een mondiaal perspectief, zoals bijvoorbeeld wordt aangehouden bij het begrip *ecological footprint*, maakt het daarentegen onmogelijk om nog iets te zeggen over het milieu in Nederland.

Tenslotte is de keuze voor de variabelen die gezamenlijk de milieudruk indiceren een onderwerp waaraan de nodige aandacht moet worden besteed. In principe dragen alle emissies en onttrekkingen bij en zouden dus meegenomen moeten worden. Een nadere inperking of een vorm van aggregatie is dan noodzakelijk om niet in de details om te komen.

In deze rapportage zijn, bij het nader uitwerken van de mogelijkheden een ont koppelingsindicator te definiëren, de volgende keuzes gemaakt:

- het hanteren van het BBP als indicator voor economische groei
- het definiëren van de milieu-indicator(en) op *pressure*-niveau
- in principe geen beperkingen aan te brengen in de mee te nemen *pressures*
- verschillende methoden van aggregatie uit te proberen om toch tot een hanteerbare maat te komen.

Data

Op pragmatische gronden is, ten behoeve van een voorbeelduitwerking in het rapport, gekozen voor het gebruiken van de tijdreeksen van het CBS voor de periode 1985-1996 voor zeven economische variabelen en vierentwintig verschillende emissies naar lucht, water en bodem, plus de hoeveelheid geproduceerd afval per hoofd, als “totaaloverzicht” van ingrepen in het milieu. Voor het berekenen van de massastromen is gebruik gemaakt van de data voor de jaren 1975 - 1994 uit de publicatie van Adriaanse et al. (1997).

Aggregatie

Na het definiëren van de grenzen van het milieusysteem en de keuze van relevant geachte variabelen zullen de gegevens op een of andere manier geaggregeerd dienen te worden om tot een inzichtelijke indicator te kunnen komen. Er zijn vier soorten aggregatie gangbaar: naar massa, naar toegekend belang, naar effect en naar statistisch gedrag.

1. Aggregatie naar massa

Op grond van de veronderstelling dat de totale massa-stroom in een bepaald economisch systeem een weerspiegeling is van de invloed op het milieusysteem zijn de Direct Material Input (DMI) en de Total Material Requirement (TMR) voorgesteld als maat voor milieubelasting. DMI wordt gedefinieerd als "the flow of natural resource commodities that enter the industrial economy for further processing". TMR wordt gedefinieerd als "the sum of the total material input and hidden or indirect material flows, including deliberate landscape alterations". De methode is aantrekkelijk van eenvoud en heeft als voordelen dat het een eenvoudig te interpreteren kwantitatieve maat oplevert, die (voor TMR) deels ook de afwenteling naar het buitenland zichtbaar maakt. Het voornaamste nadeel is dat ter discussie staat of DMI en TMR een goede indicatie geven van milieubelasting. Het is natuurlijk altijd mogelijk de verplaatsing van massa zelf als voornaamste milieuprobleem te definiëren, zodat de indicator per definitie de juiste is.

Ontkoppeling in een gegeven periode wordt gemeten als de ratio van de verandering in BBP en de verandering in DMI, respectievelijk TMR.

2. Aggregatie volgens toegekend belang

Uiteenlopende zaken kunnen worden geaggregeerd door er een score van “wenselijk” of “onwenselijk” aan toe te kennen en deze scores vervolgens op te tellen. Distance-to-target, waarbij emissies worden gewogen op basis van de afwijkingen van eerder vastgestelde criteria en vervolgens worden opgeteld, is een dergelijke methode. Ook worden wel panels samengesteld, die gezamenlijk een set van weegfactoren samenstellen voor gebruik in een specifieke studie of afwegingsomgeving. Een derde mogelijkheid is een weegmethode in monetaire termen, waarbij milieubelasting wordt weergegeven als een schadepost. Het grote voordeel van een methode volgens toegekend belang is dat het in feite een protocol is voor besluitvorming. Het nadeel is uiteraard dat de bepaling van dergelijke scores dus altijd afhankelijk is van een of andere vergadering. De legitimiteit van de scores is dan ook beperkt tot de jurisdictie van die vergadering.

Ontkoppeling in een gegeven periode wordt gemeten als de ratio van de verandering in BBP en de verandering in de geconstrueerde milieuscore.

3. Aggregatie volgens effect

Gegevens van emissies en onttrekkingen kunnen worden geaggregeerd naar het effect dat deze hebben op de toestand van het milieu, zoals naar verzurende werking of klimaatverandering. Het effect zelf, als toestandsmaat, is natuurlijk de beste vorm van aggregatie, maar in veel gevallen is het effect pas merkbaar lang nadat de ingreep heeft plaatsgevonden. Bovendien hebben waargenomen effecten vaak meer oorzaken. Het is daarom gebruikelijk dat de ingrepen worden opgeteld volgens op grond van modelberekeningen ingeschatte potentiële effecten. Aggregatie naar effect heeft het voordeel dat het

emissies vertaalt naar hun bijdrage aan gesignaleerde problemen. Het nadeel is dat er niet een overall-maat, maar een maat per probleem wordt geproduceerd, die eventueel alsnog moet worden geaggregeerd volgens toegekend belang om hanteerbaar te maken. De klassieke thema's van het milieubeleid liggen voor de hand als sets van effecten, maar andere indelingen zijn evengoed mogelijk, zoals een indeling in vier domeinen: verstoring van biogeochemische kringlopen door emissies van systeemeigen stoffen, problemen gerelateerd aan emissie van systeemvreemde stoffen, massa-gerelateerde problemen, en lokale milieuproblemen.

Ontkoppeling in een gegeven periode wordt gemeten als de ratio van de verandering in BBP en de verandering in de berekende potentiële effecten van het totaal aan ingrepen.

4. Aggregatie volgens statistisch gedrag

De multivariate statistiek levert analysemethodes om grote hoeveelheden getallen hanteerbaar en interpreteerbaar te maken. De Principale Componenten Analyse is een exploratieve methode voor de identificatie van de elementen met de grootste invloed op het gedrag van een systeem. Als het systeem wordt beschreven in tijdreeksen gaat het in feite om een aggregatie naar tijd en worden variabelen met gelijksoortige tijdreeksen bij elkaar geplaatst. Het voordeel van de methode is dat het inzicht geeft in de werking van het onderzochte systeem, waardoor de tijdreeksen in verband kunnen worden gebracht met de beleidscyclus en de aard van de koppeling kan worden achterhaald. Het nadeel van de methode is dat interpretatie van de uitkomsten een flinke ervaring in statistiek vereist.

Ontkoppeling in een gegeven periode wordt gemeten als het verschil in gedrag van de tijdreeks van het BBP en de afzonderlijke milieudruk-variabelen.

Conclusie

Alle beschouwde methoden zijn in principe bruikbaar, zij het voor verschillende toepassingen. Nadere bepaling van het doel van het invoeren van een ontkoppelingsindicator is nodig om tot een keuze te komen. Aggregatie volgens statistisch gedrag ondersteunt de analyse van specifieke koppelingen en kan daarmee goed dienen als ondersteuning voor te formuleren beleid. Het kiezen van massa als indicator voor milieudruk sluit aan bij eco-efficiency gedachten die ook in het bedrijfsleven opgeld doen. Aggregatie naar thema's biedt de mogelijkheid de toestand te evalueren naar erkende milieuproblemen. Het construeren van één maat door gewogen optelling maakt de boodschap eenvoudig over te brengen. Voor verschillende doeleinden kunnen verschillende indicatoren gehanteerd worden. Het is dan wel aan te bevelen deze steeds vanuit dezelfde dataset te construeren, zodat de onderlinge vergelijkbaarheid niet in het geding is.

1 Inleiding

1.1 Algemene inleiding

De nota Milieu en Economie “beoogt een bijdrage te leveren aan en een inspiratie te zijn voor het integrale denken over milieu en economie” (p 16). De nota verzet zich tegen het idee dat er slechts twee modellen mogelijk zijn om de milieuproblemen onder de knie te krijgen: “krimpen voor het milieu” versus “economische groei om milieuproblemen op te lossen”. In plaats van voor het ene of het andere model te kiezen stelt het kabinet dat het zal streven naar een duurzame ontwikkeling, dat wil zeggen, niet minder economische groei, maar een andere groei. Deze andere groei voorkomt milieuproblemen en is beter verenigbaar met een verbetering van welvaart en welzijn in Nederland (p19). Het streefbeeld van duurzame ontwikkeling is: “(...) economische groei, versterking van de concurrentiekracht en toename van de werkgelegenheid gecombineerd met een zorgvuldig beheer van ruimte, natuur en biodiversiteit, een vermindering van de milieudruk en een aanmerkelijke vermindering van de inzet van fossiele brandstoffen en niet-vernieuwbare voorraden.(...) Het doel is een absolute ont koppeling van milieudruk en economische groei, dat wil zeggen economische groei gecombineerd met een daling van de milieudruk” (p 6).

Het begrip “ontkoppeling” is vervolgens nader uitgewerkt door een van de werkgroepen die de nota Milieu en Ruimte hebben voorbereid. De bevindingen van de werkgroep zijn gepubliceerd in het rapport Ontkoppeling, waarin de definities wat worden aangescherpt. De werkgroep stelt (p 17): “Er is sprake van ont koppeling als de toename van de omgevingsdruk minder groot is dan de economische groei”. Hierin is omgevingsdruk gedefinieerd als: beslag op de sleutelvoorraden grondoppervlak, energie en biodiversiteit; het terugdringen van emissies naar lucht, water, bodem; afval, risico en hinder, plus het beslag op de kwaliteit van de ruimte, dat tot uitdrukking komt in de gebruikswaarde, de belevingswaarde en de toekomstwaarde. Het rapport vervolgt met het definiëren van economische ontwikkeling als: toename van het Bruto Binnenlands Product, vergroting van de werkgelegenheid, toename van koopkracht en bestedingen, vergroting van het concurrentievermogen.

Het rapport maakt verder onderscheid in “absolute ont koppeling”, waarbij omgevingsdruk in absolute termen wordt teruggedrongen, en “relatieve ont koppeling”, waarbij omgevingsdruk minder snel stijgt dan de economische ontwikkeling. Logischerwijs is er ook sprake van ont koppeling als de economie krimpt terwijl de milieubelasting toeneemt, maar we veronderstellen dat deze vorm beleidsmatig niet van belang is.

De onderzoeksagenda van de werkgroep vermeldt op de eerste plaats: Onderzoek om de begrippen in ont koppeling te operationaliseren, indicatoren te zoeken en in meetbare eenheden te vertalen ten behoeve van de uitwerking naar doelen, instrumenten en monitoring (p 28). In deze studie wordt daartoe een poging gedaan, met dien verstande dat de factoren grondoppervlak en kwaliteit van de ruimte niet worden behandeld. Om geschikte indicatoren te vinden is het nodig de begrippen eerst meer in te bedden.

De discussie over ont koppeling hangt nauw samen met wat economen noemen de “Environmental Kuznets Curve”, die vaak wordt afgekort tot EKC. De econoom Kuznets (1971) toonde aan dat in een groeiende economie de inkomensongelijkheid eerst toeneemt en vervolgens weer afneemt. Grossman en Krueger (1993), in een studie naar de milieueffecten van de NAFTA, onderzochten de relatie tussen groei van inkomen en de concentraties zwaveldioxide en zij vonden een soortgelijk verband. In een grafiek, met op de x-as het inkomen en op de y-as de concentraties, ziet het verband eruit als een omgekeerde U. Het artikel van Grossman en Krueger heeft nogal wat discussie opgeroepen, waarin de kritiek zich vooral richtte op het veronderstelde automatisme van het verband. De Bruyn (1997) heeft bovendien laten zien dat het verband wel opgaat voor zwaveldioxide, maar niet voor kooldioxide. De discussie was daarmee aangeland op het punt dat het verschijnsel inderdaad kan optreden en dus economische groei niet per definitie leidt tot toename van de emissies, maar dat het verband niet altijd

automatisch geldt, zodat economische groei ook niet per definitie zal leiden tot een afname van milieuproblemen.

In de klassieke economie is de productieomvang en het nationale inkomen afhankelijk van de productiecapaciteit. De productiecapaciteit is een functie van de hoeveelheid kapitaal en arbeid, terwijl deze functie in de tijd verandert als gevolg van technologische ontwikkelingen, of:

$$Q = f(K,L)$$

De (neo-)klassieke economie leidt vervolgens af dat de groei van het nationale inkomen gelijk is aan de groei van de hoeveelheid kapitaal maal het aandeel van kapitaal plus de groei van de hoeveelheid arbeid maal het aandeel van arbeid. In formule:

$$q = a*k + b*l$$

waarin: q de groei van het inkomen, k de groei van kapitaal, l de groei van arbeid, a en b het aandeel van respectievelijk kapitaal en arbeid.

In de neoklassieke groeitheorie kunnen arbeid en kapitaal elkaar vervangen, in tegenstelling tot de meer neo-keynesiaanse opvatting die een vaste verhouding veronderstelt (Pen, 1972).

Daly breidt de productiefactoren uit met 'natural capital' en stelt dat dit de beperkende factor is in de huidige wereld, in analogie:

$$Q = f(K,L,N)$$

De vergelijking van economische groei ziet er dan uit als:

$$q = a*k + b*l + c*n$$

met n als groei van het natuurlijk kapitaal en c als het aandeel van het natuurlijk kapitaal in de productie. In neoklassieke terminologie is ont koppeling daarmee gelijk aan het verkleinen van c . Als geldt $0 < c < 1$, dan is er sprake van relatieve ont koppeling, als $c < 0$ dan is er sprake van absolute ont koppeling.

Het afwijzen van de keuze tussen de twee modellen “krimp voor het milieu” en “groei voor het milieu” in de nota Milieu en Economie is in overeenstemming met de observatie dat bij economische groei de emissies zowel kunnen afnemen als groeien, en met het standpunt dat arbeid, kapitaal en natuurlijk kapitaal elkaar tot op zekere hoogte kunnen vervangen. Het standpunt in de Nota is daarmee conform de neoklassieke economie. In deze studie zullen wij dat standpunt volgen, hetgeen onder andere inhoudt dat we hier groei van BBP als indicator voor economische groei niet zullen aanvechten.

Als we de uiteenzetting van de werkgroep schematisch uitschrijven, en ruimtelijke aspecten verwaarlozen, staat er:

Er is sprake van ont koppeling als

Bruto Binnenlands Product, werkgelegenheid, koopkracht, bestedingen, en concurrentievermogen toenemen

terwijl tegelijkertijd

beslag op energie en biodiversiteit, emissies naar lucht, water en bodem, afval, risico en hinder afnemen.

Om adequate indicatoren te vinden is een nader onderzoek naar de variabelen nodig. Ten tweede moet de vraag worden beantwoord of er correlaties tussen de variabelen aanwezig zijn, zowel binnen de domeinen als tussen de domeinen. Het BBP omvat bestedingen, zodat de voorgestelde economische indicatoren niet onafhankelijk zijn, hetgeen de waarde van de economische indicatoren sterk

vermindert. Ook voor de genoemde milieu-indicatoren geldt dat zij onderling niet onafhankelijk zijn. We vatten daarom de in de nota Ontkoppeling genoemde variabelen niet op als een definitieve lijst te operationaliseren indicatoren, maar als een lijst van “dingen die van belang zijn” en op één of andere wijze betrokken dienen te worden bij de definitie van een ontkoppelingsindicator.

De vraag of er correlaties zijn tussen de economische en milieu-indicatoren is een stuk lastiger en betreft het wezen van het vraagstuk of ont koppeling mogelijk is, en zo ja, onder welke voorwaarden. Deze vraag is in hoge mate beleidsrelevant maar niet het uitgangspunt van deze studie, waar we ons beperken tot het aandragen van overwegingen om tot één of meer indicatoren te komen om het eventuele optreden van ont koppeling te kunnen constateren.

1.2 Doel en vraagstelling van het onderzoek, opbouw van het rapport

Het doel van het onderzoek is, informatie en overwegingen aandragen om tot de definitie van één of enkele indicator(en) te komen, bestaande uit enerzijds milieudruk en anderzijds economische ontwikkeling, waarmee gemeten kan worden of de Nederlandse doelstelling van ont koppeling van economische groei en milieudruk gehaald wordt.

De ont koppelingsindicator bestaat uit twee zelfstandige, onafhankelijke onderdelen: milieudruk en economische ontwikkeling. Voor beide onderdelen geldt: ze moeten op het niveau van Nederland toepasbaar zijn, en ze moeten een compleet beeld geven. Bovendien moeten het kwantitatieve maten zijn, die op zijn minst een verbetering of verslechtering aan kunnen geven ten opzichte van een eerdere situatie. Tenslotte is het een voordeel, hoewel geen noodzaak, wanneer het algemeen geaccepteerde maten zijn, of op zijn minst maten die vanuit geaccepteerde onderdelen op een geaccepteerde manier tot stand zijn gekomen. In dat verband kan het van belang zijn te weten wat er elders op de wereld speelt op het gebied van beleidsdoelen of indicatoren voor ont koppeling. Dit wordt behandeld in § 2.3.

De procedure om deze twee maten in te vullen bevat de volgende stappen:

- inventarisatie en analyse van de onderliggende of deel-indicatoren die op een of andere wijze betrokken worden bij de ont koppelingsmaat. Algemeen uitgangspunt hierbij is, dat zoveel mogelijk aangesloten wordt bij bestaande indicatoren en maten.
- selectie en integratie van de geselecteerde onderliggende indicatoren tot één of enkele maten. Deze integratie kan op verschillende manieren gebeuren; in het onderzoek worden verschillende methoden hiervoor vergeleken en beoordeeld op zinvolheid en toepasbaarheid.
- integratie van de twee deelmaten tot één ont koppelingsindicator. Hierbij komen aspecten aan de orde als: hoeveel deel-indicatoren zijn er, hoe vindt de integratie plaats, zijn de indicatoren onderling compatibel wat betreft hun dimensie, zijn ze compatibel wat betreft hun reikwijdte in ruimte en tijd en dergelijke.

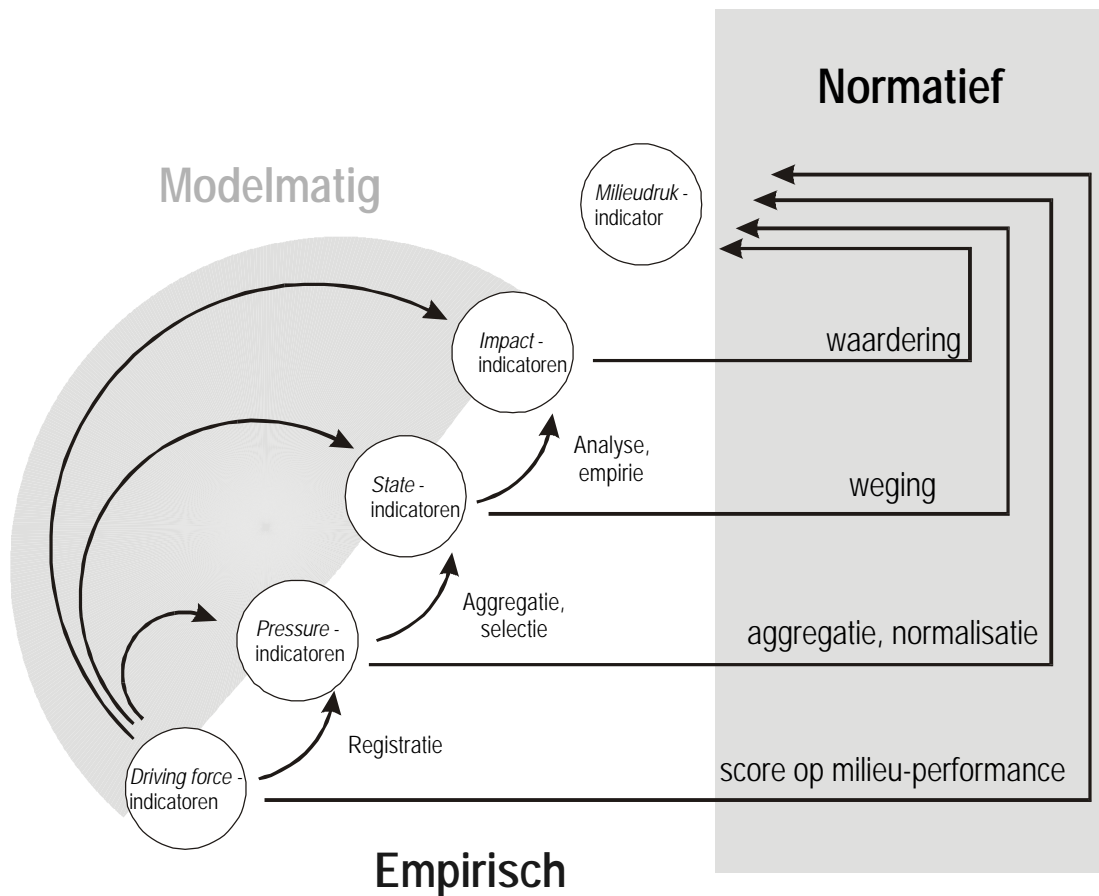
Milieudruk

Eén algemeen geaccepteerde maat voor milieudruk bestaat niet. Voor de ont koppelingsindicator zal deze dus moeten worden geconstrueerd, of zal aannemelijk gemaakt moeten worden dat één van de bestaande pretendents geschikt is. Bestaande gegevens en indicatoren met betrekking tot milieudruk in deze brede zin zijn zeer talrijk en hebben op allerlei plaatsen in de oorzaak-effectketen betrekking. Voor een overzicht kan het bekende DPSIR-stramien van indicatoren aangehouden worden (EEA, 1997). Figuur 1 geeft dit weer, en bevat de mogelijke routes om uit de verschillende milieudruk-deelindicatoren één indicator op te bouwen voor de totale milieudruk. In § 2.1 wordt nader ingegaan op de milieu-indicatoren, die in grote getale aangetroffen kunnen worden onder de noemer “duurzaamheidsindicatoren”. In § 2.2 wordt nader ingegaan op de verschillende procedures voor aggregatie van deel-indicatoren tot één of enkele maten, zoals we die gevonden hebben. Er zijn enkele milieudruk-maten die de pretentie hebben omvattend te zijn. Het gaat hierbij om massa, energie en ruimte als overkoepelende maten, waarin alle milieu-interventies kunnen worden uitgedrukt. Deze indicatoren hebben niet alleen het voordeel reeds geaggregeerd te zijn, maar worden ook in diverse andere landen al toegepast en komen terug in beleidsdoelen ten aanzien van ont koppeling (zie § 2.3).

Economische ontwikkeling

Economische ontwikkeling is een begrip dat in het algemeen wordt geassocieerd met geld. Toch leggen economen er vaak de nadruk op dat het in de economie eigenlijk niet om geld gaat, maar om de veel bredere begrippen welvaart en welzijn. Hierin staan maatschappelijke waardes, behoeftebevrediging, gezondheid, geluk en dergelijke centraal. Op macro-niveau is dit echter een moeilijk in te vullen begrip. Daarom zijn concrete indicatoren voor economische ontwikkeling toch gewoonlijk in termen van geld gedefinieerd. De standaard maat voor economische ontwikkeling is een indicator die reeds geaggregeerd is: het BBP. Deze zou zonder meer gebruikt kunnen worden, zoals tot nog toe steeds is gebeurd in ont koppelings-studies. De vraag die voor dit onderzoek relevant is, luidt: zijn er redenen om daarvan af te wijken?

Figuur 1. Routes om tot een indicator milieudruk te komen vanuit onderliggende deel-indicatoren.



Naast economische en milieu-overwegingen spelen ook sociaal-psychologische aspecten een rol bij het welzijn. Zaken als perceptie van veiligheid, eenzaamheid en isolatie, werkdruk, voorzieningen in de buurt, en vrije tijd kunnen hierbij genoemd worden. Er zijn wel pogingen gedaan om dergelijke dingen in een index onder te brengen (RIVM, 1998a). De vraag is, of we deze en dergelijke aspecten bij de ontkoppelingsindex willen betrekken. In de ontkoppelingsdiscussie zoals die tot nu toe heeft gelopen is het altijd de “harde” economie die wordt afgezet tegen de milieudruk. Geluk of welzijn heeft in de discussie nooit een rol gespeeld: de koppeling is tussen inkomen en bestedingen of welvaart en milieudruk, niet tussen geluk of welzijn en milieudruk. Voorgesteld wordt daarom ook deze aspecten buiten beschouwing te laten en de maat voor economische ontwikkeling een beperkte maat te laten zijn, samengesteld uit macro-economische indicatoren. Alternatief zou zijn, voor de meer sociaal-psychologische aspecten van dit “geluk” een derde deel-indicator te ontwikkelen en deze in een driedimensionale grafiek te plaatsen met de andere twee. Binnen het kader van dit project wordt hier echter van af gezien.

Ontkoppelingsindicator

In het bovenstaande is aangegeven wat zoal de overwegingen zijn voor het construeren van indicatoren voor milieudruk, resp. economische ontwikkeling. In een ontkoppelingsmaat moeten beide worden gecombineerd. De eenvoudigste en meest gehanteerde methode hiervoor is indexeren: voor een bepaald basisjaar de beide indicatoren op 1 (100%) stellen en de ontwikkelingen in de tijd volgen ten opzichte van dat basisjaar. Bepaalde aspecten kunnen echter een complicerende factor vormen:

- aspecten van tijd: de tijdsschaal waarop de beide deel-indicatoren betrekking hebben kan incompatibel zijn. Economische indicatoren hebben gewoonlijk betrekking op een jaar. Dat geldt

niet voor alle milieu-indicatoren; sommige zijn niet gespecificeerd in de tijd. Maar zelfs als ze dat wel zijn, gaat het niet altijd goed. Bepaalde milieu-effecten gemeten in een basisjaar kunnen veroorzaakt worden door economische ontwikkelingen van vele jaren geleden. In zo'n geval is het weinig zinvol een verband te leggen met economische variabelen in het basisjaar. De andere kant op kan eenzelfde redenatie worden gehouden: de economische activiteiten en de daarmee samenhangende emissies in een bepaald jaar kunnen pas in de verre toekomst tot effecten leiden. Dit zou ervoor pleiten de milieudruk-indicatoren zoveel mogelijk voorin de effectketen te kiezen. Zelfs op het niveau van de *pressures* kan echter een dergelijk najleffect optreden, wanneer het bijvoorbeeld gaat om emissies uit oude voorraden in de economie zoals in het geval van CFK's. In § 3.2 wordt hierop nader ingegaan.

- aspecten van ruimte: het gebied waarop de deel-indicatoren betrekking hebben kan verschillend zijn. Economie-indicatoren zijn gedefinieerd voor Nederland; bij milieu-indicatoren kan dat heel verschillend zijn. Nederlandse emissies kunnen tot effecten leiden binnen en buiten Nederland, of bijdragen aan mondiale effecten. Nederlandse milieuproblemen worden voor een deel door buitenlandse emissies veroorzaakt. Ook dit probleem is kleiner naarmate de indicatoren verder voorin de DPSIR-keten gekozen worden. Aparte aandacht is gewenst voor probleemafwenteling naar het buitenland: ten behoeve van de Nederlandse consumptie vinden economische activiteiten plaats in het buitenland, die ter plaatse negatieve milieugevolgen kunnen hebben. De ecologische *footprint* is hiervoor een maat. In § 3.5 wordt hierop nader ingegaan.
- aspecten van omvattendheid: hierbij is o.a. de vraag aan de orde of de indicator per capita of voor heel Nederland geldt. Absolute ontkoppeling suggereert in elk geval dat een per capita maat niet voldoet, omdat geen inzicht ontstaat in de daadwerkelijke verbetering of verslechtering van het milieu.

Het is de vraag of het mogelijk is de milieudruk- en de economische groei-indicatoren geheel compatibel te krijgen in tijd, ruimte en omvattendheid. Het zou echter wel het streven moeten zijn.

Deze tussenrapportage is als volgt opgebouwd:

- in hoofdstuk 2 worden de resultaten weergegeven van de inventarisatie naar het gebruik van indicatoren, naar de verschillende aggregatiemethoden, en naar de activiteiten op het gebied van ontkoppeling buiten Nederland
- in hoofdstuk 3 wordt een aantal routes om tot een ontkoppelingsindicator te komen, steeds vanuit een ander startpunt beredeneerd, naast elkaar gepresenteerd met daarbij aangegeven wat de belangrijkste voor- en nadelen zijn
- in hoofdstuk 4 wordt een selectie uit de in hoofdstuk 3 aangedragen routes nader bekeken en met behulp van een (beperkte) dataset uitgewerkt tot concrete ontkoppelingsindicatoren
- in hoofdstuk 5 tenslotte worden de belangrijkste conclusies en aanbevelingen nogmaals weergegeven.

2 Resultaten van de inventarisatie

2.1 Het BBP als maat voor economische ontwikkeling

Het Bruto Binnenlands Product (BBP, Engels: Gross Domestic Product, GDP) “should measure the total gross value added produced by all institutional units resident in the economy”. Het BBP is boekhoudkundig ruwweg gelijk aan de som van consumptie, investeringen, uitvoer, overheidsuitgaven, minus de invoer (Pen, 1971, p 242). Het Bruto Nationaal Product (BNP) is in waarde gelijk aan het BBP vermeerderd met het saldo uit het buitenland ontvangen primaire inkomens. Het BBP is een maat van productie, terwijl het BNP in feite een maat van inkomen is.

Het berekenen van het Bruto Binnenlands Product BBP

Het BBP is een algemeen aanvaarde maat van de economie. Het uitgangspunt is de kringloop van geld, die tegengesteld loopt aan de stroom van goederen en diensten.

Men erkent de volgende economische agenten in dit model:

- gezinnen
- bedrijven
- reservoir (besparingen)
- overheid
- buitenland

Tussen deze agenten bestaan de volgende netto geldstromen:

Y: inkomen, van bedrijven naar gezinnen

C: consumptie, van gezinnen naar bedrijven

I: investeringen: van reservoir naar bedrijven

S: sparen, van gezinnen naar reservoir

B: belastingen min overdrachten: van gezinnen naar overheid

O: overheidsbestedingen

M: import

E: export.

Het BBP, als maat van de omvang van de stroom goederen door het economisch systeem is te berekenen op verschillende manieren:

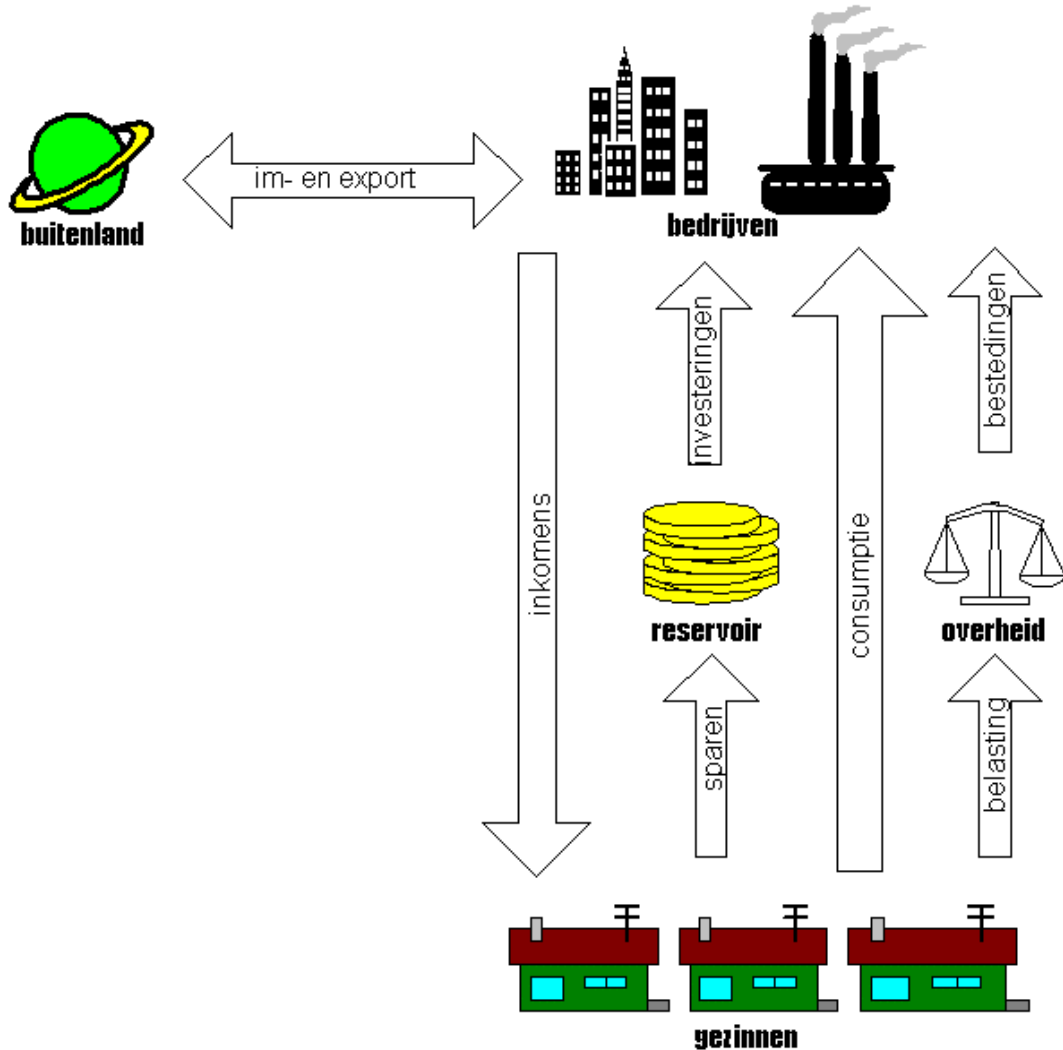
1. vanuit de bestedingen: $Y = C + I + O + (E - M)$

2. vanuit de productie

3. vanuit de inkomens.

Het Netto Binnenlands Product verkrijgt men door van het Bruto Binnenlands Product de afschrijvingen af te trekken. Als bij het BBP de inkomens van de onderdanen in het buitenland worden opgeteld en de inkomsten van de buitenlanders in het binnenland worden afgetrokken krijgt men het Bruto Nationaal Product. Figuur 2.1.1 geeft de systematiek van de berekening van het BBP weer.

Figuur 2.1.1 Het basisschema van de berekening van Bruto Binnenlands Product (BBP)



Algemeen wordt erkend dat BBP als indicator van welzijn of zelfs welvaart tekortkomingen vertoont (o.a. van Dieren, 1995). Vooral het ontbreken van milieu-overwegingen is daarbij een belangrijk onderwerp: het BNP zou onvoldoende rekening houden met het welvaartsverlies door degradatie van het milieu en het verlies van milieugoederen en -diensten. Er zijn diverse pogingen gedaan tot het formuleren van een “groen BBP” dat daarvoor gecorrigeerd is (o.a. Costanza et al., 1997), waarbij milieugoederen en -diensten in monetaire termen zijn vertaald.

Naast het BBP bestaan ook andere sociaal-economische macro-indicatoren zoals werkgelegenheid, graad van educatie, inkomensverdeling. Dergelijke indicatoren zijn standaard onderdeel van economische statistieken (CBS, CPB, OECD). Deze worden ook wel gecombineerd tot indexen. Een voorbeeld hiervan is de “Economic ratio diamond” van de Wereldbank, omvattende de openheid van de economie, investeringen, spaartegoeden en schulden. Dit soort variabelen kunnen als aparte indicatoren worden beschouwd, maar ze kunnen ook onderdeel zijn van een omvattende maat voor economische ontwikkeling. In veel gevallen worden dit soort variabelen ook betrokken bij de definitie van een gecorrigeerd (al dan niet groen) BBP. Een voorbeeld hiervan is de ISEW, de Index of Sustainable Economic Welfare, één van de meest bekende alternatieven voor het BBP. De ISEW is bedacht in de tachtiger jaren door de economen Daly en Cobb (Daly & Cobb, 1989) uit onvrede met de beperktheid van het BBP als welvaartsindicator. De ISEW omvat naast het BBP sociaal-economische indicatoren zoals inkomensongelijkheid en publieke uitgaven aan educatie en gezondheidszorg, maar ook milieu-economische indicatoren zoals verlies aan wetlands en

landbouwareaal. Naderhand zijn ook andere milieu-variabelen opgenomen zoals verlies aan biodiversiteit en emissie van kooldioxide.

Het gebruik van een groen BBP als economie-maat in een ontkoppelingsindicator heeft één groot bezwaar: in een groen BBP zijn, op welke manier dan ook, per definitie milieuvariabelen verwerkt. Dit leidt automatisch tot dubbel telling wanneer er als tegenhanger van de economie-maat ook een milieumaat gedefinieerd moet worden. Een groen BBP valt daarmee af als kandidaat voor het economie-deel in een samengestelde economie-milieumaat. Wel zou een groen BBP eventueel kunnen dienen als totale ontkoppelingsmaat, waarin zowel economische als milieu-variabelen ondergebracht zijn. Hierop wordt nader ingegaan in § 3.4.

de Human Development Index

Het enig alternatief voorzover ons bekend waarin naast het BBP geen milieu-variabelen maar wel aanvullende sociaal-economische variabelen zijn opgenomen betreft de Human Development Index (HDI) (UN Development Program, 1994). Deze door de UN ontwikkelde maat combineert het BBP (per capita) met twee andere indicatoren voor welvaart: “longevity” gemeten door gemiddelde levensverwachting, en “knowledge” samengesteld uit gemiddeld aantal jaren scholing en percentage alfabeten. Dit levert indicatoren op die ongelijksoortig zijn wat betreft eenheden. Optelling gebeurt via indexeren. Deze indicator zou probleemloos gebruikt kunnen worden als economie-maat in een ontkoppelingsindicator: de definitie is duidelijk, de gegevens zijn voorhanden, en de maat is afkomstig van een mondiale organisatie als de UN waardoor de acceptatie niet problematisch hoeft te zijn. Het is echter de vraag of de extra informatie die dit oplevert voor Nederland erg relevant is. Het lijkt erop dat de HDI primair interessant is voor een vergelijking tussen landen op mondiaal niveau, en minder van belang is voor het volgen van ontwikkelingen binnen het reeds welvarende Nederland.

De “economische waarde” uit de Leefomgevingsbalans van het RIVM

Een andere invalshoek wordt gekozen in de Leefomgevingsbalans van het RIVM. Uitgangspunt hierbij is het door VROM geïntroduceerde begrip “leefomgevingskapitaal”, dat naar drie aspecten wordt uitgewerkt: de ecologische waarde (zie ook § 2.3), de economische waarde, en de sociaal-psychologische “toegedachte leefbaarheid”. De economische waarde wordt hierbij gedefinieerd als de financiële waarde van de leefomgeving. Het is daarmee, in tegenstelling tot het BBP, geen stroom- maar een voorraadgrootte. Aan de fysieke elementen in de leefomgeving, waaronder zowel economische goederen (gebouwen, infrastructuur) als milieugoederen (gas, vis, hout, landbouwgrond, maar ook natuur) worden gerekend, wordt een bepaalde waarde toegekend. Aangesloten wordt bij de Nationale Balans, die onderdeel is van de Nationale Rekeningen waarin ook het BBP zijn plaats heeft. Evenals bij fysieke accounts van stoffen of materialen kunnen de voorraden beschouwd worden als het resultaat van de stromen, maar geldt het omgekeerde evenzeer. Een voorraad-maat kan echter niet dienen als vervanging van een stroom-maat, ten eerste omdat de relatie tussen stromen en voorraden soms ingewikkeld ligt maar ook omdat voorraden in het algemeen veel minder direct reageren op koersveranderingen. Het is denkbaar om voor een ontkoppelingsindicator aan de economie-kant zowel een stroom- als een voorraadgerelateerde maat te kiezen. De milieumaat zou dan hieraan aangepast moeten worden.

In deze studie wordt gekozen voor het gebruik van het BBP, vanwege het standaard-karakter van deze maat. Daarnaast wordt in § 4.1 gekeken naar de mogelijkheid en de zinvolheid om ook andere economische variabelen op te nemen in een overkoepelende economie-maat, naast het BBP. Aanbevolen wordt de ontwikkelingen op het gebied van de leefomgevingsbalans te volgen, en te overwegen op termijn aanvullend een voorraad-gerelateerde economie-maat te hanteren.

2.2 Indicatoren voor milieudruk

Een nadere beschouwing van de verzamelde literatuur laat zien, dat er grofweg drie velden te onderscheiden zijn van waaruit de definitie en invulling van indicatoren die iets zeggen over milieudruk kan starten. Deze drie velden hebben redelijk gescheiden deelnemers, discussies en prioriteiten. Daarnaast zijn er vanzelfsprekend ook overeenkomsten. De drie velden zijn:

- (1) *duurzaamheidsindicatoren*: indicatoren voor de evaluatie van de toestand van het milieu of de effectiviteit van milieubeleid van landen, regio's, groepen landen enz, met als centrale ingang duurzaamheid en duurzame ontwikkeling;
- (2) *eco-efficiency*: de evaluatie van de milieupformance van bedrijven, met als centrale ingang de verbetering van de verhouding tussen geleverde diensten en milieubelasting;
- (3) *nationale rekeningen*, met als centrale ingang de correctie daarvan voor verlies aan milieugoederen en diensten, dan wel de uitbreiding ervan met milieu-informatie.

Veld 1: Duurzaamheidsindicatoren

Duurzaamheidsindicatoren zijn een booming business. Internationaal zijn er vele initiatieven om sets van indicatoren te definiëren die een beeld moeten geven van milieudruk en/of milieukwaliteit. Er zijn lange lijsten indicatoren beschikbaar van gerenommeerde instanties zoals de UN, de OECD, de Europese combinatie EEA/Eurostat/EU, het Nordic Council voor de Skandinavische landen, en daarnaast nog zeer vele andere, van lokaal tot mondiaal. Deze lijsten omvatten vaak naast milieudruk-indicatoren ook economische en sociaal-psychologische indicatoren, en soms ook institutionele indicatoren. Een bruikbaar overzicht is bijvoorbeeld te vinden in een meta-database op het internet (<http://iisd1.iisd.ca/measure/compendium.asp?displayall=yes>). Behalve veel verschillen vertonen dergelijke lijsten ook overeenkomsten:

- het DPSIR-raamwerk of de verkorte variant daarvan (PSR) is een veel voorkomende invalshoek
- het aggregatieniveau is gering, het aantal indicatoren groot
- hoewel veel lijsten de indruk maken een breed veld te willen dekken is er weinig expliciete aandacht besteed aan compleetheid, representativiteit enz.
- de meeste indicatoren zijn gedefinieerd op het *pressure*-niveau, en op dit niveau bestaat ook de grootste overeenkomst tussen de verschillende sets
- naast milieu-indicatoren hebben sommige lijsten ook economische en sociale indicatoren; een goed voorbeeld is de UN lijst "sustainability indicators" waar expliciet ook sociale, economische en institutionele indicatoren bij zitten
- over wat nu precies "sociale" en wat "economische" indicatoren zijn bestaat verschil van mening (bijvoorbeeld opleidingsniveau); ook vinden we soms dezelfde indicator onder "sociaal" en "milieu" (bijvoorbeeld bevolkingsgroei). Speciaal de *driving force* indicatoren lenen zich voor een dergelijke verwarring.

Naast deze lijsten niet-geaggregeerde indicatoren vinden op verschillende plaatsen groeperingen van indicatoren rond thema's, probleemvelden, milieu-*issues* of hoe men ze maar noemen wil. In Nederland hebben we de thema's van het milieubeleid, op EU-niveau zijn er de PEEPs (Priority European Environmental Problems) en in vele andere landen is er iets soortgelijks. De PEEPs op EU niveau vormen de invalshoek voor de Eurostat / EEA indicatoren, maar kennen geen geaggregeerde indicator per thema. Dat geldt ook bijvoorbeeld voor de Zweedse thema's. De rubrieken hebben betrekking op ofwel geïdentificeerde issues als ozonlaag-aantasting, broeikas-effect etc., of op specifieke milieucompartimenten. We vinden categorieën als landschap, lucht (soms opgesplitst in schone lucht, verzuring, broeikas-effect e.d.) water (soms opgesplitst in schoon water, vermist e.d.), biodiversiteit/soorten, grondstoffen/energie. Per probleem zijn er een aantal sleutel-indicatoren geselecteerd, vaak op verschillende niveaus in de DPSIR-keten, die gezamenlijk een beeld moeten vormen van het betreffende probleem.

Voor de Nederlandse thema's bestaan wel geaggregeerde indicatoren. Van deze zelfde orde zijn de *impact categories* die binnen de LCA methodiek opgeld doen. Dergelijke thema's of *issues* worden zelf ook wel als indicatoren voor de milieudruk beschouwd. Wanneer inderdaad alle milieu-ingrepen

in deze termen vertaald kunnen worden, reduceert dit in hoge mate het aantal indicatoren, wat bepaald een voordeel kan zijn. Naast de LCA methodiek is dit veld ook het startpunt voor projecten zoals Eco-indicator, die op zoek zijn naar één maat voor milieu-aantasting. Hierbij speelt het probleem van de aggregatie en weging. In zekere mate speelt dit probleem ook bij de andere twee velden, maar domineert om verschillende redenen veel minder de discussies. In § 2.3 wordt nader ingegaan op deze geaggregeerde indicatoren, alsook op de verschillende methoden van aggregatie en weging.

Veld 2: Eco-efficiency

Eco-efficiency is primair een invalshoek met betrekking tot het bedrijfsleven. Al langere tijd letten bedrijven niet alleen meer op hun economische resultaten, maar ook op hun milieu-*performance*. De aanvankelijke concentratie op afval en emissies, gekoppeld aan risico-analyse in het kader van vergunningverlening, heeft geleid tot aanzienlijke emissiereducties vanuit industriële processen. De laatste tijd gaat meer aandacht uit naar de geproduceerde goederen en diensten zelf, met hun gehele voor- en natraject. De opdracht voor bedrijven is, hoe met minder milieubelasting door de hele keten heen dezelfde producten gemaakt, c.q. dezelfde diensten verleend kunnen worden. Wanneer dat gelukt is, betekent dat een verhoging van de eco-efficiency. Trefwoorden in de discussies op dit gebied zijn onder andere proces-efficiëntie, gehele levenscyclus, recycling, ketens en zelfs industrieel metabolisme. Er is discussie over indicatoren om eco-efficiency mee te meten. Het adagium is: *you manage what you measure*. Bedrijven lijken zich daarmee goed bewust te zijn van de sturende werking die het gebruik van indicatoren kan hebben. Er zijn nog geen indicatoren of indicatorensets uitgekristalliseerd. Wel is duidelijk dat waaraan gedacht wordt van een andere orde is dan de hierboven besproken milieu-indicatoren: men denkt aan materiaal-, water- en energie-intensiteit van producten of diensten, technische efficiëntie van processen, value-added per eenheid gebruikte resource, resource en energy productivity en dergelijke.

Dit veld vindt de meest directe aansluiting bij ideeën in de sfeer van Factor 10 of Factor 4, die ook uitgaan van het op peil houden of zelfs toenemen van geleverde diensten bij een verminderde milieubelasting. Er worden dan ook pogingen gedaan de eco-efficiency te betrekken op gehele maatschappijen. Als maat liggen dan dematerialisatie zoals gepropageerd door het Wuppertal-instituut, of de vergelijkbare de-energetisering die bijvoorbeeld opgang doet in de discussie rond de klimaatproblematiek, voor de hand. In de meeste publicaties over dit onderwerp blijft het daarbij. In dit rapport komt dit aan de orde in § 3.3. Eén poging om overkoepelende indicatoren te definiëren op het gebied van eco-efficiency is de moeite van het vermelden zeker waard: de door EEA gedefinieerde MECB-indicatoren. Dit staat verder beschreven in § 2.3, onder “geaggregeerde indicatoren”.

Veld 3: Nationale rekeningen

Ook in het kader van de nationale rekeningen zijn indicatoren gedefinieerd. Bij pogingen het BBP te corrigeren voor milieudegradatie, of met andere woorden het natuurlijk kapitaal in het BBP op te nemen, staat de indicator bij voorbaat al vast: geld. Mogelijkheden in deze sfeer een indicator te definiëren komen aan de orde in § 3.4. Daarnaast worden in het kader van Natural Resource Accounting in allerlei landen gegevens verzameld met betrekking tot het milieu als satellietrekening. Dat wil zeggen dat deze informatie niet in monetaire maar in fysieke termen wordt weergegeven en naast de andere rekeningen wordt gepresenteerd. Dit gebeurt veelal vanuit een gedachte van het milieu als voorraadgrootheid. Zo wordt de stand van de bossen, oppervlakte- en grondwater, ertsen, fossiele brandstoffen en dergelijke bijgehouden, vaak in de goed met economische rekeningen vergelijkbare termen van balansen, waarbij gespecificeerd wordt wat de jaarlijkse onttrekkingen en addities zijn. In enkele gevallen wordt in dat verband ook aandacht besteed aan emissies en afval. In Nederland houdt het CBS de NAMEA (National Accounting Matrix including Environmental Accounts) bij. Uitbreiding van de nationale rekeningen gebeurt in veel landen maar niet op een standaard manier. Er is een OECD-rapport over de verschillende manieren van Natural Resource Accounting in de OECD-landen. Hier zijn wat uitgewerkte voorbeelden aan toegevoegd, die als inspiratiebron zouden kunnen dienen. Het voordeel van het aansluiten bij dit veld is dat er reeds een directe koppeling is met de nationale rekeningen en daarmee met de economische indicatoren. Ook deze mogelijkheid komt nader aan de orde in § 3.4.

Deze drie velden van waaruit gestart kan worden hebben alledrie een zekere consistentie en zwaarte, en zijn alledrie voldoende ver ontwikkeld om als uitgangspunt kunnen dienen voor het formuleren van een ontkoppelingsindicator. Een keuze daartussen is niet te maken op grond van overwegingen als “juist” of “onjuist”, maar zal moeten afhangen van de prioriteiten van beleidsmakers. Enerzijds kan een keuze beïnvloed worden door maatschappelijke groeperingen waarmee men zich wil vereenzelvigen of die men als voornaamste doelgroep ziet (bijvoorbeeld nationale overheid, EU, internationale instanties als OECD en UN, bedrijfsleven, of “neutrale” gegevensverwerkende instanties), anderzijds door inhoudelijke argumenten (bijvoorbeeld de eenvoud van de maat, de wens om subjectieve weging te vermijden, de wens om zo volledig mogelijk te zijn in het meenemen van milieu-aantasting, of de optimale aansluiting van de twee deelmaten).

2.3 Methoden van aggregatie en weging voor milieu-indicatoren

2.3.1 Inleiding

Zoals beschreven in § 2.2, zijn allerlei instanties zijn druk bezig met het ontwikkelen van indicatoren voor milieu, economie en welzijn; UN, OECD, Wereldbank, EU (Eurostat, EEA), EPA etc. etc.. In veel gevallen gaat het om sets van indicatoren voor een aantal beleidsvelden of milieu-thema's, die in de tijd gevolgd moeten worden om zo de ontwikkelingen te kunnen bijhouden. De milieudruk wordt gemeten op een groot aantal monitoringspunten, soms op verschillende niveaus in de DPSIR-keten. Een set bestaande uit grote aantallen indicatoren geeft wellicht een totaalbeeld van de druk op het milieu, maar voor een signaalfunctie is de set echter te gedetailleerd en daardoor onvoldoende overzichtelijk. Het is op verschillende manieren mogelijk grote sets van indicatoren te reduceren, met als doel te komen tot één of enkele maten voor de milieudruk. De gedetailleerde informatie maakt dan wel deel uit van de totaalmaat, maar is niet meer afzonderlijk zichtbaar. De term "aggregeren" wordt in het onderstaande gebruikt voor het samenvoegen van informatie op basis van wetenschappelijke kennis. De term "wegen" wordt gebruikt voor het samenvoegen van informatie op basis van subjectieve keuzes.

2.3.2 Methoden voor aggregatie en het definiëren van geaggregeerde indicatoren

Er zijn grofweg drie manieren om informatie samen te voegen zonder weging:

1. Rubriceren: het selecteren van sets van (sleutel-)indicatoren onder één of enkele noemers die gezamenlijk representatief zijn voor "de milieudruk", en die eventueel visueel gecombineerd kunnen worden in één plaatje
2. Aggregeren:
 - 2a: het ontwikkelen van geïndexeerde indicatoren
 - 2b: het definiëren van enkelvoudige sleutelindicatoren met een indicatieve waarde voor het gehele probleem

Ad 1. Sets van geselecteerde indicatoren

Gewoonlijk hebben deze de vorm van een beperkt aantal milieuproblemen of "thema's", waarin per milieuprobleem een aantal indicatoren zijn geselecteerd als indicatief voor dat specifieke milieuprobleem. Voorbeelden zijn de indicatorsets van de OECD, Wereldbank, EU (Eurostat, EEA). Deze zijn besproken in § 2.2 onder het kopje *duurzaamheidsindicatoren*. Hoewel het hier om losse indicatoren gaat die niet opgeteld kunnen worden tot één maat, is het soms wel mogelijk ze visueel te combineren. De vorm van de figuur geeft dan een indicatie van de toestand van (een deel van) het milieu. Technieken die hiervoor wel gebruikt worden zijn bijvoorbeeld de AMOEBE of het milieuprofiel uit de LCA-methodiek. Ook kunnen plots gemaakt worden van de correlaties tussen de verschillende indicatoren, of tussen verschillende milieu-indicatoren en het BBP. Het visueel combineren in plaats van optellen heeft als voordeel dat de onderliggende informatie nog steeds zichtbaar is. Aan de andere kant zijn op basis hiervan zelden meer dan kwalitatieve uitspraken mogelijk. Of dit voldoende is, hangt van de toepassing af.

Ad 2a. Geïndexeerde indicatoren

Vervolgens zijn er de geïndexeerde indicatoren waarin m.b.v. zogenaamde equivalentiefactoren verschillende indicatoren gelijk worden geschakeld en bij elkaar worden opgeteld tot één index. Gangbare methodes voor *impact assessment* in LCA vertalen de emissies van een groot aantal stoffen in indices voor probleem-categorieën, zoals global warming, ecotoxiciteit etc.. Eventueel kunnen deze indices voor de afzonderlijke milieuproblemen weer onderling worden gewogen en opgeteld tot één super-milieuintex, bijvoorbeeld de milieumaat in de bouw of de Ecoindicator. Weging wordt behandeld in § 2.3.3. In de inventarisatie zijn de volgende geaggregeerde milieu-indicatoren gevonden:

1. Thema's van het milieubeleid, *impact categories* uit de Levenscyclus-analyse (LCA) (Heijungs et al, 1992). De verschillende ingrepen in het milieu (i.e., bij verwaarlozing van ruimtelijke aspecten, emissies en onttrekkingen) worden geclassificeerd naar een aantal categorieën die te maken hebben met de negatieve effecten die zij zouden kunnen veroorzaken. Bovendien vindt ook aggregatie plaats van de verschillende ingrepen. Aan elke "eenheidsingreep" worden equivalentiefactoren toegekend die aangeven hoeveel deze bijdraagt aan het betreffende probleem vergeleken met een referentie-ingreep. De verschillende emissies en onttrekkingen worden vermenigvuldigd met de equivalentiefactoren en zo opgeteld in eenheden verzuring, broeikas-effect, uitputting van biotische voorraden etc.. De equivalentiefactoren zijn gebaseerd op wetenschappelijk onderzoek naar de verspreiding van stoffen en de effecten ervan. Op deze manier kunnen vele honderden ingrepen gereduceerd worden tot een stuk of tien categorieën. Deze thema-indicatoren hebben het voordeel goed aan te sluiten bij het beleid. Ook deze thema's of categorieën kunnen verder worden samengevoegd. Onder het kopje "weging" wordt hierop nader ingegaan.

2. Environmental Indicators van het World Resource Institute (Hammond et al, 1995)

Het WRI onderneemt ook activiteiten in de sfeer van het definiëren van geaggregeerde indicatoren. In een publicatie uit 1995 onderscheiden zij de volgende vier indicatoren om milieudruk mee te meten:

- composite pollution index
- resource depletion index
- threats to biodiversity m.b.v. gevoeligheids-belasting-kaarten
- human impact (including clean air, drinking water, pollution, environmental disease vectors, contaminated food etc.)

Alleen de eerste twee zijn nader uitgewerkt. Bij de "composite pollution index" gaat het om het aggregeren van emissies tot een aantal van de Nederlandse thema's met behulp van de thema-equivalentiefactoren. Deze thema's zijn vervolgens opgeteld met Distance-to-Target weegfactoren, waarbij een overschrijding van het target voor elk thema even zwaar is gewogen. De resource depletion index gaat uit van de (monetaire) waarde van een aantal voorraden, zoals erts, hout en vis, en de veranderingen die daarin optreden in de tijd.

Zeer veel overeenkomst hiermee vertonen de indicatoren zoals door SCOPE/SAC (Consultative Group on Sustainable Development Indicators) gedefinieerd. Hier gaat het om 25 indicatoren die eveneens kunnen worden geaggregeerd tot 4 totaal milieu-indicatoren: resource depletion, composite pollution, life support, human welfare impact.

3. EEA eco-efficiency indicators

Zoals genoemd in § 2.2, is er van de kant van het EEA een poging gedaan geaggregeerde indicatoren te ontwikkelen op het gebied van eco-efficiency, primair gericht op bedrijven. EEA onderscheidt vier "focus areas on a global scale" waarvoor ze de afkorting MECB hebben bedacht, staande voor:

- consumption of Mineral resources
- consumption of fossil fuels (E van Energy)
- consumption and dispersion of hazardous Chemicals
- consumption of Biological resources.

Bedrijfs- of sector *performance* scoort dan op de 4 focus areas. Deze "focus areas" zouden ook voor nationale economieën kunnen worden toegepast om zo een vergelijking te maken met de economie op een eerder moment. Zo te zien zijn deze indicatoren toepasbaar; op dit moment is niet geheel duidelijk hoeveel ingrepen hierin kunnen worden meegenomen. Er moet dan wel overeenstemming bestaan over of dit nu de belangrijke *issues* zijn. Daarnaast houdt de door EEA geschetste procedure ook nog een weging tussen de vier focus areas in. Te overwegen valt deze na te laten omdat het nog maar vier indicatoren zijn.

4. Leefomgevingsbalans van RIVM

Het RIVM heeft ideeën ontwikkeld aangaande de beoordeling van de leefomgeving op drie aspecten: het economische, ecologische en sociaal-culturele perspectief. In het kader van het ecologisch perspectief is de geaggregeerde indicator de "Ecologische waarde", die is opgebouwd uit de

“natuurwaarde” en de “ecologische vernieuwingskracht”. De natuurwaarde is een indicator op *state*-niveau. Deze wordt vooral bepaald op grond van gegevens m.b.t. vegetatie, flora en fauna, met een wegingstap gebaseerd op het areaal van het begroeiingstype. De ecologische vernieuwingskracht is gebaseerd op het optellen van alle stressfactoren en is daarmee een *pressure*-indicator. Ook hier komt een wegingstap aan te pas. Het bepalen van de stressfactoren is voor een groot deel gebaseerd op modelberekeningen. Nadelen zijn dat de methode op dit moment nog niet geheel is uitgekristalliseerd, en dat deze bewerkelijk is. Verder zijn ruimtelijke aspecten niet gescheiden van milieuhygiënische factoren. Tenslotte is het de vraag in hoeverre de maat voldoende snel reageert op ontwikkelingen in de economie om te kunnen dienen als jaarlijkse beleidsevaluatie. Desondanks is het aan te bevelen de ontwikkelingen op dit gebied te volgen, niet in de laatste plaats omdat de “ecologische waarde” uit de leefomgevingsbalans een tegenhanger heeft op economisch gebied (zie § 2.1) en op sociaal-psychologisch gebied, die erop zijn afgestemd.

5. EPA (Environmental Protection Agency)

Het Amerikaanse Environmental Protection Agency heeft enkele geaggregeerde indicatoren gedefinieerd om milieukwaliteit aan af te meten. Deze zijn gedefinieerd op *state*-niveau en zijn sterk gebaseerd op overwegingen aangaande de menselijke gezondheid:

- Daily air quality index, vergelijkbaar met de smogmeldingen die in Nederland op teletekst verschijnen
- PSI (Pollutant Standard Index) als maat voor schone lucht, gebaseerd op Ozon, NO_x, SO_x, CO en stof.

Voor het doel van een ontkoppelingsindicator lijken deze indicatoren te beperkt. Er wordt alleen naar luchtkwaliteit gekeken, en uitsluitend vanuit het perspectief van de menselijke gezondheid.

Ad 2b Enkelvoudige sleutelindicatoren met een indicatieve waarde voor de milieudruk als geheel

Bij dit type indicatoren wordt aangenomen dat er één of enkele variabelen zijn in het milieu (of de economie) waarvan de waarde moet worden bepaald om een voldoende beeld te krijgen van de toestand/belasting van het milieu als geheel. Voorbeelden zijn:

- het evalueren van de *state* van het mondiale milieu door middel van het meten van de temperatuur, druk, ademhaling, e.d. van het “organisme aarde” (Lovelock, 1987)
- het bepalen van de milieudruk op *driving force*-niveau door het totaal van materiaal of energiestromen te meten (Schmidt-Bleek, 1994).
- het bepalen van de invloed van personen, steden of landen op het mondiale milieu door het vaststellen van de “ecological footprint” (Wackernagel & Rees, 1994)

In deze sfeer zijn er ook enkele indicatoren die direct iets over het milieu zeggen, zoals bijvoorbeeld de Net Primary Production of plants (Vitousek, 1986), de biodiversiteit op mondiaal niveau (aantallen geslachten, soorten of genen), en Emergy accounting (Odum, 1995). Deze maten hebben het voordeel relatief eenvoudig te zijn. In hoeverre deze maten operationeel zijn is echter niet altijd duidelijk. Bovendien is vaak onduidelijk of zij indicatief kunnen zijn voor “de milieudruk” in het algemeen.

2.3.3 Methoden voor weging van milieu-ingrepen en -problemen

Ook wanneer milieu-ingrepen met behulp van aggregatie zijn gereduceerd van vele honderden emissies en onttrekkingen tot een tiental milieusues, kan het soms gewenst zijn een wegingstap te introduceren om tot één score te komen. Dit houdt in dat op basis van bepaalde overwegingen een oordeel wordt gegeven over de relatieve ernst van deze *issues*. Op het gebied van LCA, waar men graag tot een eenduidige uitspraak wil komen over de vergelijking tussen twee alternatieven, is veel aandacht besteed aan deze wegingstap. Ook daarbuiten is het echter een regelmatig terugkerend onderwerp, waarvoor vele oplossingen zijn bedacht maar nog niet één is komen bovendrijven als de minst bezwaarlijkste. Grootste probleem is dat een dergelijke weging per definitie subjectief is, en daarmee aanvechtbaar, onderhevig aan veranderingen in de tijd, vatbaar voor modeverschijnselen, en zelfs vatbaar voor misbruik. Een standpunt dat vaak wordt gehuldigd is dat bij een vergelijking tussen twee alternatieven (of jaren) zoveel als mogelijk is via objectieve wetenschappelijk onderbouwde

routes moet verlopen, maar dat dit op een bepaald moment stopt, waarna de resterende variabelen toch onderling gewaardeerd moeten worden.

Een dergelijke waardering kan op verschillende grondslagen gebeuren:

1. Op monetaire grondslag. Hierbij kan gedacht worden aan monetarisering van de schade die ontstaat door de ongewenste milieu-effecten, of de kosten die ermee gemoeid zijn het functieverlies te herstellen. Voorbeelden hiervan zijn ziekenhuiskosten, verlies aan landbouwgrond, schade of extra onderhoud aan gebouwen etc.. Ook een waardering in geld van de goederen en diensten die het milieu levert kan hierbij genoemd worden, zoals bijvoorbeeld gebeurt in het kader van een groen BBP (zie § 2.1). Een “subjectievere” vorm van monetarisering is gebaseerd op individuele preferenties: dit staat bekend als “willingness to pay” (Steen, 1996 en Steen & Ryding, 1993). Praktijkvoorbeelden gaan uit van enquêtes onder (bepaalde groeperingen van) de bevolking waarbij gevraagd wordt hoeveel men over heeft voor een schoon milieu, een goede afvalverwerking, de aanwezigheid van natuurelementen e.d.. Monetarisering heeft het voordeel dat het volstrekt duidelijk is dat het gaat om waardering, elke schijn van objectiviteit wordt vermeden. Er bestaat geen algemeen geaccepteerde methode voor.
2. Via expert panels. Deskundigen wordt naar hun mening gevraagd omtrent de ernst van ingrepen, thema's of *impacts*. Het idee hierachter is dat deskundigen het best inzicht hebben in de negatieve effecten van deze ingrepen, en beter in staat zijn dan “gewone” individuen om de ernst van bepaalde *issues* te beoordelen. Dit is bijvoorbeeld toegepast bij de zg. MacKinsey methode om tot een prioritering te komen in het kader van het Nederlands chloorbeleid; de deskundigen in kwestie hadden grote aarzelingen om zulke uitspraken te doen maar waren het uiteindelijk verrassend eens. Een andere mogelijkheid is het samenstellen van dergelijke panels uit maatschappelijke groeperingen of politieke stromingen. De deskundigheid op milieugebied is dan geringer, maar met zoveel mogelijk “objectieve” input zou zo een beter beeld kunnen ontstaan van de perceptie van milieuproblemen tegen de achtergrond van levensbeschouwelijke waarden en normen.
3. Via het gebruik van middels beleidsdoelstellingen geobjectieerde weegfactoren. Dit wordt ook wel aangeduid als “Distance-to-target” methoden. Uitgangspunt hierbij zijn beleidsmatig vastgestelde normen ten aanzien van emissies, concentraties enz., of anders wetenschappelijk vastgestelde no-effect levels. De afstand van de werkelijke situatie tot de aldus gedefinieerde gewenste situatie is dan, per emissie, thema of impact categorie, de weegfactor. Een thema waarbij de emissie of belasting zesmaal het gewenste niveau overschrijdt, telt dan twee maal zo zwaar als een thema waarbij de overschrijding slechts driemaal is. Op deze manier wordt de weging althans schijnbaar geobjectieerd. Impliciet wordt echter toch een niet-objectieve stap gemaakt: een overschrijding van de doelstelling voor alle thema's, emissies enz. telt even zwaar. De intrinsieke ernst van geluidshinder wordt daarmee gelijk gesteld aan die van aantasting van de ozonlaag. Wil men hier toch verschil in aanbrenge, dan is een subjectieve weging middels monetarisering dan wel beoordeling door een panel alsnog vereist.

Verschillende bestaande of in ontwikkeling zijnde milieumaten komen tot stand via deze drie weegmethodes. Een aantal ervan wordt uitgebreid behandeld in Bijlage 1. Hieronder een opsomming, met de voornaamste kenmerken:

Ad 1. Gemonetariseerde weging vindt onder andere plaats bij de volgende methodes:

- EPS: In de EPS methode is de weging van problemen gebaseerd op het principe van “Willingness to pay” voor het herstellen of voorkomen van schadelijke effecten ten gevolge van emissies en onttrekkingen. De set van weegfactoren wordt direct toegepast op het niveau van de emissies en onttrekkingen (Steen, 1996 en Steen & Ryding, 1993).
- ExternE: De ExternE methode is specifiek ontwikkeld voor het bepalen van de schadelijke effecten van energiegebruik op de gezondheid en het milieu en de daarmee gepaard gaande externe kosten. Met behulp van verspreidings- en blootstellingsmodellen wordt de schade ten gevolge van emissies bepaald, waarna de schade wordt uitgedrukt in geld (EC, 1995).
- In de studie “Economic Assessment of Priorities for a European Environmental Policy Plan” (Hettelingh et al., in prep.) wordt via vragenlijsten onder de bevolking van de verschillende EU-landen op basis van willingness-to-pay een rangorde gemaakt tussen de verschillende PEEPs.

Ad 2. Weging door een panel zien we onder andere bij de volgende methodes:

- DELPHI: De weging vindt plaats op het niveau van de ingrepen en emissies. De leden van het panel brengen individueel een ordening aan in de inventory data. (zie o.a.: Wilson & Jones, 1994)
- MAUT en AHP: De Multi-Attribute Utility Theory (MAUT) en de Analytic Hierarchy Process (AHP) zijn methodieken voor het structureren en formuleren van meningen en kunnen in die zin helpen bij het toekennen van weegfactoren aan milieueffecten (Miettinen and Hämäläinen, 1997).
- DALY: een gezondheidsmaat waarin de verschillende effecten worden vertaald in jaren levensverwachtingsverlies resp. ziekenhuisdagen. Het panel bestaat in dit geval uit deskundigen van de World Health Organisation (WHO) (zie o.a. Hofstetter, 1998).
- NOGEPA weegfactoren: deze zijn tot stand gekomen in een panel onder de hoede van NOGEPA om het weegprobleem, althans tijdelijk en plaatselijk, voor de verschillende LCA-activiteiten van deze organisatie op te lossen. Weging vindt plaats op het niveau van de impacts, verzuring, vermesting etc. (Huppés et al, 1997).

Ad 3. Distance-to-Target gecombineerd met impliciet gelijke waardering voor elke target-overschrijding zien we terug bij de volgende methoden:

- de EEA MECB focus areas (zie § 2.3.2): hierbij worden de scores op elk van de vier focus areas eerst genormaliseerd naar “milli-person equivalents” en vervolgens onderling gewogen naar emissiedoelstellingen resp. beschikbare reserves
- VROM, CE: Sas et al. (1994) hebben de Distance-to-Target methode als eerste toegepast in LCA-kader. Binnen VROM is het momenteel de meest populaire weegmethode, omdat beleidsdoelstellingen ten aanzien van het milieu er een duidelijke plaats in hebben. Het probleem van de impliciete gelijke waardering van elke normoverschrijding is echter nog niet opgelost.
- Ecoindicator95: hierbij worden de verschillende onderscheiden thema's of probleemvelden gewogen naar hun overschrijding van duurzaamheidsdoelstellingen opgesteld door een panel van experts. De thema's komen ongeveer overeen met de NMP milieubeleidsthema's (Goedkoop, 1995). In de nieuwere versie, de Ecoindicator98, is deze benadering verlaten. Men is overgegaan op het doormodelleren naar het eind van de effectketen (*impact*-niveau); nu worden de PAF- en DALY-concepten gehanteerd. De Ecoindicator98 is nog niet toepasbaar.
- PAF: dit staat voor Potentially Affected Fraction en heeft betrekking op soorten. In deze methode worden concentraties in water en bodem geaggregeerd naar één maat voor ecotoxiciteit, middels een niet-lineaire relatie tussen concentratie en effect, uitgedrukt in fractie aangetaste soorten. Deze fracties worden gesommeerd onder de impliciete aanname dat elke soort evenveel waarde heeft (Luttik et al, 1997; Klepper & van der Meent, 1997; Bakker en van der Meent, 1997; Hammers et al, 1996).
- PEC/PNEC verhoudingen: emissies worden in het multimedia-model USES ingevoerd, waarmee vervolgens potentiële concentraties (PECs) worden berekend. De verhouding tussen een berekende concentratie en een no-effect concentratie in een milieucompartment (PNEC) is dan een maat voor de ernst van de emissie. Met deze PEC/PNEC verhoudingen is het mogelijk emissies per stof te aggregeren naar één maat voor toxiciteit, rekening houdend met *fate* en *exposure*. Optelling geschiedt weer onder aanname dat elke overschrijding even erg is (Guinée et al., 1996 en RIVM, VROM & WVC, 1994).
- de Zwitserse eco-points: Een weegmethode op het niveau van emissies met behulp van Zwitserse beleidsdoelstellingen. De grootte van de weegfactor wordt bepaald door de mate waarin een actuele emissie de norm overschrijdt. Het optellen van de gewogen emissies gebeurt onder de aanname dat elke overschrijding even erg is (Braunschweig et al, 1994 en Ahbe et al, 1990).
- de Critical Volumes: hierbij worden emissies omgerekend in kubieke meters tot-de-norm-vervuilde lucht of water, waarbij elke opvulling weer even erg is. In Nederland was deze methode vroeger in gebruik in de LCA methode, maar is al sinds jaren verlaten (Grisel et al, 1994, Guinée et al, 1994, Habersatter & Widmer, 1991).

Gebleden is dat de verschillende weegmethoden kunnen leiden tot geheel verschillende conclusies. Dit geeft bij toepassing de schijn van willekeur: door voor een bepaalde weegmethode te kiezen (waarvoor

immers geen objectieve criteria bestaan) kan men de uitkomst sturen in een gewenste richting. Daarom wordt soms aangeraden meerdere methodes naast elkaar te gebruiken om de robuustheid van de uitkomsten te testen. Komt een alternatief er in veel gevallen als beste vanaf, dan is de conclusie steviger dan het geval zou zijn als slechts één methode gehanteerd zou zijn. Daarnaast zijn er stemmen die pleiten voor het achterwege laten van weging en in plaats daarvan multivariate statistische analyse toe te passen (Suter, 1993). Hierbij is de basisveronderstelling dat er geen relevant verschil bestaat tussen de alternatieven, hetgeen door de scores van alle alternatieven op *all issues* statistisch te correleren eventueel gefalsifieerd kan worden. Toegepast op een ontkoppelingsindicator zouden geen alternatieven, maar verschillende jaren of jaarreeksen vergeleken moeten worden, waarbij de basisveronderstelling is dat alle milieuv variabelen uit de ontkoppelingsmaat zich gelijk gedragen aan de economie-maat (bijv. met 3% per jaar toenemen). Wanneer aangetoond wordt dat dat voor één of meer variabelen niet het geval is, is er sprake van ontkoppeling voor die variabelen.

2.4 Beleid met betrekking tot ontkoppeling in het buitenland

Voor enkele landen is nagegaan of het begrip ontkoppeling een rol speelt in het milieubeleid, en zo ja, op welke wijze dit begrip gehanteerd wordt. Internationale afstemming in een vroeg stadium kan de ontwikkelingen desgewenst vergemakkelijken.

Duitsland:

In Duitsland zijn materiaal- en energiestroomanalyses geïntegreerd in milieu- en economische accounting. Ontkoppeling komt aan de orde in een rapport van het Ministerie van Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: *'Sustainable Development in Germany, Draft Programme for Priority Areas in Environmental Policy*. Dit rapport is reeds geschreven onder de vorige regering.

In het programma worden 5 nationale prioriteitsvelden onderscheiden:

- *protection of the earth's atmosphere;*
- *nature conservation;*
- *resource conservation;*
- *protection of human health;*
- *environmental sound forms of mobility.*

Binnen deze prioriteitsvelden zijn een aantal beleidsdoelen geformuleerd. Binnen het prioriteitsveld *Resource Conservation* zijn twee ontkoppelingsdoelstellingen te vinden

- *raising raw materials productivity by two and a half times by 2020;*
- *doubling energy productivity by 2020.*

Het verhogen van de energie- en materiaal productiviteit wordt hier gezien als een indicator voor *resource conservation* en niet zo zeer als indicator voor de totale milieubelasting.

In het rapport *Sustainable Germany - towards an environmentally sound development* - van het *Umweltbundesamt* worden de termen *decoupling* en *dematerialisation* genoemd als voorwaarden voor duurzame ontwikkeling.

Oostenrijk:

In Oostenrijk wordt vrij veel aandacht besteed aan ontkoppeling en dematerialisatie van de samenleving. Het Oostenrijks bureau voor de statistiek (ÖSTAT) is, op basis van het UN werk op het gebied van *Integrated Environmental and Economic Accounting* (United Nations Organization, 1993), bezig met de opbouw van een *System of Ecological Accounts for Austria*. Deze ontwikkeling hangt nauw samen met de ontwikkeling van de *Natural Resource Accounting* (NRA) economische waardering van deze hulpbronnen en met de nationale materiaalstroom analyse (MFA) (Hüttler et al., 1997).

Er zijn veel teksten te vinden waarin begrippen als ontkoppeling en dematerialisatie voorkomen en er zijn ook echte beleidsdoelen in het *Nationaler UmweltPlan (NUP)*. Een paar voorbeelden van teksten in het NUP:

“Last but not least, economic indicators such as the gross domestic product must be supplemented or improved by environmentally relevant measures. In the future, this would enable the value of natural and environment-related resources to be expressed in monetary units and allow relative changes in value through environmental damage or destruction to be registered. At present, the techniques and methods involved in this approach are fraught with shortcomings: the difficulties lie in the high complexity and in valuating ecosystem changes.”

“Assuming that all other factors remain unchanged, purely quantitative economic growth would at least double mass flows over the next 20 years. Sustainability is, in its narrowest sense, an economic system with unlimited developmental potential. This refers to the fact that this type of development is

unrestricted by resource-related, ecological, or human frameworks and is unfettered by natural laws in general. A central demand, therefore, is that the quality of life and the environment on one hand, and quantitative economic growth on the other, must be decoupled from one another at all costs. In the future, environmental protection and general welfare cannot be supported by additional, purely quantitative growth alone. A redefinition of economic growth will be necessary; this will involve a "greening" of the overall political economy, since ecologically oriented parameters ultimately influence development."

"One of the key restrictions versus the current economic system will involve limiting the material flows into the biosphere, both with regard to quantity and quality. Today, emissions (solid wastes from production and products, liquids and gases) are overloading the assimilatory capacity of the ecosystem. Obvious indicators of such stress include soils whose fertility has been reduced, groundwater that no longer qualifies as drinking water, and an atmosphere that can no longer guarantee stable climates."

Naast de hierboven gegeven teksten zijn er een aantal concrete beleidsdoelen opgenomen in het NUP waarvan hieronder een selectie wordt weergegeven:

Factor 10 reductie van de materiaalstromen in de Oostenrijkse economie in de komende decennia

- maatregelen: stapsgewijze prijsverhoging voor niet-vernieuwbare grondstoffen door het introduceren van consumptie heffingen die verder gaan de kosten voor vernieuwbare grondstoffen of kosten voor optimale recycling;
- controle: jaarlijkse nationale materiaalstroom overzichten;

Reductie van de toepassing van niet-vernieuwbare grondstoffen met 2% per jaar;

- maatregelen: promoten van R&D die erop gericht is om technologieën van service verlening te ontwikkelen die de materiaal behoefte reduceren of gebruik maken van vernieuwbare grondstoffen en het faciliteren van modernisering van investeringen;
- controle: jaarlijkse nationale materiaalstroomoverzichten;

Reductie van de consumptie van niet-vernieuwbare grondstoffen (target 25%) zowel als productie gerelateerde emissies van niet-recyclebare afvalstromen voor het jaar 2005;

- maatregelen: het maken van materiaalbalansen voor bedrijven
- controle: eco-audits

Kijkend naar de teksten waarin ont koppeling voorkomt zou men kunnen denken dat in Oostenrijk de totale materiaalinstroom binnen het land wordt gezien als een indicator voor totale milieubelasting. De concrete beleidsdoelen lijken zich echter meer te richten op behoud van niet-vernieuwbare grondstoffen.

Verenigd Koninkrijk

In een zeer recent zogenaamd *Consultation Document over Sustainable Counts* van het *Department of the Environment, Transport and the Regions* (DETR) staan lijstjes met duurzaamheidsindicatoren. Dit lijstje is een combinatie van milieu-indicatoren gedefinieerd op allerlei plaatsen in de effectketen zoals emissie van broeikasgassen en waterkwaliteit, en sociaal-economische indicatoren zoals werkgelegenheid, BBP en opleidingsniveau. In principe kan met behulp van dit lijstje indicatoren ont koppeling worden waargenomen maar deze mogelijkheid wordt niet expliciet genoemd. Wel wordt in de tekst impliciet verwezen naar ont koppeling:

".....Categorising them as 'economic', 'social', 'environmental' or 'resource' indicators is in some ways an artificial split. Sustainable development, for example, means maintaining economic growth without consuming too many resources, and while limiting the amount of pollution and waste. It is therefore important that the indicators are seen together as a package; it is only by looking at them all together that we can assess whether, overall, we are on a sustainable track....."

Verder schrijft het DETR in een *Consultation Paper on Chemicals in the Environment*:

"Reducing materials intensity

3.8 The indirect impacts of chemicals on the environment, through the extraction, processing and utilisation of natural resources, are not well characterised or quantified. We wish to explore ways of improving our understanding of the ways in which impacts might be identified and measured.

3.9 Programmes such as the CIA agreement on energy efficiency (paragraph 3.7) are welcome. We wish to explore the scope for extending such programmes to include materials intensity, emissions and risk and yield more ambitious reductions over longer timescales."

Zweden:

In Zweden is binnen de wetenschappelijke wereld aandacht voor ont koppeling. De Royal Swedish Academy of Engineering Sciences heeft bijvoorbeeld in juli 1998 werkdocument gepubliceerd over de *Opportunities and Threats* op weg naar factor 10 in Zweden (IVA, 1998). Deze studie is gebaseerd op interviews met mensen uit de zakenwereld met name uit de industrie. De conclusies van deze studie zijn nogal pessimistisch.

Verder heeft het Zweedse Environmental Protection Agency (EPA) 11 milieu-indicatoren geselecteerd die gebruikt kunnen worden om aan te geven of Zweden op weg is naar duurzaamheid. Eén van deze indicatoren wordt o.a. in relatie met het BBP beschouwt: het energieverbruik. In de toekomst zullen, volgens het EPA, ook indicatoren worden ontwikkeld voor materiaalstromen. Ook heeft het EPA een zestal proefprojecten uitgezet op het gebied van de factor 10 waaronder: "Factor 10 en het reduceren van metalen in de stedelijke omgeving", "Factor 10 en de mogelijkheden voor economische groei" en "Is Factor 10 nodig?".

Ook binnen de NORDIC Council is interesse in het onderwerp van ont koppeling. Deze interesse is echter nog niet vertaald in concrete beleidsdoelstellingen.

Verenigde Staten:

In de VS is de aandacht voor ont koppeling beperkt tot de wetenschappelijke wereld. Binnen het US-EPA lopen wel een aantal initiatieven om verder na te denken over het begrip ont koppeling, met name gekoppeld aan het begrip *Industrial Ecology*.

Japan:

In Japan is het idee van ont koppeling en Factor 4 wel breed verspreid onder ander middels de vertaling van het Factor 4 boek (von Weizsäcker et al., 1997). Het normale milieubeleid richt zich echter met name op specifieke milieuproblemen waarbij ont koppeling nog geen enkele rol speelt.

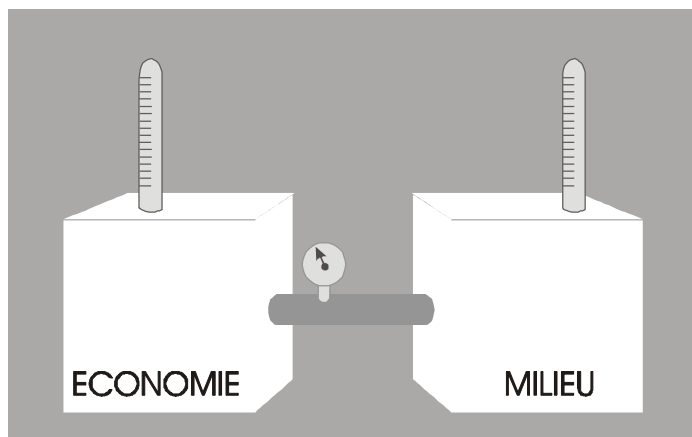
Geconcludeerd kan worden, dat er in verschillende landen wordt nagedacht over ont koppeling van economie en milieu. In de meeste gevallen gebeurt dit vanuit de Factor 4 (10) filosofie, aansluitend bij het in § 2.2 beschreven veld van eco-efficiency.

3 Verschillende modellen voor een ontkoppelingsindicator

3.1 Vier modellen van analyse: zwarte en grijze dozen

Op het meest abstracte niveau van analyse is er sprake van twee systemen, een economisch systeem en een milieusysteem, die elkaar onderling al of niet beïnvloeden. De onderlinge beïnvloeding wordt in de terminologie van de systeemanalyse meestal “koppeling” (*linkage*) genoemd. Figuur 3.1.1 geeft dit weer.

Figuur 3.1.1 Economie en milieu: gekoppelde systemen.



Om ontkoppeling te constateren kan op verschillende punten gemeten worden: economie en milieu kunnen onafhankelijk van elkaar in kaart worden gebracht, of de koppeling zelf kan worden gemeten. Deze koppeling heeft een aantal eigenschappen die op verschillende manieren kunnen worden onderzocht, afhankelijk van de hoeveelheid kennis die voorhanden is over beide systemen. Als de interne werking van een of beide systemen onbekend is, dan kan deze alleen als black box worden onderzocht en zijn alleen statistische uitspraken over de eigenschappen van de koppeling mogelijk. Naarmate meer bekend is over de interne werking van de systemen, en er dus sprake is van “gray boxes”, zijn er meer mogelijkheden de eigenschappen van de koppeling af te leiden op grond van functies die de onderdelen van de systemen vervullen of op grond van het transport van materie en energie tussen beide systemen. Beide vormen van analyse, de statistische en de functionele, zijn aan elkaar verwant, aangezien een statistische analyse altijd de keuze zal moeten maken welke variabelen de moeite waard zijn om te meten.

De nota Milieu en Economie veronderstelt dat de koppeling tussen beide systemen zodanig is dat het mogelijk is dat in het economische systeem groei optreedt terwijl de toestand van het milieusysteem niet verslechtert. Afhankelijk van het feit of men de systemen beschouwt als *black boxes* of als *gray boxes* kan de stelling op verschillende manieren worden geanalyseerd.

1. Twee zwarte dozen

Ten eerste is het mogelijk de interne werking van beide systemen als zwarte doos te beschouwen. Daarmee wordt als uitgangspunt genomen dat de interne werking van de beide systemen onbekend is en is de enige mogelijkheid een puur statistische weg te volgen. Er zijn dan twee interpretaties van het begrip ontkoppeling mogelijk:

- a. er is geen correlatie tussen economische groei en milieudruk
- b. er is een negatieve correlatie tussen economische groei en milieudruk.

In de voorzichtige en breedsprakige taal van de statistici houdt de eerste benadering in dat aangetoond moet worden dat er geen reden is om aan te nemen dat het verband tussen de gemeten waarden **niet**

door toeval is veroorzaakt, dat wil zeggen, dat er geen reden is de nulhypothese te verwerpen. Daarbij moet wel een veronderstelling worden gedaan over de verdeling van de meetwaarden, hetgeen niet altijd eenvoudig is. Over het algemeen is het statistische bewijs dat twee variabelen geen enkele correlatie vertonen niet eenvoudig, in tegenstelling tot het bewijs dat een verondersteld verband niet aanwezig is. De tweede interpretatie wordt gesuggereerd in de nota, met de uitspraak dat in het afgelopen decennium de economische groei gepaard ging met een afname van de afvalberg, vermindering van verzuring en vermindering van verspreiding van gevaarlijke stoffen.

Het voornaamste probleem om op te lossen, als een statistische benadering wordt gevolgd, is het vinden van valide en betrouwbare meetvariabelen. Deze variabelen zijn een maat van een toestand of een proces binnen de systemen, omdat wordt verondersteld dat er geen informatie is over de interactie tussen beide systemen. De mate van ontkoppeling is onder a. gelijk aan de kans dat de H_0 ten onrechte niet is verworpen, de beta, en onder b. gelijk aan de kans dat de veronderstelde negatieve correlatie inderdaad aanwezig is, de alfa.

2. Een grijze doos en een zwarte

Ten tweede is het mogelijk het verband te analyseren op grond van de functies die het milieusysteem vervult voor het economische systeem. De werking van het economische systeem moet daarvoor redelijk bekend zijn, zodat dit een grijze doos is. De werking van het milieusysteem is niet van belang, zodat deze als zwarte doos kan worden beschouwd.

In de meest kwantitatieve vorm is deze benadering te vinden in de productiefuncties van de neoklassieke economen, die een getal toekennen aan het aandeel in de productie van de productiefactoren arbeid, kapitaal en natuurlijke hulpbronnen. In deze benadering is ontkoppeling afhankelijk van de veronderstelde mogelijkheden tot substitutie van de productiefactoren en de vervangbaarheid van natuurlijk kapitaal door menselijk kapitaal. Vanuit de ecologische disciplines wordt meestal gesproken over de diensten *source*, *sink* en *life support* die het milieu aan de menselijke samenleving levert. De ecologische disciplines veronderstellen meestal dat substitutie in principe wel mogelijk is, maar praktisch onuitvoerbaar en prohibitief kostbaar. Volgens sommigen is het ook mogelijk de absolute voorraad milieukapitaal te laten toenemen, zoals blijkt uit de voorstellen om oceanen te bemesten met ijzer en daarmee de groei van CQ -absorberende algen te stimuleren. De mogelijkheden van substitutie en uitbreiding van natuurlijk kapitaal worden echter door veel milieueconomen betwijfeld, zoals door de school rond Daly. Bovendien wordt "environmental engineering" over het algemeen als te gevaarlijk gezien, vanwege het gebrek aan kennis van de relevante processen.

De index van ontkoppeling is in de neoklassieke benadering gelijk aan het aandeel dat het gebruik van natuurlijke hulpbronnen levert aan de groei van de economische productie. Omdat alles wordt gemeten in geld wordt het probleem van de aggregatie vervangen door het probleem van het bepalen van de waarde van natuurlijke hulpbronnen, hetgeen *sources* nog wel te doen is, maar *sinks* en *life support* een stuk moeilijker wordt.

3. Een zwarte doos en een grijze

Bij deze benadering wordt niet gekeken naar de interne werking van het economisch systeem. Welke maat voor economische groei gehanteerd wordt is daarmee voor de milieumaat irrelevant. Uit de zwarte doos van de economie komen emissies en afval, die het milieusysteem ingaan. Daarentegen wordt wel nagegaan wat er in het milieu met deze emissies gebeurt en wordt een inschatting gemaakt van het lot en de effecten ervan. De meeste milieumodellen zijn op deze leest geschoeid. Dat geldt zowel voor de grote en ingewikkelde modellen zoals die bijvoorbeeld worden gebruikt op het RIVM ten behoeve van de Milieuverkenningen, als voor modellen op gedetailleerder niveau zoals bijvoorbeeld gebruikt in de risico-analyse. Dergelijke modellen liggen ook ten grondslag aan de definitie van equivalentiefactoren die worden toegekend aan bepaalde stoffen, om ze zo optelbaar te maken naar hun (potentiële) effecten in het milieu.

De indicator voor ontkoppeling is in dit geval de vergelijking tussen de maat voor economische groei en de (potentiële) effecten in het milieu als gevolg van de emissies uit het economisch systeem.

4. Twee grijze dozen

Een vierde benadering gaat uit van de fysieke interactie tussen beide systemen en de effecten die de uitwisseling van materie en energie binnen de systemen teweeg brengen, waarbij dus kennis over de werking van de beide systemen wordt verondersteld. De school van Material Flows Accounting gaat uit van deze benadering en tracht de diverse stromen in en tussen de beide systemen zo zorgvuldig mogelijk te documenteren.

De ontkoppelingindicator geeft in dit geval het verband weer tussen groei in het economische systeem en de stromen in of tussen de systemen. Het aantal stromen zal al snel in de honderden lopen, zodat het van belang is een vorm van presentatie te vinden om deze informatie inzichtelijk te maken.

In de volgende paragrafen wordt volgens de drie modellen een redenering opgezet. Deze sluit aan bij reeds gangbare of in de literatuur aangetroffen benaderingen. Zo wordt in § 3.2 het “Model Rapport themagroep Ontkoppeling” geïntroduceerd, waarin wordt uitgegaan van het standpunt dat in deze nota wordt ingenomen. Dit komt het meest overeen met het hier beschreven model “Twee zwarte dozen”: het zoeken van statistische verbanden tussen verschillende variabelen voor economie en milieu. Al dan niet toevallig sluit dit model goed aan bij het in § 2.1 onderscheiden veld van duurzaamheidsindicatoren. Ook “een zwarte en een grijze doos” kan in dit veld worden geplaatst, waarbij het koppelen van ingrepen aan thema’s of effecten centraal staat. “Twee grijze dozen” vinden we terug in § 3.3, die we hebben gekarakteriseerd als “Model Dematerialisatie”. Deze sluit vooral aan bij het veld van eco-efficiency. In § 3.4 wordt kort ingegaan op de mogelijkheden de in het kader van een groen BBP ontwikkelde indicatoren te gebruiken. Dit “Model Groen BBP” sluit aan bij het veld Nationale rekeningen, en betreft “Eén grijze en één zwarte doos”. Tenslotte onderscheiden we in § 3.5 het “Model Footprint”, dat in feite haaks op de andere drie benaderingen staat.

3.2 Model “Rapport themagroep Ontkoppeling”

3.2.1 Uitgangspunten en redentie

Uitgangspunt voor de definitie van de indicator is de rapportage van de themagroep Ontkoppeling (VROM, 1997) in het kader van de nota Milieu & Ruimte. De themagroep stelt dat er sprake is van absolute ontkoppeling als het Bruto Binnenlands Product (BBP), de werkgelegenheid, de koopkracht, de bestedingen, en het concurrentievermogen toenemen, terwijl tegelijkertijd het beslag op energie, het beslag op biodiversiteit, de emissies naar lucht, water en bodem, de hoeveelheid afval, het risico en de hinder afnemen. De redentie is primair een statistische: verzamel een voldoende aantal indicatoren en ga na of er een positieve correlatie, een negatieve correlatie of geen enkele correlatie tussen bestaat. Er worden verder geen aannames gedaan over causale verbanden. De keuze voor specifieke variabelen als indicator moet dan zorgvuldig gebeuren; hoewel het bij deze benadering mogelijk is een groot aantal variabelen te betrekken kan nooit alles wat relevant is meegenomen worden, en zal overlap en onderlinge afhankelijkheden zoveel mogelijk vermeden moeten worden.

3.2.2 Indicatoren voor economische groei en milieudruk

In het onderstaande wordt allereerst ingegaan op de in de nota Ontkoppeling genoemde variabelen. Vervolgens worden enkele problemen behandeld die zich voordoen bij het vertalen daarvan in een ontkoppelingsmaat.

In onderstaande tabel staan de verschillende economische maten, zoals genoemd in de nota Ontkoppeling, en de benodigde gegevens met mogelijke bron opgesomd.

Definitie	BBP	werkgelegenheid	koopkracht	bestedingen	concurrentievermogen
Basisdata	Nationale rekeningen (CBS)	Uitkeringen in ‘Statistieken der gemeente begrotingen’ (CBS).	‘Sociaal-economische statistieken’ (CBS)	‘consumptieve bestedingen’, onderdeel van BBP	‘transacties van buitenland met Nederland’ (CBS)

Onderstaande tabel geeft een opsomming van de verschillende milieumaten en de benodigde gegevens met mogelijke bron.

Definitie	energieconsumptie	aantasting biodiversiteit	emissies naar lucht, water en bodem	afvalproductie	risico	hinder
Basisdata	Consumptie in de Nederlandse huishouding (CBS)	Flora: Ecologische kapitaalindex (FLORON) Fauna: index voor vlinders & vogels (RIVM) beide: Natuurwaarde (RIVM leefomgevingsbalans)	Emissie-registratie (ER), eventueel naar sectoren	Gemeentelijk afval (CBS, OECD, EUROSTAT) Overig afval (RIVM-LAE)	Alleen te berekenen middels RAModellen	Geluid: CBS hinderenquête Stank: onderdeel van ER

In een ont koppelingsindicator gebaseerd op bovenstaande economische maten en milieumaten zijn een aantal problemen aan de orde:

- dubbeltelling binnen de genoemde indicatoren, keuze voor plaats in DPSIR
- tijd-incompatibiliteit tussen economie en milieu-indicatoren
- aggregatie/wegingsproblematiek

Dubbeltelling van de genoemde indicatoren en keuze voor plaats in DPSIR

De aspecten werkgelegenheid, koopkracht, bestedingen en concurrentievermogen zijn niet onafhankelijk van het BBP. Sommige vormen er een onderdeel van, van andere wordt verwacht dat zij er sterk mee correleren. De eenvoudigste manier om dit op te lossen is alleen het BBP nemen als economische maat. Verderop in dit rapport zal nagegaan worden of de veronderstelde correlatie tussen de economische variabelen inderdaad bestaat.

Iets vergelijkbaars geldt voor de milieu-indicatoren. In de genoemde set van milieu-indicatoren wordt de milieudruk op verschillende plaatsen in de ingreep-effectketen gemeten, waardoor zij niet onderling onafhankelijk zijn. Dit betekent dat de milieumaten die betrekking hebben op verschillende niveaus in de effectketen niet mogen worden geïntegreerd tot één milieumaat omdat op deze manier dubbeltellingen worden geïntroduceerd. Bijvoorbeeld het verbranden van fossiele brandstoffen voor de energievoorziening scoort bij de indicatoren energieconsumptie, luchtmissies, hinder door stank, en mogelijk bij biodiversiteit door afname van het aantal verzuringsgevoelige planten en versnipperingsgevoelige vlinders. Om dit soort dubbeltellingen te voorkomen is het wenselijk dat de set van milieumaten betrekking heeft op één niveau van de ingreep-effectketen.

Concreet betekent dit dat voor de ont koppelingsindicator de economische maat moet worden vergeleken met een milieumaat op het niveau van de input van materialen en energie (energiegebruik), of op het niveau van de ingrepen (afval en emissies) of op het niveau van de effecten (biodiversiteit, risico en hinder). Op deze wijze ontstaan er drie verschillende ont koppelingsindicatoren op het niveau van de *driving forces*, *pressures* en *impacts*. Opvallend is overigens dat indicatoren op *state*-niveau, zoals overschrijdingen van *critical loads* of concentraties in milieucompartimenten, niet genoemd worden in de rapportage van de themagroep Ontkoppeling. Het kan wel zinvol zijn om deze verschillende ont koppelingsindicatoren onderling te vergelijken omdat de indicatoren waarschijnlijk zullen leiden tot verschillende uitspraken over de mate van ont koppeling. Bijvoorbeeld in een ont koppelingsindicator op het niveau van de *pressures* worden emissies meegenomen die een indicatie geven van de milieudruk, waar dan ook, ten gevolge van Nederlandse activiteiten. Deze indicator is dus inclusief de milieudruk van Nederland op het buitenland middels grensoverschrijdende emissies van bijvoorbeeld CO₂, SO₂, NO_x e.d.. Een ont koppelingsindicator op het niveau van de *impacts* koppelt de toestand van het Nederlandse milieu aan Nederlandse activiteiten. Een deel van de toestand van het Nederlandse milieu wordt echter bepaald door activiteiten in het buitenland middels grensoverschrijdende emissies. Beide type vragen, ‘de milieudruk door Nederland waar dan ook’ en ‘de milieudruk in Nederland door wie dan ook’, zijn voor het beleid relevant. Een vergelijking van de beide ont koppelingsindicatoren zou kunnen opleveren dat een ont koppeling van de toestand van het Nederlandse milieu en de Nederlands economie wordt ‘verstoord’ door ruis uit het buitenland.

Tijd-incompatibiliteit tussen economie en milieu-indicatoren

Om aan te kunnen tonen dat de economische groei en de belasting van het milieu al dan niet ont koppeld zijn is het noodzakelijk dat de tijddimensies van de beide deelindicatoren ‘economie’ en ‘milieu’ hetzelfde zijn. Met betrekking tot de milieu-indicatoren speelt het probleem dat naarmate de indicator meer aan de effectzijde van de keten ligt de causale koppeling met de huidige economische activiteit moeilijker wordt. Bijvoorbeeld een bepaalde geconstateerde stijging van de zeespiegel kan het gevolg zijn van emissies van broeikasgassen die 50 jaar geleden hebben plaatsgevonden, en bepaalde overschrijdingen van concentratienormen in de bodem zijn het gevolg van een jaren- of zelfs eeuwenlang patroon van gebruik en emissie.

Om dit storende effect van tijdsvertraging op de ont koppelingsindicator te voorkomen zouden de milieu-indicatoren zo ver mogelijk voorin de ingreep-effectketen worden gekozen, op het niveau van

de ingrepen en emissies, of zelfs op het niveau van de instromen van materialen omdat ook emissies pas kunnen optreden na een vertraging veroorzaakt door hun verblijf in het economisch systeem.

Aggregatie/wegingsproblematiek van de genoemde indicatoren

Een milieu-indicator op basis van emissies kan bestaan uit een groot aantal metingen van emissies van verschillende stoffen naar verschillende compartimenten. Zo ook kan een indicator op basis van impacts bestaan uit een aantal onvergelykbare impacts. In paragraaf 2.3 zijn er een aantal methoden van aggregatie en weging genoemd om te komen tot een gereduceerde set van indicatoren.

3.2.3 Ontkoppelingsindicator

Ten gevolge van bovenstaande overwegingen kunnen een drietal indicatoren worden afgeleid uit de indicator 'ontkoppeling' zoals gedefinieerd door de themagroep 'ontkoppeling'.

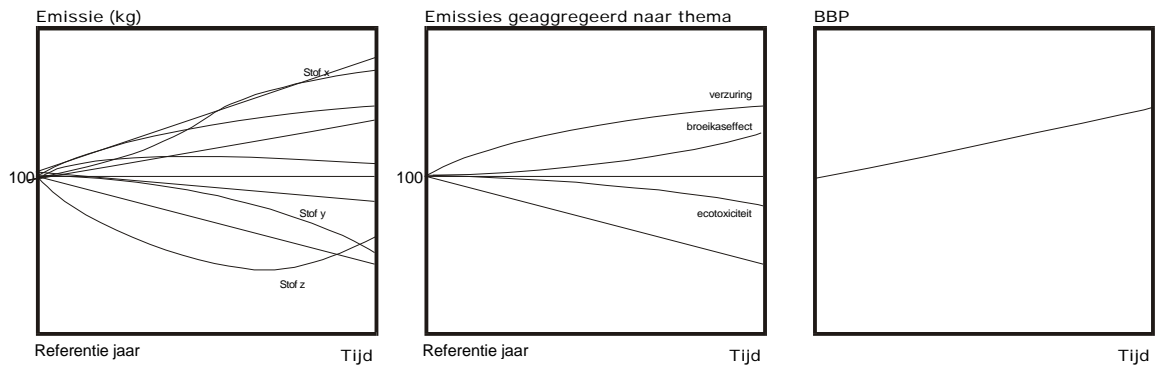
Driving Forces -BBP enz.

Eén manier om deze onkoppelingsindicator in te vullen is door als economiemaat het BBP te kiezen en als milieumaat de instroom van materialen (inclusief energiedragers). Dit is in lijn met huidige beleidsontwikkelingen in Duitsland en Oostenrijk. Indicatoren van dit type zijn uitgewerkt in de paragrafen 3.3 en 3.5; voor- en nadelen worden daar behandeld. Aanvullend daarop is het mogelijk om deze milieumaat te correleren met andere economie-maten zoals hierboven aangegeven. Ook is denkbaar een andere milieumaat te definiëren op driving force-niveau. Men kan daarbij denken aan indicatoren als bevolkingsgroei, mate van aansluiting op riolering en dergelijke. Het probleem daarbij is dat dit snel zal overlappen met economische en sociale indicatoren. In extremo zou hieruit kunnen komen dat het BBP een goede indicator is voor milieudruk. Ontkoppeling is dan per definitie onmogelijk.

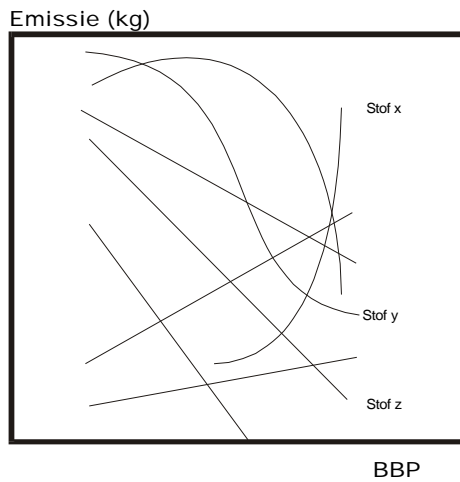
Pressures - BBP enz.

Deze onkoppelingsindicator is gebaseerd op veranderingen in BBP als maat voor de economische groei en veranderingen in emissies en de productie van afval als maat voor de druk op het milieu. De twee indicator-jaarreeksen van respectievelijk de economische indicator en een milieu-indicator kunnen worden weergegeven in een grafiek. Ook is het mogelijk de relatie binnen een klein tijdsinterval (bijvoorbeeld één jaar of een kabinetsperiode) uit te drukken in een cijfer door middel van de richtingscoëfficiënt van de raaklijn.

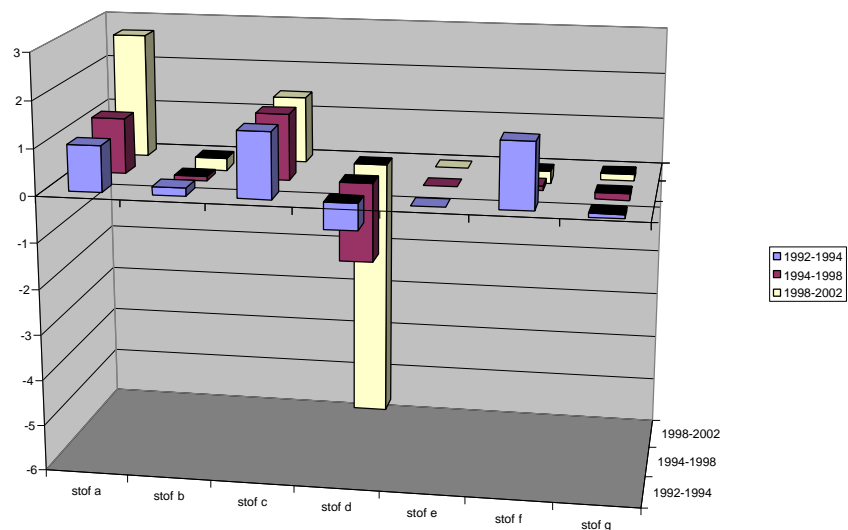
Voor iedere BBP / emissie-relatie kan een grafiek of een index (= richtingscoëfficiënt) worden afgeleid. In het geval van de onkoppelingsindicator op het niveau van emissies levert dit bijvoorbeeld een 100-tal grafieken of indexen op. Door de verschillende gegevens vervolgens visueel te aggregeren ontstaat een beeld van de mate van onkoppeling. Hieronder staan een aantal voorbeelden van tijdreeksen voor emissies, geaggregeerde emissies en BBP. Op deze manier weergegeven zal het aantal milieu-variabelen niet al te groot moeten zijn om de overzichtelijkheid te garanderen. Naar thema geaggregeerde emissies, zoals bijvoorbeeld gebruikelijk in het NAMEA systeem, lijken een bruikbaar plaatje op te leveren.

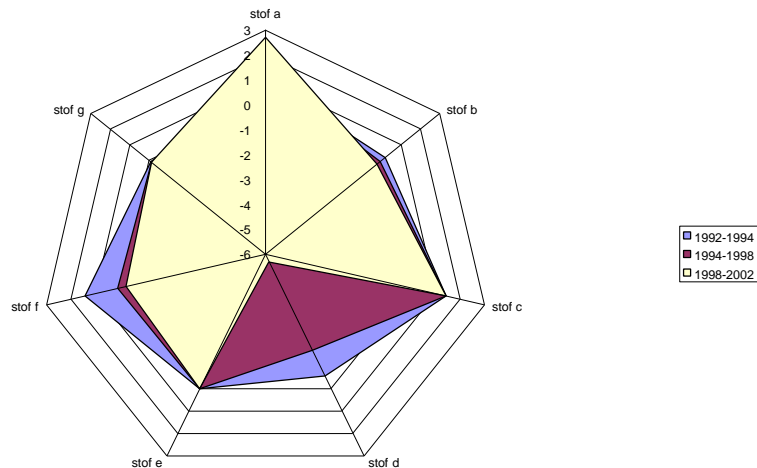


Ook is het mogelijk om per (type) emissie direct de relatie weer te geven tussen emissies en BBP. Dit kan dan een beeld geven van relatieve ontkoppeling.



Ook is het mogelijk de richtingscoëfficiënten weer te geven in een staaf- of radardiagram (positieve waarden zijn positief gekoppeld, negatieve waarden zijn negatief gekoppeld).





In de onderstaande tabel worden voor- en nadelen van een milieu-indicator *op*pressure-niveau samengevat.

Voordelen	Nadelen
Indicatie voor de milieudruk, in binnen en buitenland, door emissies die in Nederland plaatsvinden	Geeft geen indicatie van de toestand van het Nederlandse milieu (zie indicator impact – BBP)
De indicatie voor ontkoppeling wordt slechts beperkt verstoord door tijdsvertragende effecten	
De indicatie voor ontkoppeling wordt niet verstoord door emissies uit het buitenland	
Emissiegegevens zijn in tijdreeksen aanwezig bij de Emissieregistratie	Tijdreeksen voor afvalgegevens zijn mogelijk onvoldoende aanwezig
Door de Emissieregistratie is continuïteit van jaarlijkse meetwaarden in de toekomst verzekerd	
	De milieu-indicator bestaat uit een grote set van niet direct vergelijkbare emissies waardoor subjectieve aggregatie en weging noodzakelijk kan zijn.

(State) / Impacts - BBP enz.

Deze ontkoppelingindicator is gebaseerd op veranderingen in BBP als maat voor de economische groei en veranderingen in biodiversiteit, hinder en risico, of eventueel andere effectparameters, als maat voor de druk op het milieu. Ook hier geldt weer dat ook andere economie-maten dan het BBP kunnen worden genomen.

Als milieu-variabelen op *impact*-niveau kan gedacht worden aan bijvoorbeeld de aanwezigheid of afwezigheid van plant- en/of diersoorten, de hoeveelheid geluidgehinderde personen, of het voorkomen van milieu-gerelateerde gezondheidseffecten. De wijze van weergave kan vergelijkbaar zijn met de hierboven genoemde mogelijkheden.

Er zijn duidelijke problemen verbonden aan *dâmpact*-variabelen die niet of minder gelden voor de *pressure*-variabelen. Zo hebben we hier veel sterker te maken met de incompatibiliteit in de tijd, en met de ruis uit het buitenland (zie § 3.1). Bovendien is het *bijmpact*-variabelen lang niet altijd duidelijk waardoor de effecten veroorzaakt worden. Zeker in de sfeer van de menselijke gezondheid is het moeilijk zo niet onmogelijk effecten van milieubelasting terug te vinden tussen andere invloeden als eet-, drink- en rookgedrag en stress. Met betrekking tot biodiversiteit is het erg moeilijk een grens te trekken tussen de invloed van milieuhygiëne en die van ruimtegebruik. Een oplossing hiervoor kan

zijn niet op *impact*-niveau maar op *state*-niveau de milieuv variabelen te zoeken. Te denken valt dan aan concentraties in het milieu, atmosferische depositie en dergelijke. Deze worden in het kader van milieumetingen redelijk bijgehouden voor een aantal stoffen. De problemen m.b.t. tijd en ruimte zijn echter ook bij een keuze voor het *state*-niveau aanwezig.

Hieronder worden de voor- en nadelen van een indicator op *state*- of *impact*-niveau samengevat.

Voordelen	Nadelen
De milieu-indicator zegt iets over de in Nederland optredende milieu-effecten (<i>impacts</i>) of de toestand van het Nederlandse milieu (<i>state</i>)	
	<i>State en impact</i> : de indicator voor ont koppeling wordt verstoord door tijdsvertragende effecten
	<i>State en impact</i> : de indicator voor ont koppeling met de Nederlandse economie wordt verstoord door emissies uit het buitenland
<i>State</i> : meetreeksen betreffende concentraties in milieucompartimenten zijn beschikbaar voor een aantal stoffen en somparameters	<i>Impact</i> : tijdreeksen met betrekking tot de toestand van het Nederlandse milieu zijn mogelijk onvoldoende aanwezig. Er is geen zekerheid van jaarlijkse continuïteit van meetpunten met betrekking tot de toestand van het Nederlandse milieu.
	<i>Impact</i> : de gemeten effecten kunnen ook afkomstig zijn van andere oorzaken van milieudruk
	<i>State en impact</i> : de milieu-indicator bestaat uit een set van niet direct vergelijkbare variabelen (aggregatie / wegingsproblematiek)

3.3 Model “Dematerialisatie”

3.3.1 Uitgangspunt en redentie

Zoals in § 2.4 vermeld is in Duitsland en Oostenrijk de aandacht voor ontkoppeling onder andere vertaald in aandacht voor dematerialisatie van de economie. Ook in andere landen zoals Japan en de VS worden totaal materiaalstromen in kaart gebracht (Adriaanse et al., 1997; Wernick et al., 1996). De reductie van de totale instroom van grondstoffen, energiedragers, materialen en producten (uitgedrukt in kg) staat hierbij centraal. In deze benadering wordt de totale massa-instroom gebruikt als maat of indicator voor milieubelasting. De keuze voor deze totaal massa-indicator is gemaakt op basis van een aantal criteria waaraan deze maat moet voldoen (Schmidt-Bleek, 1992):

- de maat moet gebaseerd zijn op meetbare grootheden;
- de maat moet de wezenlijke werkingsmechanismen van menselijke milieuveranderingen weerspiegelen;
- met behulp van de maat moeten transparante, kostenefficiënte en reproduceerbare schattingen gemaakt kunnen worden van de milieubelasting van beleidsplannen, maatregelen, infrastructuren, producten en diensten;
- de maat moet over de gehele wereld toepasbaar zijn.

Hoewel deze ideale toestand ook voor een dematerialisatie-maat nog niet is bereikt, stelt Schmidt-Bleek dat deze maat op grond van de criteria een geschikte kandidaat is vergeleken met andere, bewerkelijker maten.

Voorstanders nemen als uitgangspunt dat milieubelasting op een significante manier is gekoppeld aan de extractie, transport, verwerken en gebruik van materialen: immers deze activiteiten, en uitsluitend deze activiteiten, houden onherroepelijk ingrijpen in het milieu in. De interpretatie van ontkoppeling als dematerialisatie valt daarmee in de categorie “twee grijze dozen”. De belangrijkste kritiek van buiten is echter dat de milieu-effecten gekoppeld aan verschillende stoffen en materialen zo uiteenlopen dat het op basis van kilogrammen optellen hiervan niet zinvol is en trekken daarmee vooral het tweede criterium in twijfel. Voorstanders beweren echter op hun beurt dat het vertrouwen op onze huidige kennis van de potentiële milieu-effecten van stoffen kan leiden tot problemen die we nu onmogelijk kunnen voorzien. Voorbeelden hiervan zijn de CFK's en CQ waarbij de problemen waartoe emissies van deze stoffen kunnen leiden pas zeer recentelijk zijn onderkend. Wanneer we moeten wachten totdat voor iedere stof is vastgesteld welke milieu-effecten ze tot gevolg zouden kunnen hebben is het te laat, zo redeneren de voorstanders (Schmidt-Bleek, 1992; Adriaanse et al., 1997). Voorstanders onderkennen vaak wel dat de met een indicator gebaseerd op totaal-massa allerlei stofspecifieke effecten niet meewegen. Hiervoor worden verschillende oplossingen gezocht. Een van de meest voor de hand liggende oplossingen is om de totale massa-indicator aan te vullen met indicatoren voor bepaalde specifieke emissies (Fischer-Kowalski et al., 1994 & 1997). Een andere oplossing is om de totale massastroom op te splitsen in stromen die relatief weinig gevaar opleveren en stromen die relatief veel gevaar opleveren (Adriaanse et al., 1997).

Dematerialisatie kan net als de andere ontkoppelingsmaten zowel voor de economie als geheel als per product of dienst worden bekeken. Op dit moment is in sommige productgroepen sprake van een ontwikkeling in de richting van kleinere en lichtere producten. Hierbij valt te denken aan auto's en elektronica. Ook de verschuiving van producten naar diensten (leasing etc.) kan in dit verband genoemd worden. Zowel economische als bevolkingsgroei kan er echter voor zorgen dat de totale materiaalstromen binnen een economie toch toenemen.

3.3.2 Indicatoren voor economische groei en milieudruk

De economie maat die gewoonlijk wordt gebruikt om ontkoppeling tussen materiaalstromen en economische ontwikkeling aan te geven is het BBP. In vrijwel alle publicaties wordt deze maat zonder enige discussie gebruikt.

Als milieumaat wordt gebruik gemaakt van materiaalstromen uitgedrukt in massa-eenheden. Binnen deze zeer algemene lijn zijn twee lijnen te onderscheiden:

1. alle materiaalstromen worden opgeteld tot één totaal
2. stromen worden per stof / materiaal of per groep stoffen / materialen bekeken.

Wanneer alle materiaalstromen worden opgeteld betekent dit dus dat kg beton en ijzererts worden opgeteld bij kg bestrijdingsmiddelen en uranium. In feite worden stromen *gewogen* opgeteld en dan wel in de meest letterlijke zin van het woord: op basis van kilogrammen (o.a. Payer et al., 1997; Adriaanse et al., 1997; Moriguchi, 1997). Stromen zoals water en lucht worden vaak weggelaten of apart vermeld met als argumentatie dat deze stromen zo groot zijn (denk aan koelwater en verbrandingslucht) dat deze het beeld op een niet-zinvolle manier zouden vervormen.

Veel gebruikte categorieën in de tweede lijn zijn bulkmaterialen zoals: ijzer en staal, papier, hout, meststoffen, plastics, fossiele brandstoffen, cement en zand (o.a. Hüttler et al., 1997; Payer et al., 1997; Moriguchi, 1997; Wernick et al., 1996). Materiaalstromen, zowel opgeteld tot een totaal als per materiaal, worden soms voor een land als geheel weergegeven en soms per sector (o.a. Schandl et al., 1997). De basis van een materiaalstroomschema van een bepaald land wordt gevormd door het volgende sommetje (bv. Hüttler et al., 1997; Wolf et al., 1998) :

$$\text{import} + \text{extractie} + \text{vorming} = \text{export} + \text{afbraak} + \text{accumulatie}$$

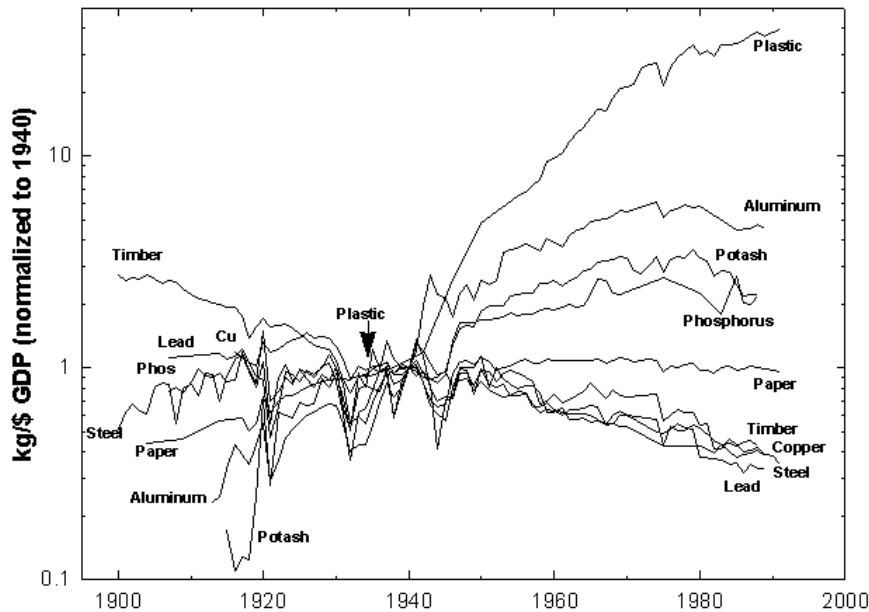
Wanneer men gericht is op dematerialisatie wordt alleen gekeken naar het materiaalgebruik van het betreffende land : import + extractie, exclusief doorvoer (o.a. Adriaanse et al., 1997). Wanneer het materiaalgebruik op deze manier wordt bepaald spreekt men van *Direct Material Input* (DMI), door Adriaanse et al. 1997, gedefinieerd als: “the flow of natural resource commodities that enter the industrial economy for further processing. Included in this category are grains used by a food processor, petroleum sent to a refinery, metals used by a manufacturer, and logs taken to a mill.”

De DMI dekt echter niet alle materiaalstromen die een industriële economie veroorzaakt. Wanneer bijvoorbeeld metaalerts wordt gewonnen komt alleen de hoeveelheid gewonnen erts terecht in de DMI. Om dit erts te winnen is er echter veel meer materiaal verplaatst in de mijnen en tijdens de voorbewerking van de erts ontstaan grote hoeveelheden afval. Een andere materiaalstroom die niet wordt gedekt door de DMI is het verlies aan grond in de landbouw als gevolg van erosie. Ook de grondverplaatsing die nodig is bij de infrastructurele werken is niet opgenomen in DMI. Aangezien de voorstanders van de totale materiaalstroom als milieu-indicator willen dat de massa-indicator een zo compleet mogelijk beeld geeft van alle potentiële milieu-effecten is een nieuwe maat bedacht waar deze zogenaamde *hidden flows* wel worden meegenomen: de *Total Material Requirement* (TMR). Adriaanse et al. (1997), definiëren als volgt: “the sum of the total material input and hidden or indirect material flows, including deliberate landscape alterations. It is the total material requirement for a national economy, including all domestic and imported natural resources. The TMR gives the best overall estimate for the potential environmental impact associated with natural resource extraction and use.” De TMR omvat ook de stromen in het buitenland die gepaard gaan met de geïmporteerde materialen. Daarmee zet deze maat een stapje in de richting van de ecologische *footprint*, die in § 3.5 behandeld wordt.

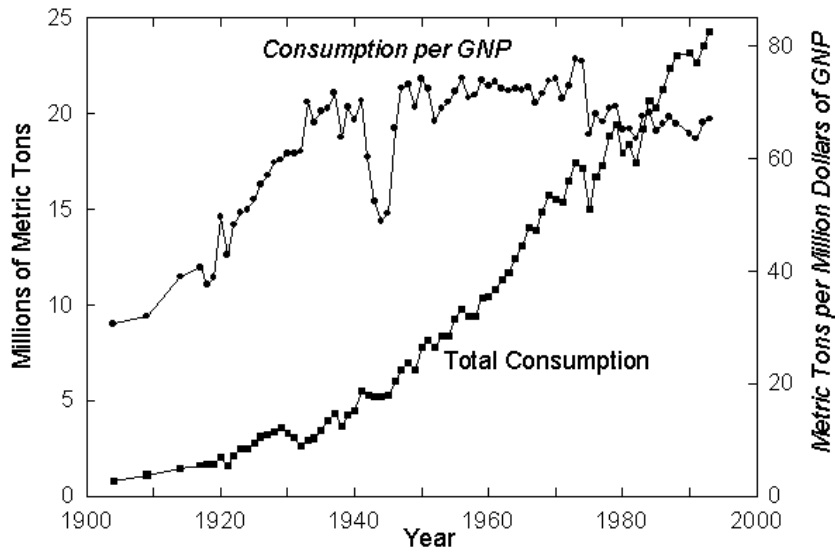
3.3.3 Ontkoppelingsindicator

Hoe ziet de ontkoppelingsindicator eruit

De ontkoppelingsindicator voor dematerialisatie wordt meestal gepresenteerd in een figuur waarin zowel de materiaalstromen in kg als het BBP in monetaire eenheden in de tijd worden gegeven. Soms worden BBP en materiaalstromen al direct gecombineerd tot een indicator in de sfeer van eco-efficiency, bijvoorbeeld *materiaalstroom per gulden BBP*. Dit is relevant voor het constateren van relatieve ontkoppeling. Hieronder een voorbeeld uit Wernick et al. 1996 waarbij de stromen van verschillende materialen per eenheid BBP in de tijd worden weergegeven.



Een ander mooi voorbeeld van het verschil tussen absolute en relatieve ontkoppeling wordt in dezelfde publicatie gegeven voor het papiergebruik in de VS. De figuur laat zien dat hoewel de consumptie per eenheid BBP stabiliseert (relatieve ontkoppeling), de totale consumptie sterk blijft toenemen (geen absolute ontkoppeling).



Voor- en nadelen

Het belangrijkste voordeel van de dematerialisatie benadering is dat deze relatief eenvoudig en op basis van bestaande statistische gegevens kan worden ingevuld. Een van de weinige overgebleven problemen is het kwantificeren van *dehidden flows*, in het bijzonder wanneer het gaat om *hidden flows* gekoppeld aan geïmporteerde materialen.

Het belangrijkste nadeel is dat men vraagtekens kan zetten bij de stelling dat de massastromen een goede indicator zijn voor potentiële milieuproblemen. Waarschijnlijk is deze stelling voor wat betreft de grootschalige milieuproblemen die gekoppeld zijn aan energieverbruik, nutriënten of afval nog wel te verdedigen. Wanneer het echter gaat om problemen zoals aantasting van de ozonlaag of toxiciteit, waarbij relatief kleine hoeveelheden stof grote gevolgen kunnen hebben, is deze stelling praktisch onhoudbaar. Dit laatste wordt door de meeste voorstanders wel onderkend en op dit moment is men bezig om deze problemen te ondervangen door specificatie van stoffstromen en effecten. Hiermee gaat echter direct ook deel van de voordelen weer verloren.

Voordelen	Nadelen
Indicatie voor de milieudruk, in binnen- en buitenland wanneer TMR in plaats van DMI wordt gebruikt	Relatie met daadwerkelijke milieudruk is zeer indirect.
Aangezien de indicator is gebaseerd op de instroom van materialen in een economie (driving force-niveau) wordt de indicatie niet verstoord door tijdsvertragende effecten.	De indicator geeft geen inzicht in de huidige toestand van het milieu.
Basisgegevens zijn in tijdreeksen aanwezig bij de het CBS.	Hidden Flows in binnen- en buitenland zijn moeilijk te achterhalen en moeten op een grove manier worden geschat.
De indicator voor milieudruk is uitgedrukt in één duidelijke eenheid (kg), zodat aggregatie / weging vermeden wordt.	Impliciet wordt wel degelijk gewogen, nl. op basis van gewicht.

3.4 Model “Groen BBP”

3.4.1 Uitgangspunten en redentie

Zoals in § 2.1 beargumenteerd, kan een groen BBP niet dienen als economie-indicator in een ontkoppelingsmaat, omdat dubbeltelling zou ontstaan met de milieu-indicator(en). In deze paragraaf wordt nagegaan of een groen BBP misschien kan dienen als integrale ontkoppelingsindicator, of dat er mogelijkheden zijn om het “groene” gedeelte af te zonderen en te gebruiken als milieumaat.

De gedachte achter de pogingen een groen BBP te ontwikkelen is aantrekkelijk van eenvoud: milieuschade is een verlies aan natuurlijk kapitaal en dat kapitaalsverlies dient doorberekend te worden in de nationale rekeningen. Met een dergelijke manier van rekenen is een ontkoppelingsindicator grotendeels geïntegreerd in het economische model. Met een groen BBP als een van de belangrijkste graadmeters zou, zo was de verwachting, effectief milieubeleid min of meer vanzelf tot stand komen. Echter een, mogelijk theoretisch onoverkomelijke, hindernis bleek de monetaire waardering van milieuvorraden en -diensten te zijn (Huele et al., 1993). Gezien de complexiteit van milieuprocessen is dit niet zo vreemd. Gepubliceerde nationale rekeningen waarin milieu-aspecten monetair zijn verwerkt zijn gebaseerd op afname van de hoeveelheden van natuurlijke hulpbronnen zoals hout, vis en water. Diensten als reiniging van de atmosfeer zijn niet meegerekend. Costanza et al., in een spraakmakend artikel in *Nature* van mei 1997, hebben een schatting gemaakt van de waarde van de diensten van de mondiale ecosystemen op grond van ‘willingness to pay’. De auteurs komen tot een bijdrage van de ecosystemen aan het mondiale BBP die ongeveer tweemaal groter is als die van het economisch systeem. In het artikel wordt er de nadruk op gelegd dat de genoemde cijfers indicatief zijn en verre van compleet - in werkelijkheid kan de bijdrage van ecosystemen nog ordegrottes hoger uitvallen. Daarmee heeft het artikel meer waarde als vorm om de aandacht te richten op het belang van ecosystemen, dan dat het kan dienen als handleiding voor het opstellen van groene nationale rekeningen.

Een andere mogelijkheid, o.a. bepleit door Hueting, is het corrigeren van het BBP door de kosten af te trekken die gemaakt zouden moeten worden om binnen bepaalde milieu-randvoorwaarden te blijven. Ook deze mogelijkheid bleek moeilijkheden op te leveren, met name in gevallen dat met beschikbare technologische middelen de randvoorwaarden niet gehaald kunnen worden. Op dit moment loopt een project dat op deze ideeën voortbouwt, maar niet tot doel heeft het BBP te corrigeren (mond. med. Jansen, IVM). De redentie is hier omgekeerd: het nationaal inkomen wordt berekend dat er zou zijn wanneer binnen genoemde randvoorwaarden maximalisatie van economische ontwikkeling plaatsvindt. Dit “duurzaam nationaal inkomen” zou ook als groen BBP kunnen dienen. Het project is echter nog niet afgerond.

Groen BBP als ontkoppelingsindicator

Ondanks de gesignaleerde moeilijkheden zijn er enkele voorbeelden van groene BBP's die op dit moment op één of andere manier operationeel zijn. Het bekendste voorbeeld is de in § 2.1 reeds genoemde ISEW-index, waarin naast het BBP ook enkele andere sociaal-economische indicatoren en een aantal milieugerelateerde indicatoren zijn opgenomen. De gepubliceerde ISEW grafieken zijn gebaseerd op weegfactoren toegekend aan de verschillende opgenomen aspecten door deskundigen en / of belangstellenden. Het is daarmee in feite een vorm van weging-door-een-panel zoals besproken in § 2.3. Hoe ook tot stand gekomen, de ISEW (zoals die vaak wordt gepresenteerd in één grafiek met het vrolijk stijgende BBP) verenigt economische en milieu-aspecten in zich en zou daarmee in theorie als ontkoppelingsindicator kunnen dienen. Een voortgaande stijging betekent dat de economie groeit maar niet of maar een beetje ten koste van het milieu. Echter een gelijkblijvende ISEW hoeft niet te betekenen dat het BBP groeit ten koste van het milieu. Het kan ook betekenen dat de economische groei in termen van BBP stagneert, of dat bepaalde sociaal georiënteerde indicatoren zich erg negatief ontwikkelen. Daarmee is het een onvoldoende duidelijke ontkoppelingsmaat: milieu en economie zijn niet afzonderlijk terug te vinden, zodat ook niet geconstateerd kan worden of deze al dan niet gekoppeld zijn.

Groen gedeelte van groen BBP als milieumaat

Wanneer het groene gedeelte van het groen BBP afgezonderd wordt van het niet-groene gedeelte, ontstaat mogelijk meer inzicht. De afzonderlijke delen kunnen zo gevolgd worden. Aangezien het BBP een aggregaat is van afzonderlijke onderdelen is dit goed mogelijk. Wanneer we echter het groene gedeelte uit de ISEW isoleren, houden we slechts een aantal losse indicatoren over die middels een subjectieve weging zijn samengevoegd. Daarmee is het niet anders dan een benadering volgens § 3.2, waarin wordt uitgegaan van een al dan niet geaggregeerde milieumaat opgebouwd uit een aantal indicatoren voor milieudruk. Daarmee vervalt ook het nut om dit te doen. De enige algemene richting die hieruit kan worden gedestilleerd is de aanbeveling om op één of andere manier milieugrootheden, hetzij milieuvorraden, hetzij milieugoederen en -diensten, hetzij milieubelasting, in geld uit te drukken om zo de maat waarin de beide deel-indicatoren worden uitgedrukt gelijk te krijgen. Zoals hierboven reeds aangegeven is dit niet eenvoudig, en zeker niet onomstreden, waardoor dit althans op dit moment lastig te realiseren lijkt. Een indicator de mate van substitutie weergeeft is wellicht een interessante mogelijkheid, zoals de verhouding tussen wel en geen CO₂ producerende energiedragers. Deze benadering heeft echter meer overeenkomsten met de modellen die gebaseerd zijn op de stromen tussen het economische en het milieusysteem en kan beter in die context worden behandeld.

Natural Resource Accounts

De oplossing die in veel landen is gekozen uit bovengeschetst dilemma - het milieu hoort thuis in de nationale rekeningen maar is moeilijk te monetariseren - is het aanhangen van *satellite accounts* aan het System of National Accounts (SNA). Milieugrootheden worden in fysieke termen, maar met vergelijkbare methoden en in vergelijkbaar stramien, geregistreerd. In § 2.2 is dit al kort besproken onder veld 3, "Nationale Rekeningen". Enerzijds gaat het hierbij om het bijhouden van de staat van bepaalde milieu-vorraden, waarin naast de economisch waardevolle zoals vis, hout en gas ook andere met een minder duidelijke waarde een plaats kunnen hebben. Een andere mogelijkheid is die door het CBS in het NAMEA (National Accounting Matrix including Environmental Aspects) is geoperationaliseerd. Hierin zijn geen voorraden, maar stromen opgenomen, in fysieke termen. De rekening heeft de vorm van een input-output-tabel. Naast economische leveringen tussen sectoren worden ook milieu-leveringen gespecificeerd: de onttrekking van grondstoffen als levering van het milieu aan de economische sectoren, en emissies en afval als leveringen van de sectoren aan het milieu. Milieu is als sector toegevoegd aan de rekeningen, evenals consumenten en afvalverwerking. De emissies worden per sector gespecificeerd en worden op een standaard-manier geaggregeerd naar de thema's van het milieubeleid. De ontwikkeling hiervan is nog in gang, maar voor een aantal van de thema's is NAMEA al operationeel. De rekeningen en indicatoren voor economie en milieu worden met ingang van 1986 bijgehouden. Aansluiting bij dit veld lijkt wel een goede mogelijkheid.

3.4.2 Indicatoren voor economische groei en milieudruk

Wanneer we aansluiten bij het veld van nationale rekeningen ligt het voor de hand het BBP als economie-maat te nemen. Wat betreft de milieumaat kunnen we nog kiezen:

1. aansluiting bij de Natural Resource Accounts waarin de staat van milieuvorraden wordt bijgehouden. Deze indicator of groep indicatoren is gedefinieerd op *state*-niveau. Om een totaal-indicator te krijgen, moeten de verschillende indicatoren worden samengevoegd. Hierbij zijn we wederom aangeland bij de problematiek van weging. Deze maat vertoont sterke overeenkomst met de in § 2.3 genoemde Natuurwaarde uit de RIVM-leefomgevingsbalans.
2. aansluiting bij NAMEA waarin de transacties met het milieu zijn gespecificeerd. Hierbij zijn we aangeland op het niveau van *pressures*: de directe ingrepen in het milieu, te weten emissies en onttrekkingen. De mogelijkheden hier zijn hetzelfde als die beschreven in § 3.2, zij het dat de keuze voor de op te nemen variabelen in principe vast ligt. Ook hier echter hebben we te maken met aggregatie (naar thema's) en eventueel ook met weging (tussen emissies en/of tussen thema's).

3.4.3 De ontkoppelingsindicator

Hoe ziet de ontkoppelingsindicator eruit

Voor een indruk over een mogelijke weergave kan verwezen worden naar de onder § 3.2 gegeven voorbeelden.

Voor- en nadelen

Het voordeel van deze benadering is dat de milieu-indicator en de economie-indicator optimaal op elkaar aansluiten wat betreft de systematiek waarmee zij worden geregistreerd. Een invulling van de milieu-indicator volgens NRA heeft als nadeel dat er weinig inzicht is in de relatie tussen de economie- en milieumaat. Er wordt immers geen bepaald verband gelegd. De milieumaat is gedefinieerd op *state*-niveau waardoor de in § 3.1 genoemde tijd- en ruimte incompatibiliteit een rol gaat spelen bij het zoeken naar causale verbanden. Dit nadeel geldt niet wanneer we aansluiten bij NAMEA.

In onderstaande tabellen worden voor- en nadelen van deze benadering nog eens samengevat.

Voor- en nadelen van aansluiting bij NRA:

Voordelen	Nadelen
Economie- en milieu-indicatoren zijn beide onderdeel van de nationale rekeningen; daarom goede aansluiting	
De milieu-indicator zegt iets over de toestand van het Nederlandse milieu (<i>state</i>)	
	de indicator voor ont koppeling wordt verstoord door tijdsvertragende effecten
	de indicatie voor ont koppeling met de Nederlandse economie wordt verstoord door invloeden uit het buitenland
meetreeksen betreffende de staat van de voorraden beschikbaar voor een aantal voorraden (naast de economisch relevante ook voor biodiversiteit)	geen compleet beeld; geen zekerheid van jaarlijkse continuïteit van meetpunten met betrekking tot de toestand van het Nederlandse milieu.
	veranderingen in de staat van de voorraden kunnen ook afkomstig zijn van andere oorzaken
	de milieu-indicator bestaat uit een set van niet direct vergelijkbare variabelen (aggregatie / wegingsproblematiek)

Voor- en nadelen van aansluiten bij NAMEA:

Voordelen	Nadelen
Economie- en milieumaat zijn beide onderdeel van de nationale rekeningen; daarom goede aansluiting	
Indicatie voor de milieudruk, in binnen en buitenland, door emissies die in Nederland plaatsvinden	Geeft geen indicatie van de toestand van het Nederlandse milieu
Slechts beperkte tijd- en geen ruimte incompatibiliteit tussen economie- en milieumaat	
Emissiegegevens zijn in tijdreeksen aanwezig bij	Tot nu toe zijn er slechts voor een beperkt aantal

de Emissieregistratie en zijn door CBS voorbewerkt om zodoende in het systeem te passen	variabelen tijdreeksen beschikbaar
Door de Emissieregistratie is continuïteit van jaarlijkse meetwaarden in de toekomst verzekerd	
	Aggregatie vindt plaats tot een aantal thema's, voor het verkrijgen van één milieumaat kan weging noodzakelijk zijn.

3.5 Model Footprint

3.5.1 Uitgangspunt en redentie

Uitgangspunt van het Model Footprint is de wens om over de nationale grenzen heen te kijken en ons ook af te vragen welke milieu-effecten plaatsvinden elders op de wereld als gevolg van het Nederlands consumptiepatroon. Het Model Footprint staat eigenlijk haaks op de andere drie modellen. Het is nog het meest te associëren met het eco-efficiency veld: omdat dit primair een business invalshoek is staan nationale grenzen veel minder centraal dan bij de andere twee velden, die sterk gekoppeld zijn aan de nationale economie resp. het nationale milieubeleid. De term “footprint” is afkomstig van de zg. ecologische footprint (Wackernagel & Rees), die bedoeld is om van een stad, een regio, een burger, of een land aan te geven welke “milieuruimte” deze op de wereld in beslag neemt door de levensstijl. Uit dit soort exercities komen sterk tot de verbeelding sprekende resultaten, zoals “Nederland neemt driemaal de ruimte in beslag van het eigenlijke territorium” of “een gemiddelde Europeaan neemt vijftig keer zoveel ruimte in beslag als een gemiddelde Afrikaan”. In deze benadering staat de consumptie centraal. Bij het bepalen van de Nederlandse footprint wordt dus de Nederlandse productie alleen meegenomen voorzover die bestemd is voor binnenlandse consumptie.

Hoewel de ecologische footprint primair een ruimtelijke maat is, kan dit idee ook betrokken worden op het gebruik van grondstoffen en energie en op het ontstaan van afval en emissies. Er wordt dan niet gemeten in vierkante meters, maar in kilogrammen, Joules of vervuilingseenheden. De redenering blijft echter hetzelfde: het gaat om de benodigde hoeveelheid grondstoffen en energie c.q. de geproduceerde hoeveelheid vervuiling waar dan ook op de wereld ten behoeve van de consumptie in Nederland.

3.5.2 Indicatoren voor economische groei en milieudruk

Aangezien in het Model Footprint de consumptie centraal staat, zou ook de economie-maat daarbij aan moeten sluiten. In het systeem van nationale rekeningen is zo'n maat opgenomen: de binnenlandse bestedingen.

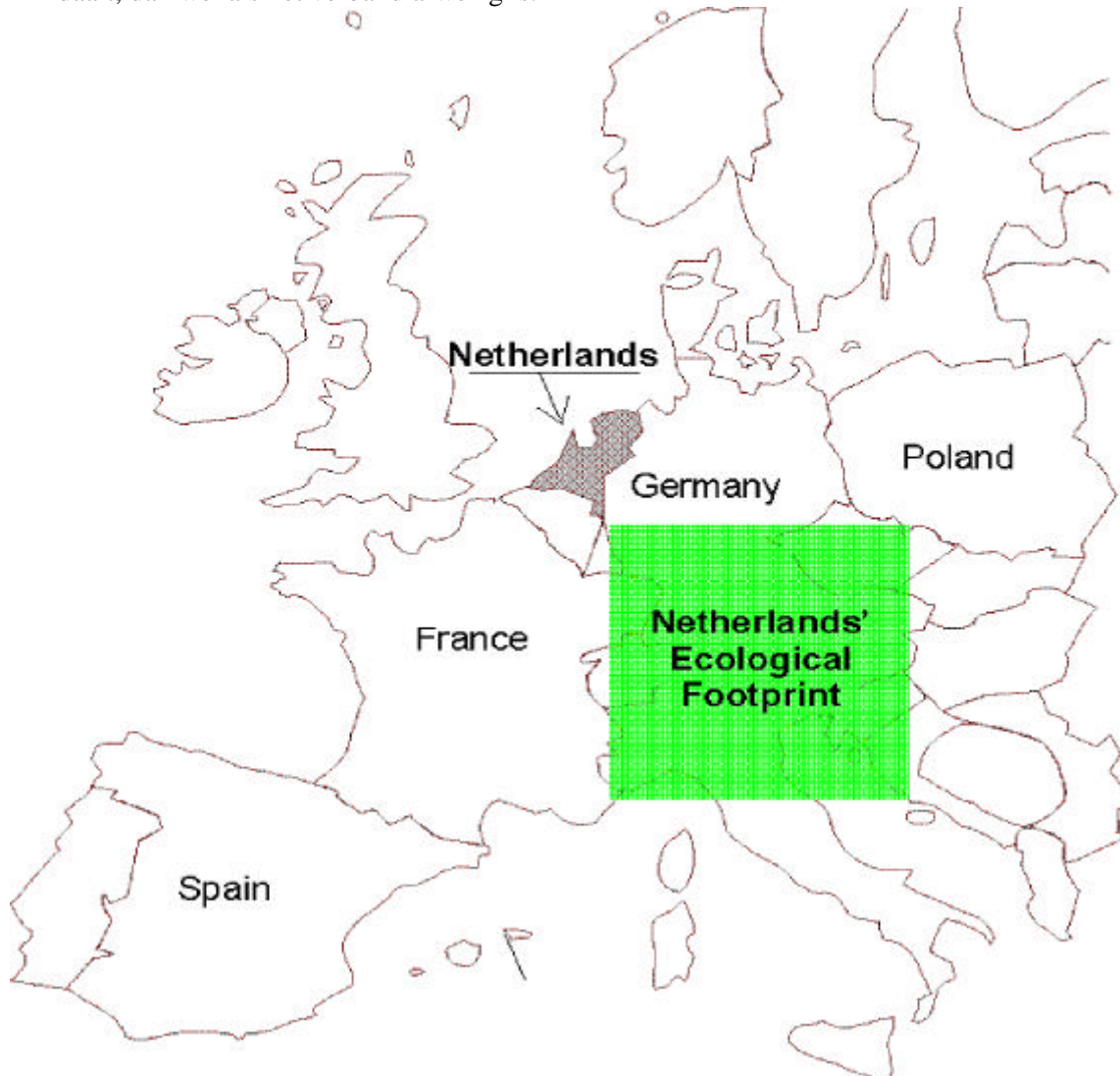
Als milieumaat kan men zich verschillende mogelijkheden voorstellen:

1. Direct in aansluiting op de twee grijze dozen en het model Eco-efficiency kan gekozen worden voor een instroom-maat: de totale hoeveelheid materiaal die wordt ingezet ten behoeve van de Nederlandse consumptie. Deze heeft een zekere verwantschap met de door Adriaanse et al. (1997) gedefinieerde Total Materials Requirement (zie § 3.3). Vanuit deze TMR kan vermoedelijk wel een footprint-achtige maat worden afgeleid. Probleem hierbij is de systeem-afbakening die verschillend wordt gemaakt, de basisgegevens zijn waarschijnlijk hetzelfde. Iets dergelijks zou ook voor energie geconstrueerd kunnen worden. Gezien de enorme hoeveelheid gegevens op energie-gebied zou dit ook te doen moeten zijn. Een nadere opsplitsing naar type stromen is ook denkbaar. Hierbij belanden we echter volop in de problemen t.a.v. aggregatie zoals elders besproken.
2. Er kan ook gekozen worden voor een uitstroom-maat. Ook hier is een maat op totaal-massa niveau denkbaar. Daarvoor zijn de gegevens minder voorhanden en bovendien wordt de wens om onderscheid te maken naar verschillende typen uitstroom des te dringender. Er zou dan een emissie-maat moeten worden samengesteld m.b.t. de emissies die plaatsvinden - ongeacht waar ter wereld - ten behoeve van de consumptie in Nederland. Ook hier krijgen we te maken met aggregatieproblemen, geheel vergelijkbaar met de in § 3.2 geformuleerde problemen. Vanwege het mondiale karakter van de maat is het denkbaar ons te beperken tot de grootschalige milieuproblemen als broeikaseffect, ozonlaagaantasting, verzuring en toxiciteit. Dat neemt echter de noodzaak tot aggregatie niet weg.

3.5.3 Ontkoppelingsindicator

Hoe ziet de indicator eruit

1. Absolute ont koppeling: kilo's / tijd en binnenlandse bestedingen / tijd. Er is absolute ont koppeling als bij stijgende binnenlandse bestedingen de TMR of de samengestelde grondstoffenmaat daalt (negatieve koppeling) dan wel als het verband afwezig is (geen koppeling).
Relatieve ont koppeling: kilo's / gulden binnenlandse besteed. Er is relatieve ont koppeling wanneer dit verband negatief is of ontbreekt.
2. Absolute ont koppeling: samengestelde emissie maat / tijd en binnenlandse bestedingen / tijd. Er is absolute ont koppeling als bij stijgende binnenlandse bestedingen de samengestelde emissie maat daalt, dan wel als het verband afwezig is.

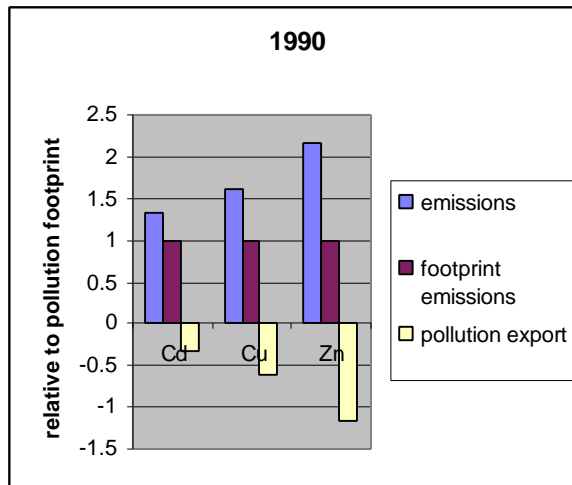


Onderstaand een voorbeeld van een grafische weergave van de ecologische footprint (source: <http://dieoff.org/page110.htm>.)

In deze figuur wordt de werkelijke oppervlakte van Nederland vergeleken met de Nederlandse footprint, dus de ruimte die Nederland ten behoeve van de eigen consumptie wereldwijd in beslag neemt. Deze is 6 à 7 keer zo groot als de werkelijke oppervlakte.

Een voorbeeld van een vervuilingsfootprint staat hieronder. Het gaat om de vervuilingsfootprint van Nederland ten aanzien van enkele zware metalen. Deze is bepaald door in te schatten wat er op de wereld aan emissies van deze metalen plaatsvindt ten behoeve van de Nederlandse consumptie (van der Voet, 1996; van der Voet et al., 1998). In de onderstaande figuur wordt de vervuilingsfootprint per metaal vergeleken met de emissies van genoemde metalen die binnen de Nederlandse grenzen

plaatsvinden. Op die manier ontstaat een beeld van de eventuele probleemafwenteling naar het buitenland. Als de vervuilingsfootprint groter is dan de binnenlandse emissies, vindt probleemafwenteling naar het buitenland plaats. In het onderstaande voorbeeld vindt dus geen afwenteling plaats: de export van vervuiling is negatief, wat betekent dat in Nederland emissies plaatsvinden ten behoeve van de consumptie in andere landen.



Deze identieke benadering is ook toegepast door het RIVM (Achtergronden Milieubalans 98) voor CO₂. Dit wordt ook wel de ecologische handelsbalans genoemd. Ook in dit geval blijkt dat de footprint emissies lager zijn dan de binnenlandse emissies.

Voor- en nadelen

Het belangrijkste voordeel van de footprint-maat is dat wat er in Nederland gebeurt in mondiaal perspectief wordt geplaatst. Wanneer door bepaalde ontwikkelingen de milieudruk binnen de Nederlandse grenzen zou afnemen is deze maat optimaal geschikt om te verifiëren of dit niet leidt

tot probleemafwenteling in de vorm van een verhoogde milieudruk buiten de grenzen. Zo wordt voorkomen dat probleemverplaatsing meetelt als ontkoppeling, wat bij indicatoren die zich houden aan de Nederlandse geografische grenzen per definitie wel zo is.

Een bijkomend voordeel is dat deze maat - zeker wanneer gekozen wordt voor massa- of energietotaal als milieumaat - eenvoudig te begrijpen is in al zijn complexiteit, en zich goed leent voor grafische weergave, wat niet onbelangrijk is bij het communiceren van een boodschap.

Het belangrijkste nadeel is dat noch een beeld ontstaat van de toestand van de Nederlandse economie, noch van die van het Nederlands milieu, noch een overzicht van de op Nederlands grondgebied (en dus vallend onder Nederlands milieubeleid) ontstane milieudruk. Een bijkomend nadeel zou kunnen zijn dat bij het gebruik van deze maat als ontkoppelingsindicator al gauw het gevaar dreigt dat wanneer men er beleid op wil voeren dit gezien kan worden als eco-imperialisme: door bepaalde producten niet meer te willen importeren vertelt Nederland zo als het ware aan andere landen hoe zij hun natuurlijke hulpbronnen moeten beheren, terwijl dat volgens de Rio-accorden expliciet een binnenlandse aangelegenheid is. Een kritiek die ook wel gehoord wordt op de footprint-maat is dat deze eigenlijk incompleet is. Het geeft wel een beeld van alles wat samenhangt met hoe we ons geld uitgeven, maar niet met hoe we het verdienen. Het is ook van belang te weten of we in Nederland vervuilende of gevaarlijke producten maken voor consumptie in het buitenland. Het op deze manier buiten beschouwing laten van de productie zou daarom onverantwoord zijn.

Deze nadelen zijn zeker zwaarwegend bij het gebruik van Model Footprint als enige maat voor ont koppeling. Te overwegen valt deze maat in combinatie met een maat die zich wel conformeert aan het Nederlands grondgebied te gebruiken. De informatie m.b.t. probleemafwenteling in de ruimte is dan aanvullend, waardoor de nadelen weg kunnen vallen en het voordeel toch gehandhaafd.

Verdere nadelen hangen af van de gekozen milieumaat:

- bij een keuze voor massa of energie staat, zoals reeds genoemd in § 3.3, de representativiteit van de maat ter discussie. Is massa of energie werkelijk een goede indicator voor milieudruk? Hierover zijn de meningen op zijn minst verdeeld.
- bij een keuze voor een samengestelde instroom- of emissie maat belanden we in de in § 3.1 reeds genoemde aggregatieproblematiek. Overigens is het van belang zich te realiseren dat ook massa en energie geaggregeerde maten zijn. Impliciet is hier gekozen voor een weging op basis van massa, resp. energie-inhoud.

In tabelvorm:

voordelen	nadelen
plaatst Nederland in mondiaal perspectief	geen beeld van Nederlands milieu, evenmin van Nederlandse economie
probleemafwenteling naar buitenland telt niet als ontkoppeling	gevaar voor stempel van eco-imperialisme
aansprekend en eenvoudig	
bij keuze voor massa data en methode beschikbaar; sluit aan bij TMR en DMI	bij keuze voor massa of energie twijfels aan indicatieve waarde voor optreden milieuproblemen
	bij keuze voor samengestelde milieumaat wegings- en aggregatieproblemen

3.6 Mogelijkheden en beperkingen van de verschillende benaderingen

3.6.1 Economie

Uit het voorgaande blijkt dat, hoewel eenieder zich bewust is van de tekortkomingen, het BBP nog steeds de meest geschikte kandidaat lijkt voor het economie-deel van een ontkoppelingsmaat. Het BBP is algemeen geaccepteerd en komt op een goed doortimmerde, gestandaardiseerde manier tot stand. Een gecorrigeerd “groen” BBP kan geen alternatief zijn, omdat hierin de milieumaat reeds geïntegreerd zit. Het enig bruikbare alternatief dat zich voordoet is de HDI, de Human Development Index van de UN. Hierin zit naast het BBP ook een tweetal meer sociaal georiënteerde indicatoren opgenomen. Het is echter de vraag in hoeverre deze voor de Nederlandse situatie veel interessants bijdragen.

Er zijn verschillende andere macro-economische indicatoren. In hoofdstuk 4 zal worden nagegaan in hoeverre deze correleren met het BBP. Op grond daarvan kan worden overwogen ze al dan niet naast of in aanvulling op het BBP te hanteren als maat voor economische ontwikkeling.

3.6.2 Milieu

In deze paragraaf worden de verschillende in hoofdstuk 3 besproken mogelijkheden nogmaals op een rij gezet met als doel ze op een aantal kenmerken te vergelijken. De vergelijking heeft betrekking op de in het voorgaande genoemde overwegingen betreffende de consistentie en de onderlinge compatibiliteit van de economie- en milieumaten. De milieumaten kunnen naar een aantal kenmerken worden ingedeeld. Elk van deze kenmerken heeft bepaalde implicaties voor de bruikbaarheid en de zeggingskracht van de milieu-indicator. In het onderstaande worden deze, per groep, in tabellen samengevat. Uitgebreidere informatie is te vinden in de voorafgaande paragrafen. Het gaat om de volgende groepen kenmerken:

- plaats in de DPSIR-keten
- systeemgrens van het milieueffect
- aard van de relatie met de economische indicator
- omgaan met problematiek van meerdere niet-vergelijkbare variabelen.

Tabel 3.6.1 Voor- en nadelen van een keuze voor een bepaalde plaats in de DPSIR-keten

	voordelen	nadelen
<i>driving force</i>		geeft geen informatie over de staat van het Nederlandse milieu
	directe aansluiting bij economie-maat in ruimte en tijd	
<i>pressure</i>	relatie met staat van het milieu directer dan <i>driving force</i>	geeft geen informatie over de staat van het Nederlandse milieu
	slechts beperkte verstoring door tijdvertragende effecten	
	gegevensbeschikbaarheid relatief erg goed	grote hoeveelheden gegevens, waardoor bewerking nodig is
<i>state / impact</i>	kan informatie geven over de toestand van het Nederlandse milieu of de in Nederland optredende milieu-effecten	
		aansluiting bij economiemaat is slecht door incompatibiliteit in tijd en ruimte
		dataset incompleet niet-vergelijkbare variabelen, waardoor weging noodzakelijk

Tabel 3.6.2 Voor- en nadelen van het hanteren van verschillende mogelijke systeemgrenzen voor het milieueffect

	voordelen	nadelen
alleen effecten in NL	geeft informatie over NL milieu	tijd- en ruimte-incompatibiliteit tussen economie- en milieusysteem
ook effecten van NL emissies in het buitenland	sluit beter aan bij economie-systeem	geeft geen info over de toestand van het NL milieu
ook effecten van buitenlandse activiteiten t.b.v. NL	afwenteling telt niet als ont koppeling	geeft geen info over de toestand van het NL milieu en evenmin over die van de NL economie

Tabel 3.6.3 Voor- en nadelen van het hanteren van verschillende verbanden tussen de economie- en milieu-indicator

	voordelen	nadelen
statistisch verband	standaard technieken, standaard betekenis	interpretatie niet altijd gemakkelijk
	grote hoeveelheden variabelen kunnen worden opgenomen, geen noodzaak tot aggregatie	keuze variabelen is bepalend voor uitkomst, dus belangrijk
causaal verband	beleidsrelevantie	voorspelbaarheid vanwege vooronderstelling (zoekt niet en gij zult niet vinden)
	toedeling naar sectoren mogelijk, leent zich voor modellering en toekomstverkenningen	de gebruikelijke problemen bij modelleren

Tabel 3.6.4 Voor- en nadelen van de verschillende manieren om met grote hoeveelheden niet-optelbare variabelen om te gaan

	voordelen	nadelen
statistische analyse	standaard technieken, grote hoeveelheden variabelen kunnen probleemloos worden opgenomen	lastige interpretatie
grafische weergave	leuk om te zien	bij veel variabelen onoverzichtelijk
selectie representatieve variabelen	eenvoudig	gegevens gaan verloren, representativiteit nooit echt gewaarborgd
keuze van één maat (kg, J of m ²)	eenvoudig; ont koppeling kan kwantitatief worden geconstateerd	vraagtekens bij relevantie
aggregatie tot categorieën	alle onderliggende gegevens hebben een plaats	grote hoeveelheden equivalentiefactoren vereist, overeenstemming over categorieën vereist
weging	één maat opgebouwd uit alle onderliggende gegevens; ont koppeling kan kwantitatief worden geconstateerd	weging per definitie subjectief, waardoor resultaat willekeurig

3.6.3 Keuzes ten behoeve van voorbeelduitwerkingen van enkele mogelijke ont koppelingsindicatoren

Zoals blijkt uit de bovenstaande tabellen, is het niet mogelijk een ont koppelingsindicator geheel vrij van nadelen te krijgen. Er zal daarom een afweging gemaakt moeten worden. Om meer inzicht te krijgen in de consequenties van de verschillende keuzes, wordt in hoofdstuk 4 een viertal

mogelijkheden nader uitgewerkt. Deze vier mogelijkheden vertegenwoordigen alle combinaties van zwarte en grijze dozen zoals omschreven in § 3.1. Verder is een aantal inperkingen gemaakt:

- er wordt geen maat in de footprint-sfeer uitgewerkt, niet omdat deze niet relevant zou zijn maar omdat het opstellen van een vervuilingsfootprint binnen het kader van deze studie te ver zou voeren
- er wordt in principe gekozen voor BBP als maat voor economische groei
- er wordt gekeken in hoeverre BBP correleert met andere macro-economische variabelen
- er wordt gekozen voor een milieumaten voorin de DPSIR-keten, omdat hierdoor de beste aansluiting met de economische maat wordt verkregen.

4 Nadere uitwerking van enkele mogelijke ontkoppelingsindicatoren

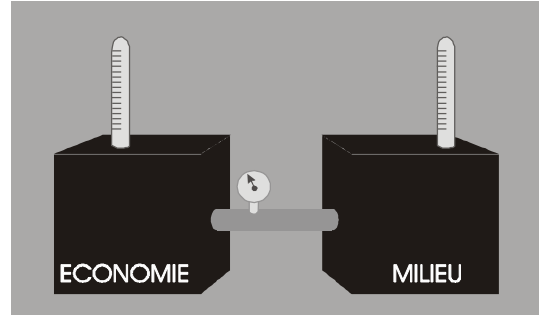
In dit hoofdstuk worden enkele van de in hoofdstuk 3 besproken mogelijkheden voor het definiëren van een ontkoppelingsindicator nader uitgewerkt. Het betreft vier indicatoren, uitgewerkt in vier paragrafen:

1. gebaseerd op statistisch gedrag van grote aantallen *pressure*-indicatoren in § 4.1
2. gebaseerd op een onderlinge weging of waardering van de (potentiële) milieu-effecten in § 4.2
3. gebaseerd op dematerialisatie in § 4.3
4. gebaseerd op groepering van *pressure*-indicatoren naar effect-categorieën in § 4.4.

Een vijfde mogelijkheid, genoemd in hoofdstuk 3, betreft de selectie van enkele sleutel-indicatoren als representatief voor de milieudruk als geheel. Deze mogelijkheid wordt niet verder uitgewerkt omdat dit methodisch niets toevoegt aan de vier wel uitgewerkte mogelijkheden.

Er wordt in dit hoofdstuk gebruik gemaakt van twee datasets, één tijdreeks met betrekking tot een aantal economische variabelen en emissies afkomstig van het CBS (gespecificeerd in bijlage 2), en één tijdreeks met betrekking tot de jaarlijkse instroom van een aantal materialen in de Nederlandse economie (Adriaanse et al., 1997, gespecificeerd in bijlage 3). Met behulp van deze datasets wordt een voorbeeldgewijze invulling gegeven van de indicatoren. Bij een echte invulling zou de dataset in een aantal gevallen veel groter zijn. In sommige gevallen, en met name bij de in § 4.2 gespecificeerde ontkoppelingsmaten, kan dat problemen opleveren. Dit wordt in de verschillende paragrafen steeds aangegeven.

4.1 Ontkoppelingsindicator 1: Statistisch gedrag



4.1.1 Uitgangspunten en redenering

In hoofdstuk 3 is gesproken over de verschillende manieren om met grote hoeveelheden gegevens om te gaan, teneinde hoofdlijnen te kunnen ontdekken en niet in de details om te komen. Aan de ene kant zijn mogelijkheden om de verschillende gegevens m.b.t. de milieudruk te aggregeren besproken. Een andere mogelijkheid is het statistisch verwerken van de basisgegevens, gekoppeld aan een bepaalde manier van weergeven. Op die manier kan toch een samenhangend beeld ontstaan en gaat geen informatie verloren, wat met aggregatie altijd wel het geval is. In deze paragraaf wordt nagegaan hoe een dergelijke statistische analyse vormgegeven kan worden. Deze ontkoppelingsindicator kan volgens de in § 3.1 gegeven indeling worden gerubriceerd als “twee zwarte dozen”. De techniek waarvan gebruik wordt gemaakt heet de principale componenten-analyse (PCA).

Principale componenten-analyse

De multivariate statistiek levert verschillende methoden van analyse om grote hoeveelheden getallen hanteerbaar en interpreteerbaar te maken. In de meeste gevallen gaat het om een manier om redundantie uit de gegevens te verwijderen, zodat alleen die elementen overblijven die de meeste informatie bevatten. Het gedrag van systemen kan worden beschreven met een beperkt aantal variabelen, die niet noodzakelijkerwijs onderling onafhankelijk zijn. Hoge correlatie tussen deze variabelen is een teken van redundantie in de gegevens en zijn een aanleiding te veronderstellen dat de variabelen worden beheerst door een kleiner aantal achterliggende processen. Principale componenten analyse (PCA) is een techniek uit de multivariate statistiek, die het mogelijk maakt de aanwezigheid van deze drijvende krachten, de principale componenten, waar te nemen. PCA is een exploratieve methode, hetgeen inhoudt dat de gevonden componenten niet zonder meer een betekenis hebben, maar dat deze betekenis door de onderzoeker moet worden bepaald. In de sociologische literatuur wordt vaak het voorbeeld van rapportcijfers genoemd. Het is redelijk eenvoudig waar te nemen dat over het algemeen per leerling de cijfers voor Nederlands, Frans, Duits en Engels onderling een hoge correlatie vertonen, evenals de cijfers voor wiskunde, natuurkunde, scheikunde en biologie. Op grond van deze correlaties is het mogelijk aan leerlingen een “talenknobbel” en een “wiskundeknobbel” toe te kennen, waarmee de variatie tussen de leerlingen op een meer eenvoudige wijze wordt beschreven. Daarmee is niet bewezen dat dergelijke knobbels bestaan, alleen dat het statistisch gedrag van de rapportcijfers van sommige leerlingen overeenkomsten vertoont. Inhoudelijk onderzoek zal moeten uitmaken of er inderdaad een causaal verband ten grondslag ligt aan deze overeenkomsten.

Zoals bij alle statistische technieken is voorzichtigheid geboden bij de toepassing en interpretatie ervan. De lengte van de beschreven tijdreeksen is van belang, aangezien een daling op de korte termijn wel degelijk een stijging op langere termijn kan betekenen. Bovenal dient men er echter rekening mee te houden dat de beschreven variabelen geacht worden een correcte en zinvolle weergave te geven van de werking van het systeem. Ook na introductie van niet relevante variabelen, zoals hoogte van het zakgeld, zal de PCA nog steeds achterliggende processen identificeren, maar de interpretatie hiervan is dan zinloos geworden. Daarnaast worden allerlei eisen gesteld aan de schaal van de metingen. In feite is de ordinale schaal van rapportcijfers niet geschikt voor deze analyse, maar het voorbeeld is te aantrekkelijk om niet te gebruiken.

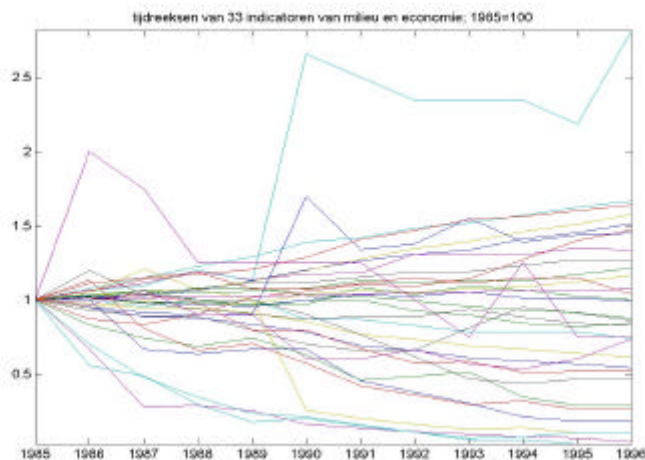
Ontkoppeling kan goed worden beschreven als het verschil in gedrag van indicatoren van milieu en economie, dat wil zeggen dat ze niet door dezelfde drijvende kracht worden gestuurd. We veronderstellen dat er geen sprake is van koppeling als twee indicatoren verschillend gedrag vertonen. De mate van koppeling of ontkoppeling heeft een dimensie tijd, hetgeen overeenstemt met de intuïtie over verschillende termijnen van beleidvorming. Als twee variabelen gelijk gedrag vertonen, dan is het aannemelijk dat er een koppeling bestaat. De principale componenten analyse levert een grafiek, waarin elementen met gelijk gedrag worden afgebeeld als punten die dicht bij elkaar liggen. Welke vorm deze koppeling heeft zal moeten blijken in een inhoudelijk onderzoek.

4.1.2 Economie- en milieumaten

Bij een dergelijke statistische benadering is het niet nodig geaggregeerde maten te kiezen, of beperkingen aan te brengen in het aantal mee te nemen variabelen. We veronderstellen dat de twee zwarte dozen van milieu en economie adequaat worden beschreven door de 33 variabelen zoals gespecificeerd in bijlage 2. Van deze variabelen zijn tijdreeksen verzameld voor de periode 1985-1996. Het gaat ons hier alleen om de presentatie van de methode en met enige nadruk dient er op gewezen dat we alleen maar veronderstellen dat periode en variabelen relevant zijn. Alle volgende opmerkingen en conclusies zijn met uitsluitend beperkt tot deze periode en tot het systeem dat beschreven wordt door deze variabelen. Het kiezen van andere perioden of andere variabelen zal in meerdere of mindere mate leiden tot andere conclusies.

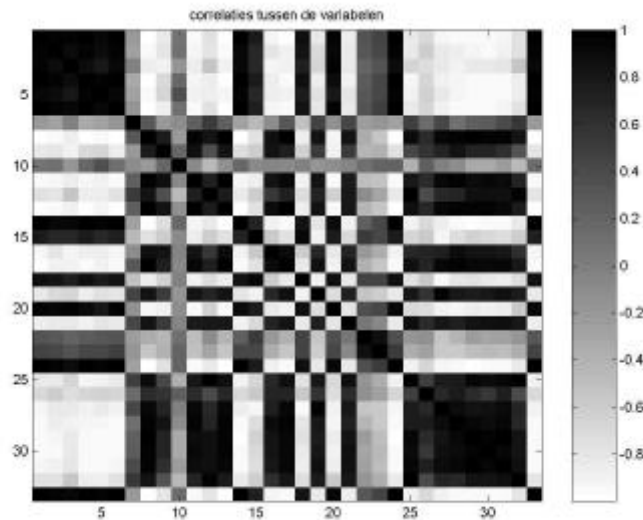
Figuur 4.1.1 laat een grafiek zien van deze variabelen, geïndexeerd naar 1985. Deze is, door het grote aantal, een moeilijk te lezen en te interpreteren grafiek, waarin wel te zien is dat er clusters zijn van indicatoren die zich min of meer gelijk gedragen.

Figuur 4.1.1 Tijdreeksen van 33 indicatoren m.b.t. milieu en economie geïndexeerd naar 1985.



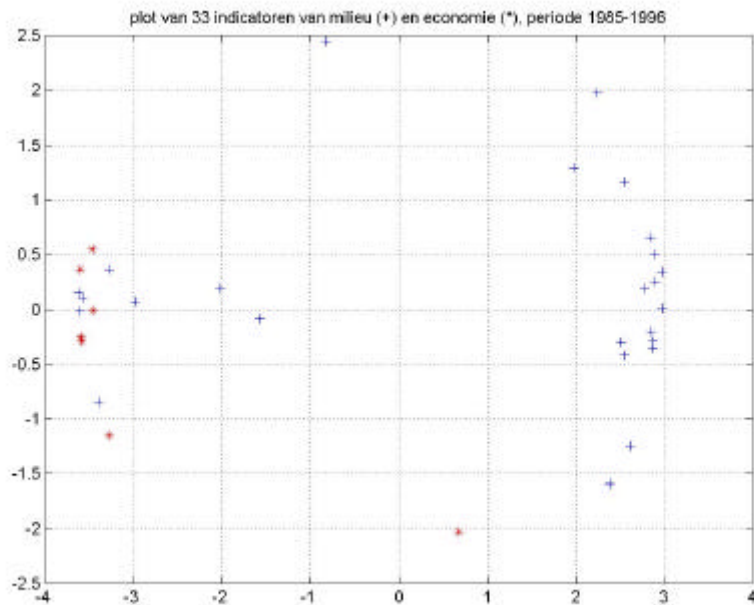
Uit een grafiek van de onderlinge correlaties, zoals weergegeven in figuur 4.1.2, blijkt bovendien dat in de data flink wat redundantie aanwezig is. Positieve correlaties zijn zwart, negatieve wit, geen correlatie is grijs. Hieruit blijkt bijvoorbeeld dat de economische indicatoren (1 t/m 6 en 33) onderling sterk positief gecorreleerd zijn. Indicator 7, geregistreeerde werkloosheid, correleert niet mee (en ook niet tegen, zoals verwacht mocht worden). Dit betekent dat werkgelegenheid als enige economische indicator echt aanvullende informatie oplevert ten opzichte van het BBP. Ook binnen de groep milieu-indicatoren vinden we sterke correlaties. Bijvoorbeeld de emissies van zware metalen (25 t/m 32) vertonen een sterke positieve onderlinge correlaties. De correlatie van deze variabelen met het BBP is sterk negatief.

Figuur 4.1.2 Een grijswaarden plot van de correlaties tussen de 33 indicatoren



Een principale componenten analyse, gepresenteerd als een plot van de eerste twee componenten, levert de plot van figuur 4.1.3, waarin economische en milieu-indicatoren zijn onderscheiden.

figuur 4.1.3 Een plot van de eerste twee principale componenten van het systeem van 33 indicatoren van milieu (als +) en economie (als *).

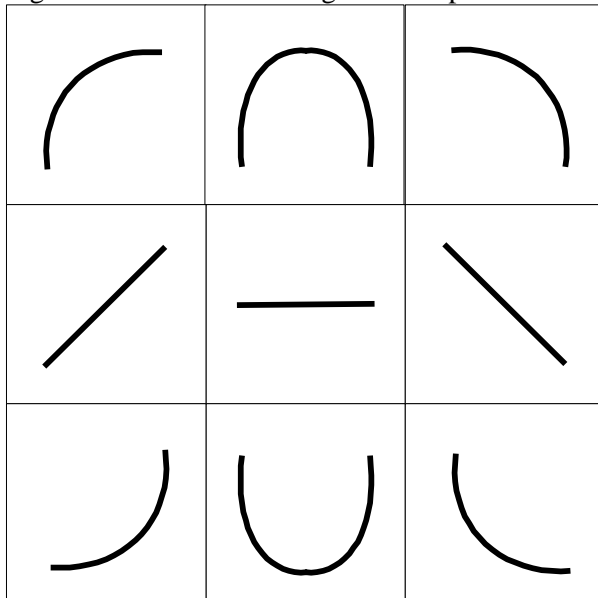


Ieder punt in figuur 4.1.3 geeft een tijdreeks weer en staat voor het gedrag van één variabele gedurende de twaalfjarige periode van 1985 tot en met 1996. Punten die gelijk gedrag vertonen liggen dicht bij elkaar -- maar punten die dicht bij elkaar liggen hoeven niet noodzakelijkerwijs hetzelfde gedrag te hebben. De grafiek is een beeld van een meerdimensionale ruimte, vergelijkbaar met een kaart van de sterrenhemel. Sterren die dicht bij elkaar staan zullen ook op de kaart dicht bij elkaar staan, maar sterren die op de kaart dicht bij elkaar staan kunnen in werkelijkheid een heel eind van elkaar zijn verwijderd. Wij veronderstellen dat punten die op de grafiek ver van elkaar liggen zeker ontkoppeld zullen zijn, terwijl punten die dicht bij elkaar liggen al of niet gekoppeld kunnen zijn. Deze wat complexe formulering wordt veroorzaakt door het statistische model dat de basis van de methode vormt.

4.1.3 Hoe ziet de indicator eruit?

Aangezien de Principale Componenten Analyse een exploratieve methode is uit de beschrijvende statistiek, en niet een test op significantie, kent de methode niet een eigen maat die direct als basis kan dienen voor een ontkoppelingsindex. Als de uitspraken worden beperkt tot de mate van koppeling of ont koppeling tussen twee variabelen, dan kan worden volstaan met een statistische correlatie. Hoe hoger de correlatie, des te sterker de koppeling; hoe lager (negatiever) de correlatie, des te sterker de ont koppeling. Als de uitspraken betrekking hebben op het geheel van de gehele systemen van milieu en economie maar toch ook het onderscheid tussen positieve en negatieve koppeling moet handhaven, dan is een van de mogelijkheden de “sterrenkaart” zoals figuur 4.1.3 te presenteren als weergave van koppeling en ont koppeling. Het is dan van belang om inzicht te hebben in wat de assen betekenen, ofwel wat de twee principale componenten zijn die de plaats van de afzonderlijke punten bepalen. Een vergelijking van de ligging van de punten met de tijdreeksen per variabele die eraan ten grondslag liggen doet vermoeden dat de eerste principale component, de d_1 -as, de richting en steilheid van de tijdreeks vertegenwoordigt, terwijl de tweede principale component, de d_2 -as, iets zegt over de mate van kromming. Figuur 4.1.4 geeft dit weer.

Figuur 4.1.4 Vorm van de grafiek en plaats in de sterrenkaart



Punten die in de linkerkolom, middelste rij gelegen zijn vertonen dus een lineair stijgende lijn. Een blik op figuur 4.1.3 laat zien dat in deze hoek de meeste economische variabelen, alsmede een aantal milieuvariabelen zoals CO₂-emissies en afvalproductie liggen. In de rechterkolom, middelste rij liggen de punten die lineair dalen. Hierbij horen o.a. de meeste zware metalen-emissies. In de middelste kolom, bovenste rij ligt naar één punt. Dat is de emissie van SQuit mobiele bronnen. Deze stijgt aanvankelijk en daalt dan weer. Ook in de middelste kolom, onderste rij vinden we maar één punt: de geregistreerde werkloosheid. Deze daalt aanvankelijk en stijgt dan weer. Rechtsonder liggen de punten waarvan de tijdreeks aanvankelijk daalt om later weer af te vlakken. Hiertoe behoort o.a. lood-emissies uit mobiele bronnen.

Het wordt moeilijk als de maat dan ook nog als een enkel getal moet worden weergegeven, omdat dan een extra eis wordt gesteld aan de PCA. Door alle positieve correlaties op te tellen en te delen door het kwadraat van het aantal variabelen ontstaat een soort maat van de positieve correlaties in het systeem, waarbij ook de positieve correlaties tussen de economische en milieuvariabelen meetellen. Eventueel kan de sommering worden beperkt tot de correlaties tussen de economische en milieuvariabelen. Het nadeel van deze aanpak is de som van al deze bilaterale correlaties geen rekening houdt met de

samenhang in het systeem en eventuele multivariate correlaties. In bijlage 4 wordt hierop nog verder ingegaan.

4.1.4 Interpretatie

De uitkomsten van de Principale Componenten Analyse zijn niet zonder meer te vertalen in de begrippen koppeling en ont koppeling zoals gebruikt in het rapport “Ontkoppeling”. De Principale Componenten Analyse geeft een beschrijving van de statistische correlaties in het systeem en maakt geen onderscheid tussen positieve en negatieve correlaties. Beide zijn een indicatie van gelijksoortig gedrag, in het eerste geval positief gekoppeld, in het tweede geval negatief gekoppeld. Het rapport “Ontkoppeling” beschouwt de aanwezigheid van negatieve correlatie daarentegen als een teken van absolute ont koppeling. De meest direct bruikbare weergave lijkt daarom die van figuur 4.1.3 te zijn, waarin de punten die negatief correleren in de grafiek ver uit elkaar staan terwijl positief gecorreleerde punten dicht bij elkaar staan. De interpretatie van de indicator “afstand tussen de punten”, zoals afgebeeld in figuur 4.1.3, is echter ook niet vanzelfsprekend. Wanneer punten dicht bij elkaar liggen gedragen zij zich wel vergelijkbaar, maar de redenen van dit gelijke gedrag blijken niet uit de statistische analyse maar moeten erbij gezocht worden. Er kan nog steeds sprake zijn van toeval. Maar ook wanneer er wel een causaal verband is aan te wijzen, dan is dit niet altijd eenzelfde soort verband. Er zijn drie soorten koppeling te onderscheiden met betrekking tot het verband tussen economische activiteiten en milieubelasting:

1. Incidentele koppelingen zijn het gevolg van incidenten en calamiteiten, al of niet veroorzaakt door stomiteiten en criminele nalatigheid. Incidentele koppelingen worden bestreden met veiligheidsnormen, draaiboeken en maatregelen gericht op zorgvuldigheid van gebruik van de technologie.
2. De *housekeeping*-koppeling is het gevolg van een afweging van de voor- en nadelen van bepaalde productie- of afvalverwerkingsprocessen ten opzichte van andere methoden. Dergelijke koppelingen kunnen in het algemeen worden verbroken door *doogood* (of: *better*) *housekeeping*: ze worden bestreden door filters of door kleinere aanpassingen van de processen ter verhoging van de efficiëntie, en ze worden geïmplementeerd middels voorschriften of heffingen. Voorbeelden zijn de toepassing van lood in benzine, of de emissie van dioxines uit vuilverbrandingsinstallaties.
3. De basale koppeling is het onvermijdelijke gevolg van de technologie van de productie- en consumptiewijze en kan slechts worden verbroken met trendbreuken in de basisvoorzieningen, via de invoer van een fundamenteel andere technologie of economische structuur. Voorbeelden zijn de emissie van CO₂ bij de opwekking van energie, en de emissie van nitraat bij het produceren van landbouwproducten van dierlijke herkomst.

Iedere vorm van koppeling heeft een kenmerkend statistisch gedrag, gegeven een tijdsperiode en vigerend beleid. Aan het statistisch gedrag is te zien in hoeverre twee aspecten ont koppeld zijn. Iedere vorm van koppeling kent ook een eigen, kenmerkend milieubeleid gericht op het bestrijden of voorkomen van de ongewenste gevolgen van de koppeling. Gegeven de leeftijd van het milieubeleid ligt het in de verwachting dat een aantal van *dehousekeeping*-koppelingen verbroken zijn, maar dat het verbreken van de technologische basis-koppelingen nog niet is gebeurd. Incidentele koppelingen zijn niet in beschouwing genomen in het kader van deze rapportage.

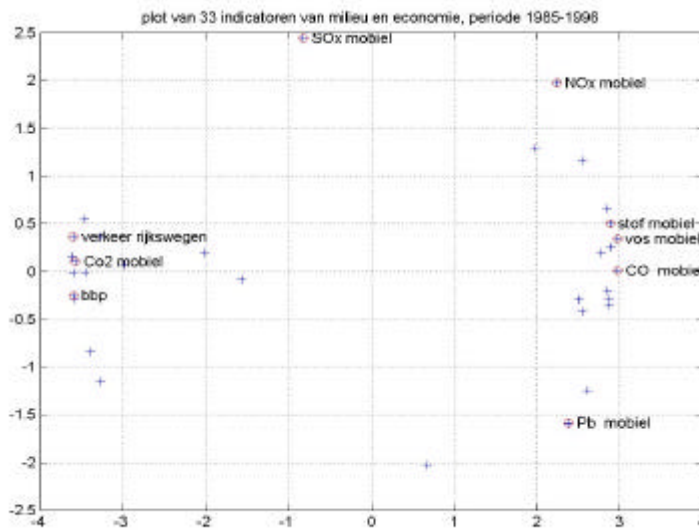
In de aggregatie naar statistisch gedrag, zoals weergegeven in de principale componenten analyse, zullen catastrofes over het algemeen niet zichtbaar zijn. Technologische basis-koppelingen zullen terug te vinden zijn als twee dicht bij elkaar liggende elementen. Het omgekeerde is overigens niet waar: als twee elementen dicht bij elkaar liggen hoeft dit niet te betekenen dat beide processen op deze manier gekoppeld zijn. Het is mogelijk dat het element geen object is geweest van beleid, of dat het beleid nog niet effectief is. Het volgende voorbeeld kan dit illustreren.

Emissies van mobiele bronnen

Mobiele bronnen zijn gerelateerd aan vervoer. Het ligt redelijk voor de hand te veronderstellen dat vervoer als zodanig een behoorlijke correlatie vertoont met economische groei. Echter de verschillende emissies die met vervoer te maken hebben hoeven zich niet allemaal gelijk te gedragen.

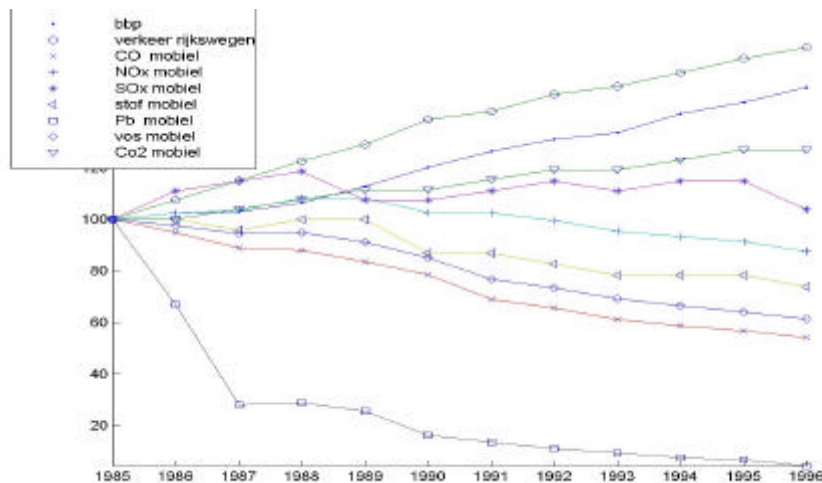
Er is immers ook beleid geweest om aan deze emissies wat te doen. Figuur 4.1.5 toont de punten uit de principale componenten-analyse die gerelateerd zijn aan mobiele bronnen.

Figuur 4.1.5 Principale componenten-analyse, emissies uit mobiele bronnen



De plot van de emissies uit mobiele bronnen, plus BBP en verkeersintensiteit op rijkswegen suggereert overeenkomsten tussen BBP, verkeersintensiteit op rijkswegen en emissie van CO. Ook emissies van stof, VOS en CO gedragen zich onderling vergelijkbaar, zij het anders dan de eerdergenoemde drie variabelen. De emissies van SO_x, NO_x en Pb lijken aparte categorieën te zijn. De grafiek van de geïndexeerde tijdreeksen zoals weergegeven in figuur 4.1.6 laat zien in hoeverre deze veronderstelling juist is.

Figuur 4.1.6 Tijdreeksen mobielebronnen 1985 - 1996, 1985 = 1



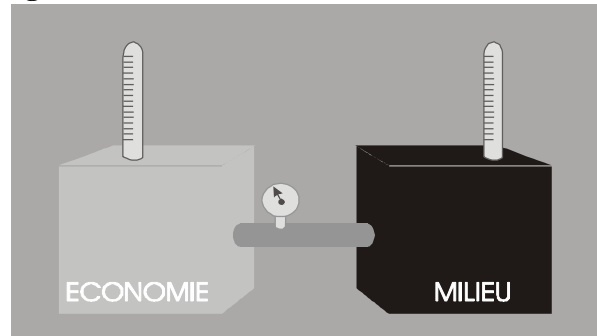
BBP, verkeersintensiteit en emissie van CO nemen inderdaad toe in deze periode, terwijl de emissies van stof, VOS en CO afnemen. De emissie van lood is al sterk gedaald in 1987, de emissie van SO blijft gelijk en de emissie van NO is iets gedaald na een kleine stijging. De afname van de emissie van lood uit mobiele bronnen houdt vanzelfsprekend verband met de invoering van loodvrije benzine. De ont koppeling van de emissies van VOS, CO en stof kan waarschijnlijk verklaard worden door de invoering van de katalysator. NO_x en SO_x zijn in mindere mate (relatief) ont koppeld. SO_x-emissies zijn met name afkomstig uit dieselveertuigen die nog niet zijn uitgerust met katalysatoren. Aan de bestrijding van NO_x-emissies wordt wel aandacht geschonken, maar de terugdringing ervan is lang

niet zo succesvol als in het geval van lood. In dezelfde periode stijgt de emissie van CO voor CO₂-emissies uit voertuigen bestaan geen specifieke emissiereducerende technieken. Wel is de stijging minder sterk dan die van de autokilometers. Vermoedelijk heeft dit iets te maken met het gemiddeld zuiniger rijden van de auto's (minder benzine per km).

In ontkoppelingstermen kunnen we hieruit de volgende conclusies trekken. De ontwikkeling van de verkeersintensiteit is gekoppeld met de economische groei. Daardoor zouden, zonder aanvullende maatregelen, alle daarmee gepaard gaande emissies automatisch meestijgen. Er zijn echter wel aanvullende maatregelen geweest. In het verleden hebben deze vooral betrekking gehad op de *housekeeping*-koppelingen. Het invoeren van loodvrije benzine heeft een ontkoppeling tot stand gebracht tussen verkeersintensiteit en loodemissies. Het introduceren van de katalysator heeft een aantal andere emissies doen dalen. Op termijn, als alle auto's zijn uitgerust met een katalysator en verder geen veranderingen plaatsvinden, zullen de emissies van CO, VOS, stof, NO_x en SO_x weer gaan meestijgen met de verkeersintensiteit. Dan blijven nog drie mogelijkheden over om economische groei los te koppelen van emissies van het wegverkeer, één in de sfeer van de *housekeeping*-koppeling en twee technologische basis-koppelingen: (1) het verhogen van de efficiëntie van het benzinegebruik, (2) het overschakelen op een ander type brandstof, en (3) het verbreken van de koppeling tussen economische groei en verkeersintensiteit.

Op deze manier kunnen de punten Figuur 4.1.3 geïnterpreteerd worden. Het voordeel van deze benadering is, dat alle onderliggende gegevens nog zichtbaar zijn zodat de figuur aanleiding geeft tot het zoeken van verklaringen en verbanden. Figuur 4.1.4 vertoont een zekere overeenkomst met de beleidslevenscyclus. Men zou kunnen zeggen dat voor punten linksonder hooguit de signaleringsfase geldt. Linksboven begint het eerste beleid zijn werking te krijgen. Rechtsboven zijn de variabelen al redelijk onder controle, en voor de variabelen rechtsonder is het beleid in de beheersfase terechtgekomen. Daarmee is de figuur direct beleidsrelevant. Bovendien is de figuur gebaseerd op bestaande en algemeen erkende methoden van statistische analyse. Een nadeel is dat er nogal wat uitleg bij nodig is. Ook kan er niet direct uit geconcludeerd worden of in Nederland economische groei en milieudruk nu wel of niet ontkoppeld zijn.

4.2 Ontkoppelingsindicator 2: toegekend belang



4.2.1 Uitgangspunt en redenering

In paragraaf 2.3.3 zijn een aantal wegingsmethodieken behandeld die worden toegepast om grote aantallen emissies en onttrekkingen te reduceren tot één score, al dan niet via een tussenstap van een tiental milieu-issues. Een weging houdt in dat aan verschillende milieu-issues een verschillend belang wordt toegekend. In feite geldt hier het grijze doos / zwarte doos-model, waarbij wordt uitgegaan van de economische waarde of het nut van het milieu voor de maatschappij. Welke methode ook wordt gekozen, een weging is per definitie subjectief en zal in de tijd, per land en per groepering kunnen verschillen. De verschillende weegmethoden kunnen daarmee leiden tot verschillende conclusies. Het gevolg is dat door de keuze voor één bepaalde methode de uitkomst in een bepaalde richting kan worden gestuurd. In deze paragraaf worden de verschillende uitkomsten verkregen middels de verschillende wegingsmethoden naast elkaar gezet. Door de waardenbepalingen uit de methoden naast elkaar te zetten is het mogelijk om de robuustheid van de conclusies te toetsen.

4.2.2 Economiematen en milieumaten

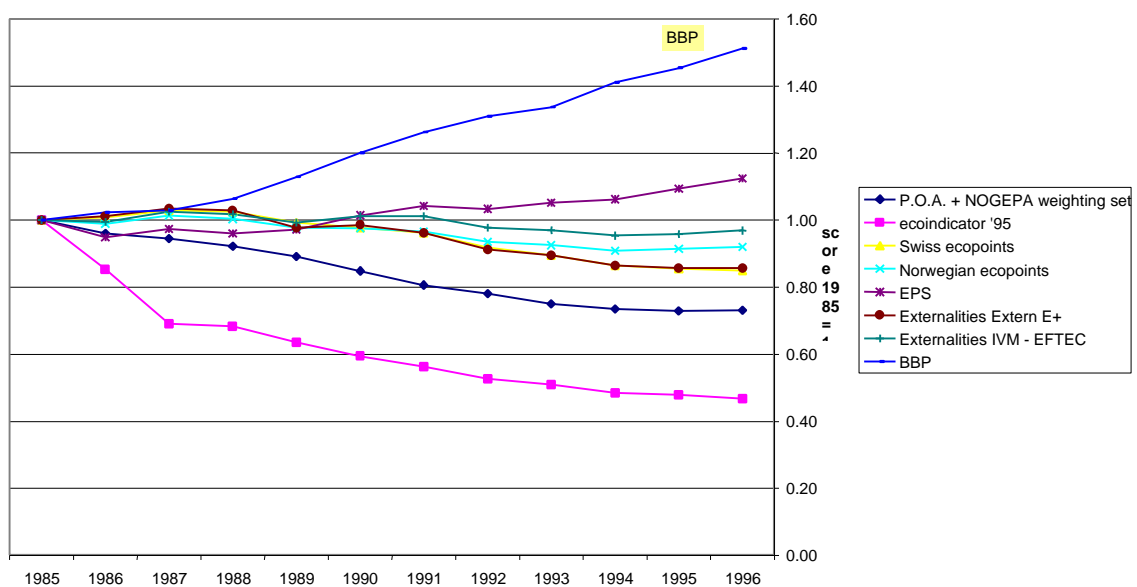
Voor de economiemaat is in deze indicator het Bruto Binnenlands Product gekozen. Als milieumaat is de beoordeling op grond van toegekende waarde genomen zoals die wordt bepaald door de verschillende wegingsmethodieken. De onderliggende *pressure*-indicatoren zijn dezelfde als gebruikt in paragraaf 4.1, en zijn weergegeven in Bijlage 2. Deze ingrepen worden door de verschillende methoden via aggregatie en weging gereduceerd tot één milieumaat. **Problem Oriented Approach (P.O.A.)** (Heijungs et al, 1992) in combinatie met de NOGEPA weegfactoren vertegenwoordigt de “panel” weegmethode. In deze methode zijn *pressure* indicatoren geaggregeerd tot een aantal milieuthema's. De ernst van de verschillende milieuthema's is vervolgens bepaald door een panel van deskundigen die aan de verschillende thema's een weegfactor hebben toegekend. **Switserse en Noorse Ecopoints** (Braunschweig et al, 1994 en Ahbe et al, 1990) methoden vertegenwoordigen de Distance-to-target weegmethoden. In deze methoden zijn de weegfactoren bepaald door de mate waarin de werkelijke emissie uit een bepaald referentiejaar afwijkt van de beleidsdoelstelling. De normoverschrijdingen van de ingrepen en emissies onderling zijn als even ernstig beoordeeld, dat wil zeggen, zijn ongewogen opgeteld. **Ecoindicator95** (Goedkoop, 1995) is een combinatie van de Distance-to-target methode en de panel-methode. In deze methode zijn door een panel van deskundigen voor een drietal schadeposten duurzaamheidscriteria opgesteld. De mate waarin de werkelijke toestand afwijkt van deze opgestelde criteria bepaalt de weegfactor. De waarden voor de drie schadeposten onderling, te weten menselijke sterfte, menselijke gezondheid en gezondheid van het ecosystemen, zijn ongewogen opgeteld. De methode **EPS Enviro-accounting method (EPS), Externalities Externe en Externalities IVM – EFTEC** (Steen, 1996, Steen & Ryding, 1993, EC, 1995, van de Beukering et al., 1998) zijn drie varianten van de weegmethode in “monetaire” termen. In deze methoden worden ingrepen en emissies omgerekend in schade aan gezondheid en landbouwproductie e.d., vervolgens worden deze schadeposten uitgedrukt in geldtermen op basis van willingness-to-pay om de schade te herstellen of te voorkomen.

In Bijlage 5 is een overzicht opgenomen van de weegfactoren tussen de thema's zoals toegepast in de methodes P.O.A. en Ecoindicator95. Om een vergelijking mogelijk te maken met de weegfactoren op emissieniveau uit de overige methodieken zijn de weegfactoren tussen de thema's omgerekend naar het niveau van de emissies. Ook dit overzicht van weegfactoren voor emissies is opgenomen in Bijlage 5.

4.2.3 Hoe ziet de indicator er uit?

In figuur 4.2.1 zijn de verschillende milieumaten uit de diverse weegmethoden uitgezet tegen het Bruto Binnenlands Product (BBP). De waarden zijn geïndexeerd op de waarde in het startjaar 1985.

Figuur 4.2.1 Milieu-indicatoren volgens verschillende weegmethoden versus het BBP



4.2.4 Interpretatie

Het beeld wat naar voren komt uit de verschillende methodieken is divers. Volgens de meeste milieumaten (5 van de 7) lijken echter economische groei en de milieudruk te zijn ontkoppeld in de periode 1985 - 1996. De milieumaat volgens IVM-EFTEC blijft ongeveer constant. De EPS milieumaat is de enige die, net als het BBP, stijgt over de periode 1985 - 1996. Omdat de stijging relatief minder snel is, kan hier nog steeds gesproken worden van een relatieve ontkoppeling van economie en milieu.

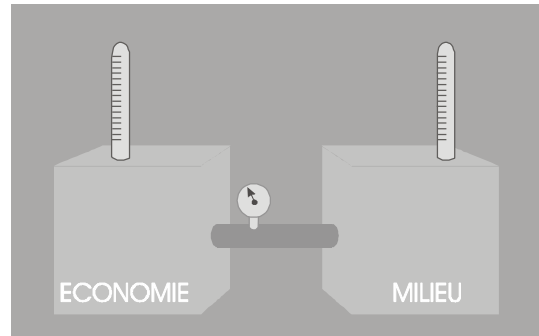
De mate waarin lijkt te zijn ontkoppeld varieert sterk per weegmethode. In bijlage 6 is per weegmethode een overzicht gegeven van de mate waarin de afzonderlijke indicatoren bijdragen aan de milieumaten. De Ecoindicator95-maat geeft het meest optimistische beeld. Dit is het gevolg van de hoge weegfactor die is toegekend aan de zware metalen. De forse daling in de milieumaat kan grotendeels worden verklaard door de navenant forse daling in de emissies van de zware metalen naar het water. De EPS methode is het minst optimistisch. Deze milieumaat blijkt voornamelijk bepaald door de emissie van CO2 en daarom vertoont deze milieumaat de stijging die ook zichtbaar is in de stijging van de emissie van CO2 met het BBP. De variatie in de milieumaat van de POA + NOGEP A methode wordt voornamelijk bepaald door de emissie van VOS die zomersmog veroorzaken. De

milieumaten van de ecopoints methoden en externalities methoden worden met name bepaald door NO_x en in mindere mate SO_x en CO₂. De verschillende weegmethodieken variëren blijkbaar sterk in de inschatting van de ernst van de verschillende ingrepen en emissies.

Opgemerkt moet worden dat meeste van de genoemde weegmethoden slechts zeer beperkt operationeel zijn. Met uitzondering van de POA- en Ecoindicator-methoden is het middels de ander methoden niet mogelijk om grote groepen van ingrepen en emissies te wegen. Met de externalities methoden is het bijvoorbeeld slechts mogelijk om een beperkt aantal luchtmissies te wegen (totaal ongeveer 8 luchtmissies w.o. CO₂, CO, NO_x, SO_x, stof). De EPS methode richt zich voornamelijk op grondstofgebruik en heeft slechts weegfactoren voor een tiental luchtmissies en een vijftal water emissies. En ook de ecopoints methodieken beperken zich tot weegfactoren voor slechts een tiental lucht- en wateremissies.

De in deze paragraaf gepresenteerde figuren zijn gebaseerd op gegevens over een beperkt aantal ingrepen en emissies en zijn alleen bedoeld als illustratie van hoe de indicator er uit kan zien. Voor de meeste indicatoren maakt dit niet uit, omdat hierin ook maar een beperkt aantal ingrepen wordt meegenomen, die in de dataset zijn opgenomen. Voor de methoden POA + NOGEPa en de Ecoindicator95 zou het beeld bij een meer complete dataset wel anders kunnen zijn, aangezien deze twee methodieken operationeel zijn voor een grote groep van ingrepen. Om een indruk te krijgen van de invloed van de weegfactoren is in Bijlage 5 ook een aantal andere sets van weegfactoren gebruikt bij de POA + NOGEPa methode, die de uitersten van de meningen binnen het panel weergeeft. Zoals te zien is in de tabel verandert dit de resultaten niet dramatisch. Vermoedelijk is dit inherent aan de methode, waarbij door de leden van het panel 100 punten moeten worden verdeeld over de thema's: op deze manier kunnen de weegfactoren geen ordegrottes uiteenlopen en worden de onderlinge verschillen nooit echt groot.

4.3 Ontkoppelingsindicator 3: massa



4.3.1 Uitgangspunten en redenering

In § 3.3 staan de uitgangspunten voor deze ontkoppelingsindicator reeds verwoord. Het achterliggende idee is, dat het economisch gebruik van materialen op een zodanige manier leidt tot ingrepen in het milieu dat dit gebruik op zichzelf kan dienen als overkoepelende indicator voor milieudruk. De indicator is er daarmee één van de categorie “twee grijze dozen”, omdat zowel de werking van de economie (het processen van de ingestroomde materialen) als die van het milieu (massa indiceert milieudruk) bekend wordt verondersteld. Over de waarde van deze indicator lopen de meningen uiteen. Ook hiervoor kan verwezen worden naar § 3.3.

4.3.2 Economie- en milieumaten

Bij het specificeren van de economie- en milieumaat wordt aangesloten bij de in 1997 verschenen publicatie *Resource Flows: the material basis of industrial economies* (Adriaanse et al., 1997). Dit boekje vormde de eerste poging om de input van materialen in economie in verschillende landen met elkaar te vergelijken. Als economie-maat is in deze publikatie het BBP gebruikt, zowel sec als bewerkt tot BBP per capita, dat laatste om de vergelijking tussen de landen meer relief te geven. Als milieumaat wordt de jaarlijkse instroom van materialen in de economie gehanteerd, uitgedrukt in kg. Adriaanse et al. hebben de belangrijkste materiaalstromen binnen Nederland en in de Nederlandse import en export gekwantificeerd. Zoals aangegeven in § 3.3 wordt gebruik gemaakt van twee verschillende indicatoren om de materiaalintensiteit van de economie land aan te geven: DMI (Direct Material Input) en TMR (Total Material Requirement). Het enige verschil tussen DMI en TMR is dat in TMR ook Hidden Flows worden meegenomen (zie paragraaf 3.3). Voor de berekening van de DMI in Nederland is gebruik gemaakt van de gecorrigeerde getallen uit Adriaanse et al. 1997. In Bijlage 4 zijn de gegevens voor Nederland weergegeven.

Het DMI wordt berekend door het totaal Binnenlands en het totaal Import bij elkaar op te tellen:

$$DMI = B_{totaal} + I_{totaal}$$

waarbij:

$$\begin{aligned} DMI &= \text{Direct Material Input (kg)} \\ B_{totaal} &= \text{totaal aan binnenlandse instroom (kg)} \\ I_{totaal} &= \text{totaal import (kg)} \end{aligned}$$

De Total Material Requirement (TMR) wordt berekend als:

$$TMR = DMI + HF$$

waarbij:

¹ Een aantal fouten in de engstalige versie van Adriaanse et al. 1997 zijn gecorrigeerd in de Duitstalige versie. Voor dit project is gebruik gemaakt van de gecorrigeerde gegevens zoals deze zijn aangeleverd door het Wuppertal Institute.

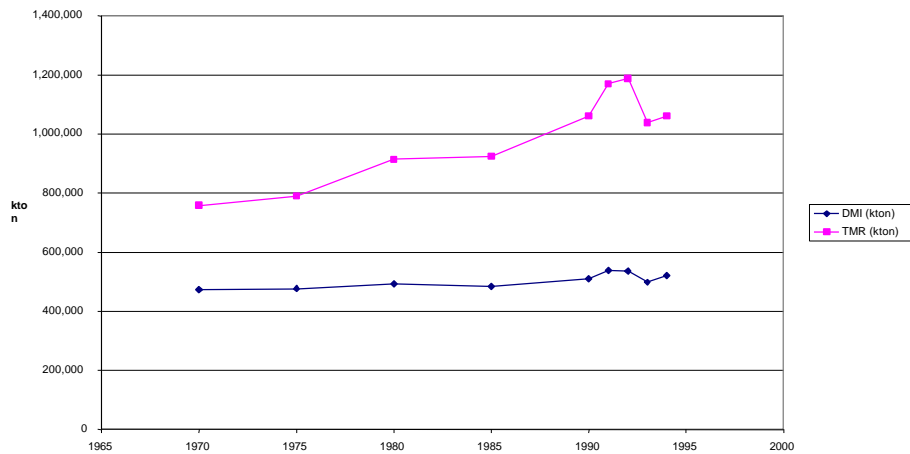
TMR = Total Material Requirement (kg)
HF = Hidden Flows (kg)

4.3.3 Hoe ziet de indicator eruit

In deze paragraaf worden een aantal varianten van een massa-gebaseerde ontkoppelingsindicator weergegeven: DMI en TMR voor heel Nederland; DMI en TMR per capita, en DMI en TMR per eenheid BBP.

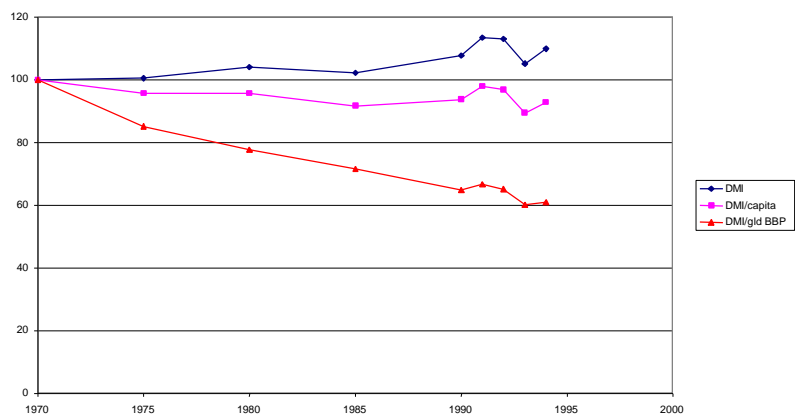
In figuur 4.3.1 zijn DMI en TMR uitgezet tegen de tijd. De DMI blijft in de gegeven periode tamelijk constant rond de 500.000 kton. De TMR stijgt daarentegen hetgeen aangeeft dat de hoeveelheid materiaal in de hidden flows in deze periode gestegen is.

Figuur 4.3.1 DMI en TMR in Nederland



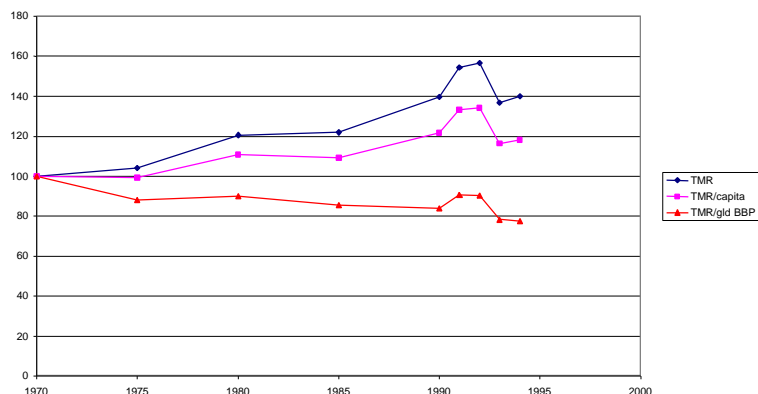
In figuur 4.3.2 is de DMI geïndexeerd weer gegeven ten opzichte van 1970 en zijn ook de geïndexeerde DMI/capita en DMI/eenheid BBP toegevoegd. De DMI zelf stijgt terwijl de DMI per capita een lichte daling vertoont en de DMI per eenheid BBP in de gegeven periode met ongeveer 40% is afgenomen.

Figuur 4.3.2 DMI, DMI/capita en DMI/eenheid BBP voor Nederland, geïndexeerd op 1970.



In figuur 4.3.3 is de TMR geïndexeerd weergegeven ten opzichte van 1970. Zowel TMR als TMR per capita zijn in deze periode gestegen (20 % resp. 40%). TMR per eenheid BBP is daarentegen met ongeveer 20% gedaald.

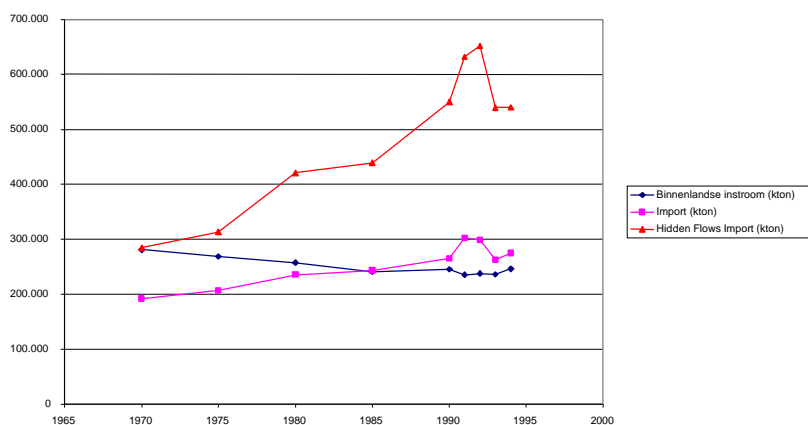
Figuur 4.3.3 TMR, TMR/capita en TMR/eenheid BBP voor Nederland, geïndexeerd op 1970.



4.3.4 Interpretatie

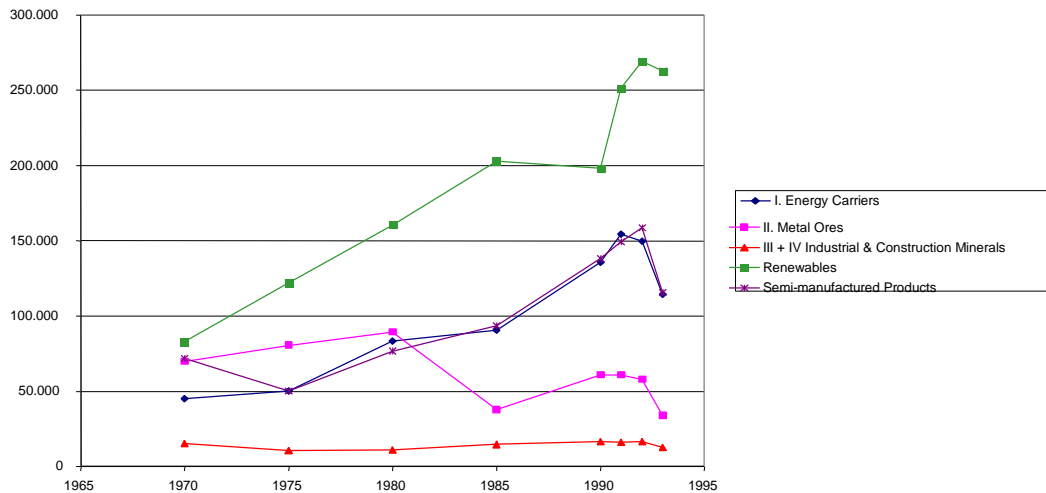
De interpretatie is in principe eenvoudig: zowel DMI als TMR geven een relatieve ont koppeling aan, omdat zij stijgen maar minder snel dan het BBP. Voor de DMI is de ont koppeling iets sterker dan voor de TMR, wat aangeeft dat er mogelijk sprake is van ont koppeling ten koste van het buitenland. Vooral omdat er eigenlijk nog een gevoel moet ontstaan voor de betekenis van deze massa-gerelateerde indicator is het echter belangrijk wat meer inzicht te hebben in de onderliggende gegevens. Hoe is de indicator opgebouwd, welke materialen zijn relatief belangrijk, hoe hebben voor de verschillende materialen de ontwikkelingen plaatsgevonden zijn dan vragen die opkomen. In deze paragraaf wordt daarop nader ingegaan. De achtergrond van de stijging in de TMR van de Nederlandse economie is hieronder nader geanalyseerd door de verschillende posten waaruit deze is opgebouwd nader te analyseren. In figuur 4.3.4 is te zien dat de hidden flows die gekoppeld zijn aan de import de belangrijkste oorzaak zijn van de stijging in de TMR.

Figuur 4.3.4 Opbouw van de TMR in Nederland



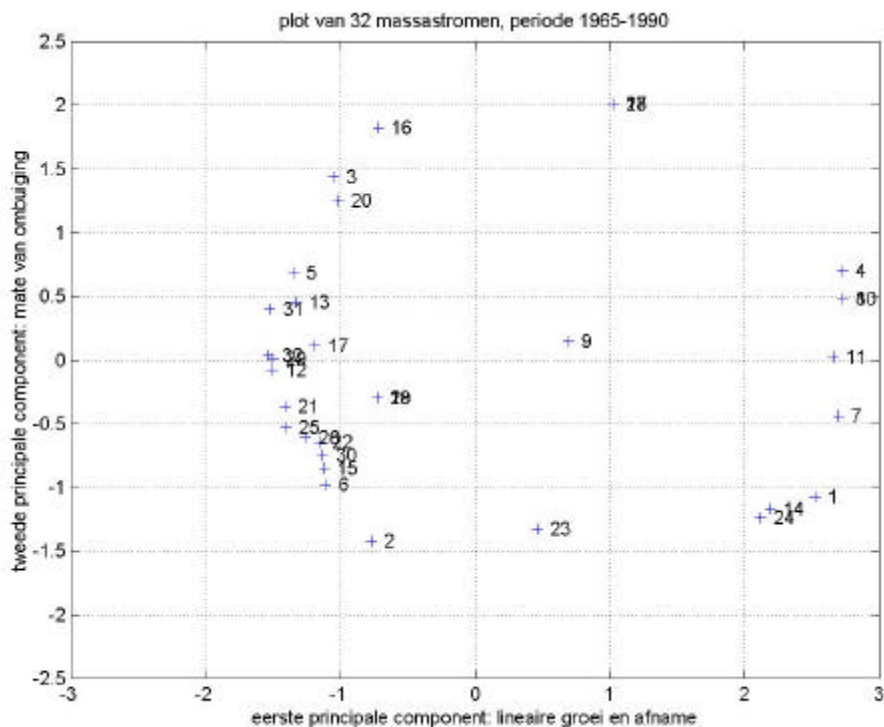
De hidden flows van de import blijken veel sterker te stijgen dan de import zelf. In figuur 4.3.5 zijn daarom deze hidden flows verder opgesplitst in deelstromen. De stijging blijkt voornamelijk veroorzaakt te worden door een stijging van de hidden flows gekoppeld aan de import van renewables (landbouwproducten, voedingsmiddelen, veevoeder en vee). Een kleinere, maar niet onbelangrijke bijdrage wordt geleverd door hidden flows gekoppeld aan de import van halffabrikaten en fossiele brandstoffen.

Figuur 4.3.5 Opbouw van de hidden flows van de geïmporteerde materialen



Dezelfde gegevens zijn vervolgens onderworpen aan Principale Componenten Analyse (PCA) zoals in § 4.1 is toegepast op de emissie-gegevens. De resultaten zijn te zien in figuren 4.3.6.

Figuur 4.3.6 Principale componentenanalyse voor de instroom van materialen in Nederland in de periode 1970 - 1994.



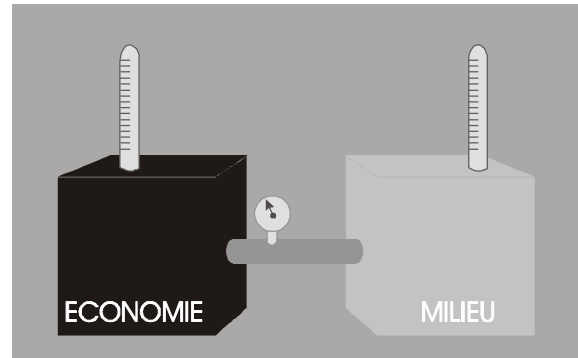
De betekenis van de cijfers in figuur 4.3.6 is de volgende:

1 coal	17 import natural gas
2 oil	18 import ores and metal residues
3 natural gas	19 import crude industrial and building materials
4 marl	20 import agricultural products incl livestock
5 common salt	21 import foodstuffs incl fodder and concentrates
6 carnalite	22 import metals
7 gravel	23 import fertilizers
8 sand, industrial	24 import chemical products
9 sand, construction	25 import other final goods
10 clay	26 hddn flows import energy carriers
11 infrastructure	27 hddn flows import metal ores
12 dredging	28 hddn flows import industr + constr minerals
13 renewables total	29 hddn flows import renewables
14 erosion	30 hddn flows import semi-manufactured products
15 import solid fuels	31 population (CBS)
16 import crude oil and products	32 GDP

De PCA laat zien dat van de binnenlandse instromen ongeveer de helft stijgt (net als het BBP) terwijl de andere helft daalt. Eén stroom blijkt met name gekoppeld te zijn aan het BBP en dat is het baggeren (12). Stromen die sterk ontkoppeld zijn, zijn met name de stromen die gekoppeld zijn aan de bouw van zowel gebouwen als infrastructuur (7 t/m 11). De meeste importstromen vertonen een stijgende trend en dus een zekere mate van koppeling. Ontkoppeld zijn o.a. import van chemische producten (24) en, in mindere mate, die van metalen en metaalerts en van kunstmest (22 en 23). De meeste hidden flows gekoppeld zijn aan de groei van het BBP.

Voorlopig lijkt het er dus op dat de hoeveelheid materiaal die de Nederlandse economie instroomt vanuit Nederland zelf afneemt terwijl de hoeveelheid materiaal die van buiten Nederland de Nederlandse economie instroomt juist zodanig toeneemt dat de totale instroom groter wordt. Hoewel een nadere analyse zou moeten uitwijzen wat dergelijke resultaten in een beleidsmatige context kunnen betekenen, zou dit kunnen duiden op een toenemende beslag op het buitenlandse milieu. Op zichzelf is de TMR-indicator de enige van de in dit rapport behandelde die over dit aspect iets zegt.

4.4 Ontkoppelingsindicator 4: effect



4.4.1 Uitgangspunt en redentie

In deze paragraaf worden indicatoren behandeld, waarin grote hoeveelheden ingrepen in het milieu worden geaggregeerd tot een beperkt aantal milieu-issues, die iets zeggen over de milieu-effecten van deze ingrepen. De ingrepen worden ingedeeld en geaggregeerd in een aantal categorieën van negatieve milieu-effecten gebaseerd op het probleem-veroorzakend mechanisme. Daarmee wordt kennis omtrent de werking van het milieusysteem ingebracht, terwijl de werking van het economisch systeem buiten beschouwing blijft: één zwarte en één grijze doos. In tegenstelling tot de milieumaten die zijn afgeleid met behulp van een weegmethode, zoals behandeld in paragraaf 4.2, worden de scores voor de milieu-issues onderling niet gewogen. Het voordeel is dat een subjectieve weging achterwege blijft. Het gevolg is wel dat de indicator voor de milieudruk bestaat uit meerdere milieumaten.

Twee indicatoren worden behandeld:

1. een thema-indicator, waarin de ingrepen en emissies geaggregeerd zijn tot de bekende thema's van het milieubeleid, zoals verzuring, verspreiding e.d. Dit heeft het voordeel goed aan te sluiten bij het bestaande milieubeleid. Indien goed uitgewerkt levert deze benadering een stuk of tien variabelen op.
2. een domein-indicator, waarin de ingrepen en emissies ingedeeld worden in een viertal probleemcategorieën gerelateerd aan hun werkingsmechanisme in zeer algemene termen. Hoewel de aansluiting met het milieubeleid minder direct is, heeft deze indicator het voordeel dat het aantal variabelen beperkter is.

4.4.2 Economie- en milieumaten

Voor de economiemaat is in deze indicatoren het Bruto Binnenlands Product gekozen. De milieumaten zijn gebaseerd op dezelfde ingrepen en emissies als gebruikt in paragraaf 4.1, “ontkoppelingsindicator 1: statistisch gedrag” en paragraaf 4.2 “ontkoppelingsindicator 2: toegekend belang”, en staan weergegeven in Bijlage 2.

In de thema-indicator zijn om praktische redenen *dèmpact* categorieën uit de Levenscyclus-analyse gehanteerd als thema's, te weten humane toxiciteit, ecotoxiciteit, verzuring, vermisting, broeikas effect, zomersmog en ozonlaagaantasting. Er zijn *meeïmpact* categorieën, maar deze zijn ofwel niet van toepassing, ofwel onvoldoende geoperationaliseerd, ofwel er zijn in de gebruikte database geen ingrepen die in deze categorieën vallen. Voor de classificatie en aggregatie van de ingrepen en emissies is gebruik gemaakt, eveneens om praktische redenen, van de equivalentiefactoren uit de LCA handleiding (Heijungs et al, 1992). Deze equivalentiefactoren zijn gebaseerd op wetenschappelijke kennis omtrent de verspreiding en het gedrag van stoffen in het milieu.

In de domein-indicator zijn de ingrepen en emissies ingedeeld in een viertal domeinen, te weten:

- ontregeling van de grote biogeochemische kringlopen van koolstof, stikstof, fosfor, kalium en zwavel. De kringlopen van deze stoffen, allen macro-nutriënten, zijn zeer belangrijk voor het

leven op aarde. Door menselijk ingrepen kunnen deze kringlopen ontregeld worden: zij kunnen in hun geheel worden opgeblazen, of ze kunnen op bepaalde plaatsen, tijden of schakels in de kringloop uit evenwicht worden gebracht. Grootschalige milieu-effecten kunnen het gevolg zijn. De emissies die hieraan bijdragen (CO₂, SO_x, NO_x, P, N, K) worden ook wel emissies van systeem-eigen stoffen genoemd. Met een beetje goede wil kunnen hier de thema's broeikaseffect, vermisting en verzuring worden teruggevonden.

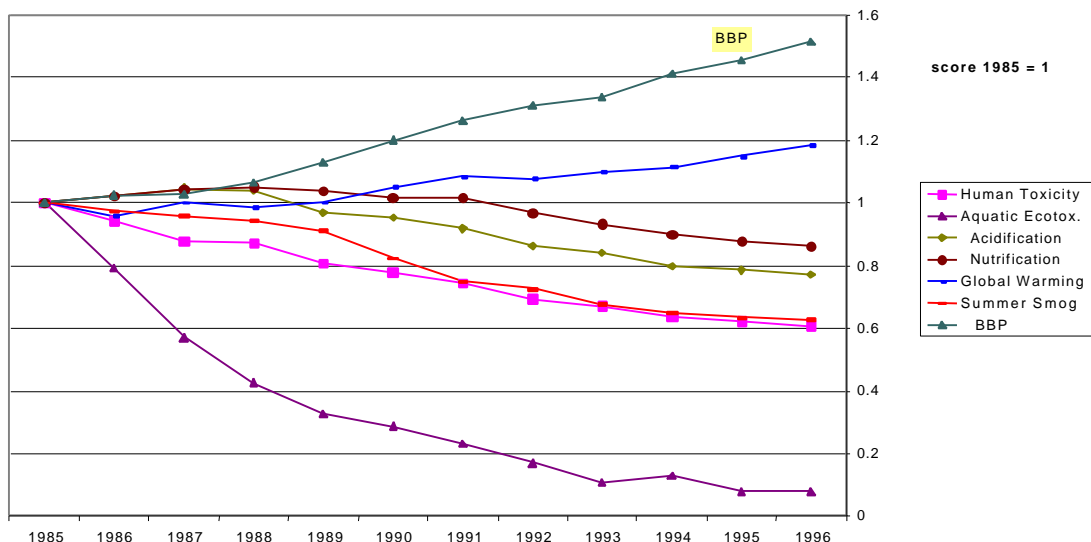
- massagerelateerde milieuproblemen. Door grootschalige winning van grondstoffen enerzijds ontstaan grote hoeveelheden afval anderzijds. Aan de ene kant kan dit leiden tot uitputting, aan de andere kant tot de noodzaak tot afvalverwerking. Hoewel uitputting niet een erkend beleidsthema is, is verwijdering van afval dat wel.
- milieuproblemen gerelateerd aan milieugevaarlijke stoffen. Door emissies van stoffen met extreme eigenschappen kunnen reeds bij kleine hoeveelheden grote effecten ontstaan. Hierbij kan het gaan om toxische stoffen, maar ook om stoffen die de ozonlaag aantasten. Deze zg. systeemvreemde stoffen hebben soms een extreem effect (toxiciteit), maar ontlenen soms hun nadelige werking aan het feit dat zij extreem persistent en niet afbreekbaar zijn, of in hoge mate bio-accumuleren. Zij hebben gemeen dat natuurlijke systemen er niet goed raad mee weten. (In de database worden de metalen Cd, Hg, Cr, Pb, Ni, Zn, As hiertoe gerekend. Ozonlaag aantastende stoffen komen niet in de voorbeeld-database voor.) In termen van de beleidsthema's zouden hier verspreiding en aantasting van de ozonlaag teruggevonden kunnen worden.
- lokale milieuproblemen, zoals smog, geluidshinder en stankoverlast e.d. Dit is een restcategorie van problemen, waarvan enerzijds gezegd kan worden dat zij vrij kleinschalig zijn, maar die anderzijds de meeste echte problemen opleveren bij de Nederlandse bevolking. (CO, VOS en stof).

Binnen de domeinen zijn de stoffen ongewogen opgeteld op basis van massa. Wanneer een dergelijke benadering zou moeten worden geoperationaliseerd zal meer aandacht besteed moeten worden aan de aggregatie. Ook de nu gehanteerde indeling van stoffen is nog niet doordacht. Zo draagt bijvoorbeeld NO_x ook bij aan smogvorming, en kan geluid niet worden opgeteld bij VOS.

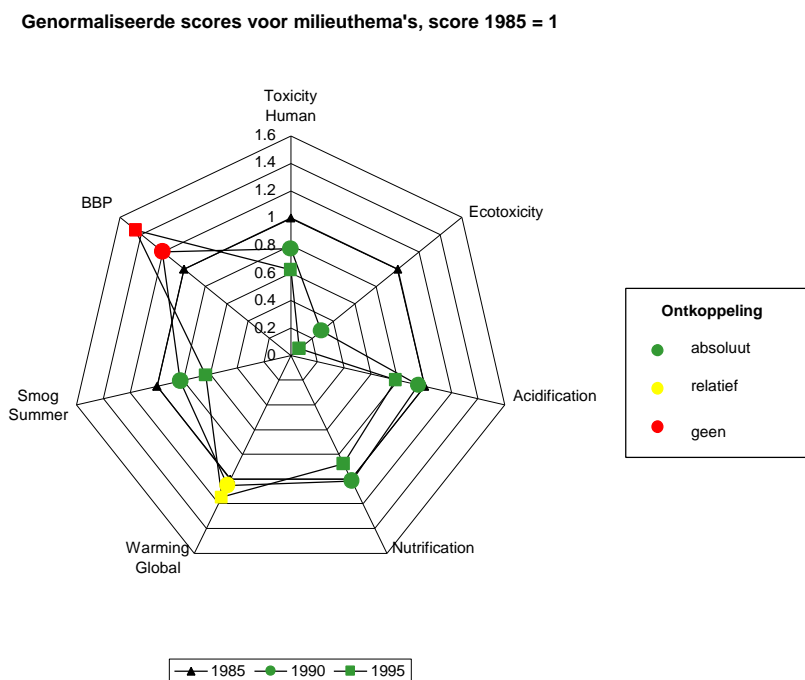
4.4.3 Hoe ziet de indicator eruit?

In de figuren 4.4.1, 4.4.2 en 4.4.3 zijn de milieuthema's uitgezet tegenover het Bruto Binnenlands Product (BBP). De waarden zijn uitgedrukt ten opzichte van de waarden in het referentiejaar 1985. De twee figuren vertegenwoordigen verschillende manieren om dezelfde informatie grafisch weer te geven.

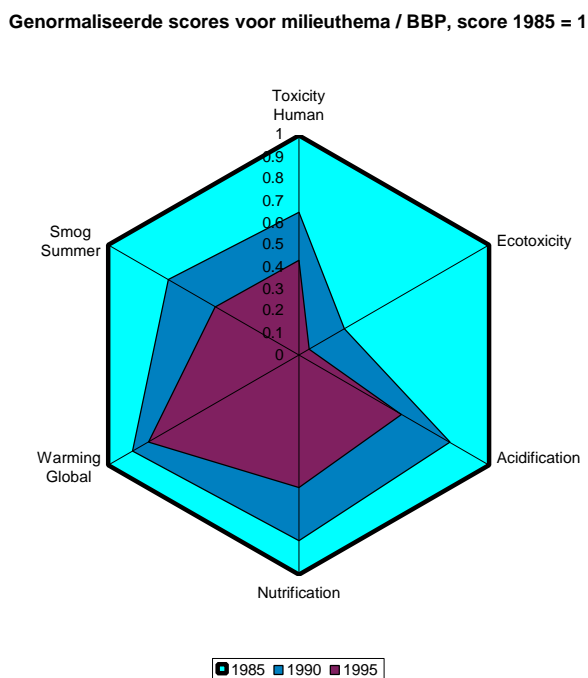
Figuur 4.4.1 Ontwikkelingen in BBP en de thema's van het milieubeleid in de periode 1985 - 1996 (1985 = 1)



Figuur 4.4.2 Ontwikkelingen in BBP en thema's van het milieubeleid in de periode 1985 - 1996, amoeb-diagram (1985 = 1)

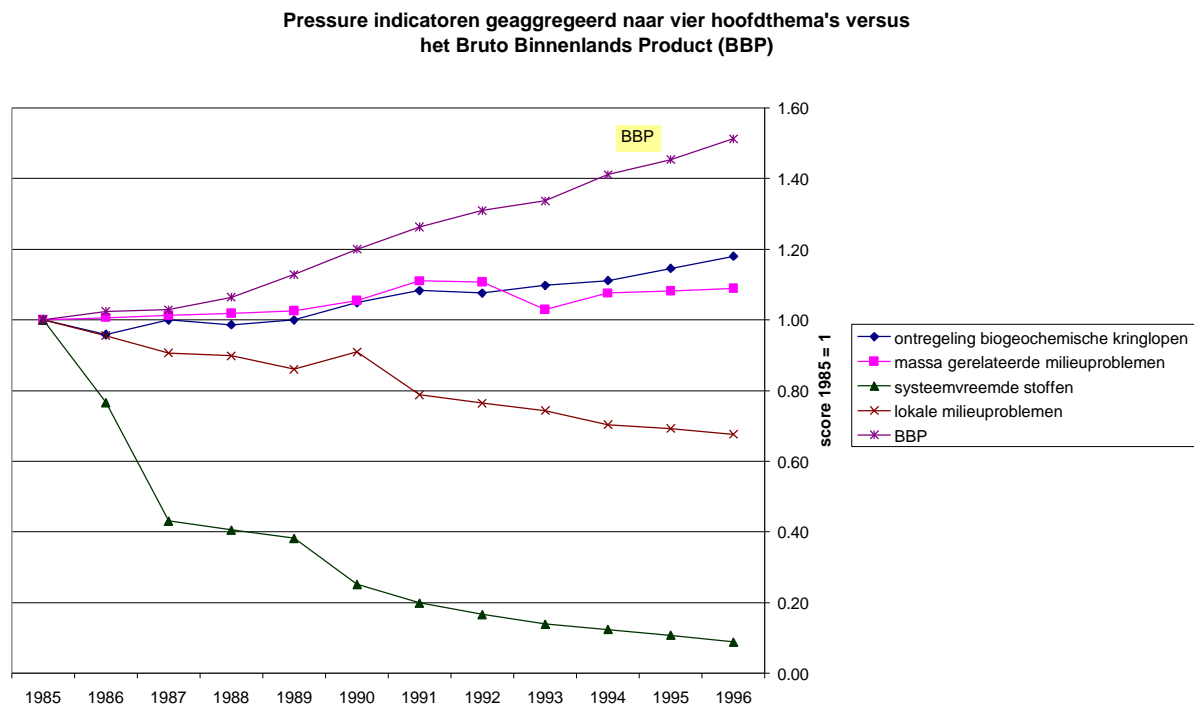


In figuur 4.4.3 is de ontwikkeling weergegeven van de milieubeleidsthema's per BBP over de periode 1985 – 1996, amoeb diagram (1985 = 1).



In figuur 4.4.4 zijn de domein-indicatoren uitgezet tegenover het Bruto Binnenlands Product (BBP). Ook hier zijn de waarden uitgedrukt ten opzichte van het startjaar 1985.

Figuur 4.4.4 Ontwikkelingen in BBP en domeinindicatoren over de periode 1985 - 1996 (1985 = 1)



4.4.4 Interpretatie

Wanneer we naar de thema-indicator kijken, zien we in figuren 4.4.1 t/m 4.4.3 dat bij stijgend BBP de meeste thema's een dalende lijn vertonen. Voor deze thema's lijken economische groei en milieudruk te zijn ontkoppeld. Alleen het broeikas effect vertoont een stijgende lijn. Omdat de stijging minder groot is dan die van het BBP kan nog steeds van een relatieve ontkoppeling worden gesproken. Dit lijkt een positief beeld. Echter er moeten wel wat kanttekeningen bij worden geplaatst. In de eerste plaats is de lijst thema's niet compleet. Zo ontbreekt afvalverwijdering, omdat dit geen impact categorie is in LCA. De productie van afval vertoont wel een stijgende lijn. In de tweede plaats is de indeling in thema's anders. Zo zijn er in de impact assessment van LCA wel drie categorieën met betrekking tot toxiciteit, terwijl er maar één beleidsthema is op dat gebied. Ook zonder enige weging ontstaat dus door de keuze van de thema's een bepaald beeld, dat anders kan uitvallen bij een andere thema-indeling.

Dit wordt bevestigd door naar de domein-indicator te kijken in Figuur 4.4.4. Hier zien we dat twee van de vier maten een daling vertonen, en de andere twee stijgen. We zien dat milieuwinst in de periode 1985 - 1996 vooral geboekt is op het gebied van de milieugevaarlijke stoffen en de lokale milieuproblemen. Ontregeling van biogeochemische kringlopen en massagerelateerde milieuproblemen vertonen een stijging, hoewel minder sterk dan die van het BBP zodat nog wel sprake is van relatieve ontkoppeling. Dat komt overeen met de intuïtie. Stoffen of materialen die in kleine hoeveelheden worden gebruikt zijn vaak gemakkelijker substitueerbaar, en specifieke emissies vaak beter terug te dringen dan diffuse door technische middelen. De stoffen die deel uitmaken van de biogeochemische kringlopen zijn gewoonlijk gerelateerd aan basisbehoeften, zoals energie en voedsel, waardoor zij niet of minder gemakkelijk vervangbaar zijn. Zoals we kunnen zien aan de ontkoppeling tussen de emissies van SO_x en CO₂ is het echter wel mogelijk om met technische middelen specifieke kringloopgerelateerde emissies te bestrijden. Wat betreft de massa-indicator zien we dat het gebruik

van materialen op zichzelf tot nu toe nauwelijks in de aandacht heeft gestaan. Als we aanhangers van de Factor 4 filosofie mogen geloven, valt hier wel degelijk veel winst te behalen.

Ook hier moet heel duidelijk in gedachten worden gehouden dat de gepresenteerde figuren gebaseerd op slechts een beperkt aantal ingrepen en emissies (ca. 20). Ze zijn alleen bedoeld als illustratie van hoe de indicator er uit kan zien, niet om alvast beleidsrelevante conclusies uit te trekken. Indien een groter spectrum aan pressure-indicatoren in de monitoring wordt meegenomen kan het beeld van de ontkoppelingsindicatoren veranderen.

5 Conclusies en aanbevelingen

In dit rapport zijn verschillende mogelijkheden nagegaan om te komen tot de definitie van één of meer indicatoren om de mate van ont koppeling tussen de economische groei en de milieudruk in Nederland mee te meten. In hoofdstuk 2 is een inventarisatie gemaakt van de bestaande indicatoren en indicatorensets die voor een ont koppelingsmaat zouden kunnen worden gebruikt. In hoofdstuk 3 zijn enkele denkkaders besproken om tegen de begrippen “economische groei” en “milieudruk” aan te kijken en is een analyse gegeven van de verschillende mogelijkheden om te komen tot een of meer ont koppelingsmaten. In hoofdstuk 4 zijn enkele van deze mogelijkheden nader uitgewerkt. Een belangrijke conclusie is in elk geval, dat het mogelijk is gebleken iets te zeggen over ont koppeling. Helaas leiden de verschillende methoden die bij de beschouwing zijn betrokken tot verschillende conclusies daarover.

Uit de inventarisatie kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- Als maat voor economische groei is het Bruto Binnenlands Product (BBP) gangbaar. Serieuze alternatieven zijn er niet. Andere macro-economische indicatoren blijken bijna allemaal sterk te correleren met het BBP, met als enige uitzondering de werkgelegenheid.
- Er is geen eenduidige kandidaat voor een maat voor milieudruk. De talloze initiatieven op dat gebied laten een breed beeld zien, lopend van het registreren van honderden emissies en ingrepen, via het bijhouden van geaggregeerde milieu-indicatoren, tot pogingen om één enkele milieumaat te definiëren en te operationaliseren.

De analyse in de hoofdstukken 3 en 4 spitst zich toe op de milieumaat. Verscheidene aspecten blijken van belang te zijn:

(1) De keuze voor de plaats in de DPSIR-keten: hoe verder voorin de keten de milieuvariabele wordt gekozen, des te beter sluit deze aan bij economische activiteit, maar des te indirecter de indicerende waarde voor het toestand van het milieu is. Om de maten voor economische activiteit en milieudruk zo goed mogelijk op elkaar te laten aansluiten en toch de relatie met de milieu-effecten in het oog te houden, lijkt het kiezen van (een) milieudruk-indicator(en) *op* *pressure*-niveau een goede middenweg.

(2) De keuze voor de geografische afgrenzing van de indicator: een puur op het Nederlands milieu gerichte maat kan heel andere informatie opleveren dan een ecologisch *footprint*-achtige maat die aangeeft wat het Nederlands beslag is op het mondiale milieu. Bij deze keuze is het belang dat men hecht aan het opnemen van informatie over probleemafwenteling naar het buitenland doorslaggevend. Een *footprint*-indicator geeft geen informatie over de staat van de Nederlandse economie, noch die van het Nederlands milieu, maar aan de andere kant treedt bij deze maat niet het verschijnsel op dat probleemafwenteling naar het buitenland telt als ont koppeling.

(3) De keuze voor de wijze waarop wordt omgegaan met grote hoeveelheden milieurelevante gegevens die de basis vormen voor een milieudruk-indicator. Hiervoor zijn verschillende mogelijkheden met elk eigen voor- en nadelen:

- Een statistische bewerking (Principale Componenten Analyse, PCA) heeft als voordeel dat alle variabelen zichtbaar blijven zodat geen informatie verloren gaat. Daarnaast is een dergelijke bewerking gebaseerd op bestaande, algemeen geldige technieken. Aan de andere kant is de interpretatie niet altijd gemakkelijk.
- Selectie van enkele representatieve “sleutel verkleint het aantal variabelen sterk. Hierdoor gaat echter informatie verloren en dreigen onverwachte ontwikkelingen buiten beeld te blijven.
- Integratie van milieuvariabelen tot één maat levert een duidelijk beeld maar heeft als groot nadeel dat er per definitie een subjectieve waarderingsstap aan te pas komt waardoor de uitkomst willekeurig te sturen is.

- Een tussenvorm is de - zo objectief mogelijke - aggregatie tot enkele milieuisues, waardoor de grote hoeveelheid basisgegevens gereduceerd wordt tot enkele indicatoren. Hiervoor is echter veel aanvullende informatie nodig, die niet altijd beschikbaar is. Bovendien is ook hier een zekere mate van subjectiviteit niet uit te sluiten: welkeisues worden gekozen en hoe de equivalentiefactoren tot stand komen bepaalt ook het eindbeeld in hoge mate.
- Een laatste mogelijkheid is de keuze voor één milieu-indicator, zoals de instroom van kg in de economie. Hier is het voornaamste probleem gelegen in de legitimatie: in hoeverre is men ervan overtuigd dat dit een goede indicator is voor milieudruk?

Onderstaande tabel laat zien hoe de verschillende nader uitgewerkte methodes scoren op een aantal criteria.

	PCA	selectie (niet uitgewerkt)	gewogen optelling	DMI/ TMR	thema's
relatieve en absolute ontkoppeling zichtbaar	+, per variabele	+, per variabele	+	+	+, per thema
kwantitatieve uitkomst (factor 4)	-	+, per variabele	++	+	+, per thema
interpretatiegemak	-	+	+	+	+
volledigheid	+	-	+	+	+
objectiviteit	+	+	-	+	+/-
representativiteit voor "milieudruk"	+	+, bij overeenstemming over variabelen	+, bij overeenstemming over factoren	?	++
omvat afwenteling	-	-	-	+	-
robuustheid	+	+, bij overeenstemming over variabelen	?	+	?
informatiebehoud onderliggende data	++	+	-	+	+

Alle onderzochte methoden zijn in principe toepasbaar. Er is echter geen methode zonder nadelen. Om toch een keuze te kunnen maken, dienen de volgende vragen beantwoord te worden:

- Hoe zwaar wegen criteria onderling?
- Hoe om te gaan met tegenstrijdige, zwaarwegende criteria?

Een eis die in elk geval aan een beleidsondersteunende indicator gesteld kan worden, is dat deze redelijk robuust moet zijn en niet al te vaak moet veranderen, omdat het verloop in de tijd dan niet meer te volgen is. Dit pleit voor het zo lang mogelijk uitstellen van aggregatie - omdat de wetenschap niet stil staat, zijn de equivalentiefactoren aan verandering onderhevig - zowel als weging - afgezien van het feit dat er momenteel geen breed gedragen set weegfactoren is, zou ook deze steeds kunnen veranderen, bijvoorbeeld bij wisselende regeringen. Volgens deze redenering zou de statistische benadering te prefereren zijn. Anderzijds is voor rapportage in het Milieuprogramma de eis van eenvoud en eenduidigheid belangrijk. Dit pleit voor een enkelvoudige of op zijn minst sterk geaggregeerde indicator. Het is duidelijk dat aan de ontkoppelingsindicator tegenstrijdige eisen kunnen worden gesteld. Een oplossing zou kunnen zijn het één te doen en het ander niet te laten, en naast een enkelvoudige indicator steeds ook het genuanceerde plaatje van de basisgegevens te laten zien, waardoor in elk geval de reproduceerbaarheid gehandhaafd blijft.

Aanbevolen wordt een aantal van de besproken mogelijkheden nader te verkennen om te zien of deze ook met een compleet gegevensbestand bruikbaar blijken te zijn. Met name kan dan gedacht worden aan de volgende onderwerpen:

- Nadere verkenning van de mogelijkheden om met behulp van de statistische bewerking tot één ontkoppelingsmaat te komen, zoals omschreven in § 4.1. Hierbij zijn vooral de keuze voor de mee te nemen variabelen en de in beschouwing genomen tijdsperiode van belang.

- Nagaan van de milieurelevantie van de massa-indicator, zoals in § 4.3 aan de orde is gekomen. De massa-indicator voldoet aan de eis van eenvoud, maar de milieurelevantie ervan is ter discussie. Hierover kan met behulp van statistische methoden iets worden gezegd. Blijkt deze hoog te zijn, dan lijkt deze indicator een goede kandidaat voor gebruik in een ontkoppelingsmaat.
- Gevoeligheidsanalyse van *deissue*-maten voor andere variabelen / andere equivalentiefactoren, zoals aangeduid in § 4.4. Hierbij kan zowel gedacht worden aan de thema's van het milieubeleid, als aan meer geaggregeerde effect-categorieën. De keuze voor het aantal issues is van belang, en daarnaast de wijze van aggregatie en de veranderende inzichten die deze aggregatie beïnvloeden.

Een verdere aanbeveling is het starten van onderzoek naar de mogelijkheid een ecologische *footprint*-achtige indicator te ontwikkelen om in elk geval zicht te kunnen houden op een eventuele ontkoppeling in Nederland ten koste van het buitenland. In dit rapport zijn enkele mogelijkheden daarvoor schetsmatig aangegeven. Van de uitgewerkte indicatoren zegt alleen de TMR-indicator iets over dit onderwerp.

Tenslotte wordt aanbevolen een analyse te maken van de precieze doeleinden waarvoor ontkoppelingsindicatoren zouden moeten dienen. Per doel zou een verschillende indicator kunnen worden gedefinieerd. Wel is het van belang dat deze gebaseerd zijn op eenzelfde set basisgegevens, zodat de onderlinge vergelijkbaarheid niet in het geding is.

6 Referenties

- Adriaanse, A., S. Bringezu, A. Hammond, Y. Moriguchi, E. Rodenburg, D. Rogich & H. Schütz (1997): *Resource Flows: the Material Basis of Industrial Economics*. World Resources Institute, Washington DC.
- Ahbe, S., A. Braunschweig, & R. Müller-Wenk (1990): *Methodik für Oekobilanzen, auf der Basis ökologischer Optimierung*. Schriftenreihe Umwelt Nr 133, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, Switzerland
- Alcamo, J., R. Shaw & L. Hordijk (eds.) (1990): *The RAINS model of acidification, science and strategies in Europe*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Andriessen, J.E. (1976): *Economie in theorie en praktijk, deel 1*. Vijfde herziene druk, Elsevier; zoals samengevat op <http://freeusers.digibel.be/~gedesmet/euro/glosbbp.html>
- Bakker, J. & D. van de Meent. (1997): *Receptuur voor de berekening van de Indicator Effecten Toxische Stoffen (Itox)*. Rapport nr. 607504003. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven.
- Beukering, P. van, M. van Drunen, K. Dorland, H. Jansen, E. Ozdemiroglu & D. Pearce (1998): *External Economic Benefits and Costs in Water and Solid Waste Investments. Methodology, Guidelines and Case studies*. Report number R98/11. Institute for Environmental Studies (IVM), Amsterdam & Economics For The Environment Consultancy Ltd. (EFTEC), London.
- Braunschweig, A., R. Förster, P. Hofstetter, R. Müller-Wenk (1994): *Evaluation und Weiterentwicklung von Bewertungsmethoden für Ökobilanzen - Erste Ergebnisse*. IWÖ-Diskussionsbeitrag Nr 19, Zwischenbericht des Nationalprojects Nr 5001-35066, SSP Umwelt, Institut für Wirtschaft und Ökologie (IWÖ) St. Gallen, Switzerland.
- Brink, B ten (1991) *The AMOEBE Approach as a useful Tool for Establishing Sustainable Development In: In Search of Indicators of Sustainable Development*. Ed. O. Kuik & H. Verbruggen. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Bruyn, S.M. de & J.B. Opschoor (1997): *Developments in the throughput-income relationship: theoretical and empirical observations*. *Ecological Economics* 20 pp 255-268.
- Bruyn, S.M. de & J.B. Opschoor (1997): *Is the economy ecologising? De- or relinking economic development with environmental pressure*. Discussion Paper, Tinbergen Institute, Amsterdam.
- Bruyn, S.M. de (1997): *Explaining the Environmental Kuznets Curve, The case of sulphur emissions*. Research Memorandum 1997-13, Faculteit der Economische Wetenschappen en Econometrie, Vrije Universiteit Amsterdam.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1998): *Sustainable Development in Germany, Draft Programme for Priority Areas in Environmental Policy, Entwurf für ein umweltpolitisches Schwerpunktprogramm, 28 April 1998, Bonn*.
- CBS (1998): *Economie en Milieu*. Themanummer INDEX, jaargang 1998 no. 8.
- Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS): *Kerncijfers. o.a. Nationale Rekeningen, NAMEA, milieustatistieken*
- Centraal Planbureau (CPB): *CPB report. o.a. Economic Indicators*.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton & M. van den Belt (1997): *The value of the world's ecosystem services and natural capital*. *Nature* vol. 387 no. 6630 p 253.
- Cowan, C.E., D. Mackay, T.C.J. Feytel, D. van der Meent, A. Di Guardo, J. Davies & N. Mackay (1995): *The multi-media fate model: a vital tool for predicting the fate of chemicals*. SETAC Press, Pensacola
- Cramer, J., J. Quakernaat & T. Dokter (1993): *Theorie en praktijk van geïntegreerde ketenanalyse*. TNO Apeldoorn.
- Daly, H.E. & J.B. Cobb Jr. (1989): *For the Common Good: Redirecting the Economy toward Community, the Environment and a Sustainable Future*. Beacon Press, Boston MA USA.
- Dellink, R., M. Bennis & H. Verbruggen (1996): *Sustainable economic structures: scenarios for sustainability in the Netherlands*. IVM report W96/27, VU Amsterdam.

- DHV Milieu en Infrastructuur BV (in press): Definitiestudie Monitoring Systeemprocessen. Rapport Ministerie VROM.
- Dieren, W. van (ed.) (1995): Taking Nature Into Account, a report to the Club of Rome. Springer Verlag, New York.
- Emissieregistratie: ER-C en ER-I (collectieve en individuele emissieregistratie). TNO voert uit en rapporteert aan VROM.
- European Commission (1995). ExternE: Externalities of Energy. Volum 1-5. European Commission, Directorate-General XII, Science, Research and Development, Luxembourg
- European Commission (1996), EUSES, the European Union System for Evaluation of Substances. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), the Netherlands. Available from the European Chemicals Bureau (EC/JRC), Ispra, Italy
- European Environment Agency (1995): Europe's Environment: the Dobris Assessment.
- European Environment Agency (1997): Annual Report 1996, Annex 9.
- European Environment Agency (1998): Europe's Environment: the Second Assessment.
- Eurostat: Environmental Pressure Indicators project. A project description can be found at <http://www.telcom.es/~tau/>
- Finnveden, G. (in prep) A critical review of operational valuation/weighting methods for life cycle assessment, AFN, the Swedish Waste Research Council, Swedish EPA, Stockholm.
- Fischer-Kowalski, M., H. Haberl en H. Payer (1994). A plethora of paradigms: Outlining an information system on physical exchanges between the economy and nature. In: R.U. Ayres & U.E. Simonis (Ed.) *Industrial Metabolism, Restructuring for Sustainable Development*. United Nations University Press, Tokyo, Japan.
- Fischer-Kowalski, M., H. Haberl, W. Hüttler, H. Payer, H. Schandl, V. Winiwarter, H. Zangerl-Weisz (1997). *Gesellschaftlicher Stoffwechsel und Kolonisierung von Natur. Ein Versuch in Sozialer Ökologie*. G+B Verlag Fakultas, Amsterdam.
- Gilman, R. (1992): Design for a Sustainable Economics. In Context no. 32 pp 52 e.v.
- Goedkoop, M. & P. Cnubben (1995): De eco-indicator 95. Methode voor het wegen van milieueffecten die ecosystemen en menselijke gezondheid aantasten op Europese schaal. Bevat 100 indicatoren voor belangrijke materialen en processen. Bijlagerapport NOH, Utrecht.
- Goedkoop, M. (1995): The Ecoindicator 95, Weighting method for environmental effects that damage ecosystems or human health on a European scale, Final report, NOH report 9523, Pre Consultants, Amersfoort, the Netherlands
- Goedkoop, M. (1995): The Ecoindicator 95, Weighting method for environmental effects that damage ecosystems or human health on a European scale, Manual for Designers, NOH report 9524, Pre Consultants, Amersfoort, the Netherlands
- Goedkoop, M. (1997): the Eco-indicator 97 explained. Pre consultants working document, Amersfoort.
- Goedkoop, M. en P. Cnubben. (1995). Eco-indicator 95. Eindrapport en bijlagerapport. Pré ingenieursbureau, Amersfoort.
- Goodland, R., H. E. Daly & S. El Serafy (1992) Population, Technology, and Lifestyle, the transition to sustainability. Island Press, Washington.
- Grisel, L., A.A. Jensen & W. Klopffer (1994) Impact Assessment within LCA. Society for the promotion of LCA Development (SPOLD), Brussels.
- Grossman, G.M. & A.B. Krueger (1993): Environmental Impacts of a North American Free Trade Agreement. In: P. Graber (ed.): The US-Mexico Free Trade Agreement. MIT Press, Cambridge USA.
- Grundmann, R. (1991): Marxism and Ecology. Clarendon Press, Oxford.
- Guinée, J., R.Heijungs, L. van Oers, D. van der Meent, T.Vermeire & M.Rikken (1996): LCA Impact Assessment of toxic releases - Generic modelling of fate, exposure and effect for ecosystems and human beings with data for about 100 chemicals. VROM Publikatiereeks produktenbeleid nr. 1996/21, Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment, the Hague, the Netherlands

- Guinée, J.B. (1994). Review of classification and characterisation methodologies. In: H.A. Udo de Haes, A.A. Jensen, W. Klopffer & L.G. Lindfors (eds) (1994) Integrating Impact Assessment into LCA. SETAC-Uerope, Brussels.
- Habbersatter K. & F. Widmer (1991) Oekobilanzen von Packstoffen. Schriftreihe Umwelt Nr 132. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern
- Hamers, T., T. Aldenberg & D. van de Meent (1996) Definition Report-Indicator Effects Toxic Substances (Itox). Rapport nr. 607128001. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven.
- Hammond, A., A. Adriaanse, E. Rodenburg, D. Bryant & R. Woodward (1995). Environmental Indicators: Systematic Approach to Measuring and Reporting on Environmental Policy Performance in the Context of Sustainable Development. World Resource Institute, Washington D.C.
- Hauschild, M., H. Wenzel & L. Alting (1998): Environmental Assessment of products. Vol 1: Methodology, tools and case studies in product development. Vol. 2: Scientific background. Chapman & Hall, London.
- Heijungs, R., J.B. Guinée, R.M. Lankreijer, H.A. Udo de Haes, A. Wegener Sleeswijk, A.M.M. Ansems, P.G. Eggels, R van Duin, H.P. de Goede. (1992). Milieugerichte levenscyclusanalyse van producten. Handleiding en achtergronden. Centrum voor Milieukunde van de Rijksuniversiteit Leiden, Leiden.
- Hertwich, E.G., W.S.Pease & C.P. Koshland (1997): Evaluating the environmental impact of products and production processes: a comparison of six methods. In: the Science of the Total Environment 196 (1997) 13-29, Elsevier
- Hettelingh, J.-P., B.J. de Haan, B.J. Strengers, C.M.G. Klein Goldewijk, J. van Woerden, D.W. Pearce, A. Howarth, E. Ozdemiroglu, T. Hett, P. Capros, T. Georgakopoulos, J. Cofala, M. Amann (1998): Prototyping the “trends for the future” for the SoER '98. Draft report submitted to EEA.
- Hofkes, M.W., A.M.Idenburg, H.Verbruggen (1998): Ontkoppeling Milieu en Economie, de noodzaak van een toename van eco-efficiëntie? RIVM rapport 778001002
- Hofstetter, P. (1998) Perspectives in Life Cycle Impact Assessment. A Structured Approach to Combine Models of the Technosphere, Ecosphere and Valuesphere. Kluwer Academic Publishers, Boston/Dordrecht/London.
- Huele, R., R. Kleijn, E. van der Voet (1993): Natural Resource Accounting - the search for a method. 's-Gravenhage: Ministry of Environment (Publikatierreeks Milieustrategie nr.1993/3, Thema Verspilling)
- Hunt, W.F. Jr., W.R. Ott, J. Moran, R. Smith, G. Thom, N. Berg, B. Korb. (1976) Guideline for Public Reporting of Daily Air Quality-Pollutant Standards Index (PSI). US EPA, Research Triangle Park, NC.
- Huppes, G., Sas, H., de Haan, E. and Kuyper, J. (1997): Efficient environmental investments. Paper presented at the SENSE International Workshop, Amsterdam, 20 February 1997. CML, Leiden University, Leiden, the Netherlands.
- Hüttler, W., H. Payer, H. Schandl (1997). National Material Flow Analysis for Austria 1992. Society's Metabolism and Sustainable Development. Schriftenreihe Soziale Ökologie. Institut für interdisziplinäre Forschung und Fortbildung der Universitäten Innsbruck, Klagenfurt und Wien. Wenen.
- Intron (1998): Concept van een handleiding voor het genereren van milieurelevante productinformatie door producenten. Intron rapport no. 97133A.
- ISO, 1998 ISO/DIS 14042 (1)
- IVA, 1998. Möjligheter och hinder på väg mot Faktor 10 i Sverige (Kansen en bedreigingen op weg naar Factor10 in Zweden). Arbetsdokument 1998:15. Royal Swedish Academy of Engineering Sciences, Stockholm, Zweden.
- Jänicke, M., M. Mönch, T. Ranneberg & U.E. Simonis (1988): Structural Change and environmental impact: empirical evidence on thirty-one countries in East and West. WZB, Berlin.
- Johnson, Dallas E. (1998) Applied Multivariate Methods for Data Analysts. Duxbury Press, Thomson Publishing Company.

- Klepper, O. & D. van de Meent (1997) Mapping the potentially affected fraction of species (PAF) as an indicator of generic stress. Rapport nr. 607504001. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven.
- Kortman, J.G.M., E.W. Lindeijer, H. Sas & M. Sprengers (1994): Towards a single indicator for emissions - an exercise in aggregating environmental effects. Interfaculty Department of Environmental Science, UvA.
- Kuznets, S. (1971): Economic Growth of Nations: Total Output and Production Structure, Harvard University Press, Cambridge USA.
- Laak, P. van de (1998): Ontkoppeling. Onderzoekprogramma Milieu, Ruimte en Economie. Ministerie van VROM publ. no. 98493-01/h/11-98 17036/185.
- Lindeijer, E. (1996): Normalisation and valuation. In: Udo de Haes (ed) 1996, pp 75 - 94.
- Lindfors, L.G. (1997): Valuation methods within LCA - Where are the values? Int. J. LCA 2(3) pp 163-169.
- Lovelock, J.E. (1987). GAIA. A new look at life on Earth. Oxford University Press, Oxford
- Lundie, S. (1998): PhD thesis (in press).
- Luttkik, R. T.P. Traas & H. Mensink. (1997) Mapping the Potentially Affected Fraction of Avian and Mammalian Target Species in the National Ecological Network. Report no. 607504002. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven.
- Mackay, D. (1996): Multimedia Environmental Models, the fugacity approach. Lewis Publ. Inc. Chelsea
- Meent, D. van de (1993): SIMPLEBOX: a generic multimedia fate evaluation model. Bilthoven, National Institute of Public Health and Environmental Protection. Report No 672720001, Bilthoven, the Netherlands
- Miettinen, P. And Hämäläinen, R.P. (1997): How to benefit from decision analysis in environmental life cycle assesment (LCA). European Journal of Operational research, 102, 279-294.
- Ministerie van Volkshuishouding, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (1997): Ontkoppeling, rapportage van de themagroep Ontkoppeling in het kader van de nota Milieu & Ruimte.
- Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Ministerie van Economische Zaken, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Ministerie van Verkeer en Waterstaat. (1997): Nota Milieu en Economie, Op weg naar een duurzame economie.
- Ministerie van VROM (1993): Nota Produkt en Milieu.
- Ministeries van VROM, EZ, LNV & V&W (1997): Nota Milieu en Economie. Tweede Kamer 25 405, nrs 1 - 2.
- Ministeries van VROM, EZ, LNV, V&W, en Ontwikkelingssamenwerking (1993). Nationaal Milieubeleidplan 2, Milieu als Maatstaf. Tweede Kamer 1993-1994, 23 560, nrs 1-2.
- Moriguchi, Y. (1997). Environmental accounting in physical term in Japan - Preliminary Material Flow Accounts and trade-related issues -. In: S. Bringezu, M. Fischer-Kowalski, R. Kleijn, V. Palm (eds.) *Regional and National Material Flow Accounting: From Paradigm to Practice of Sustainability*. Proceedings of the ConAccount Workshop 21-23 January, 1997, Leiden The Netherlands Wuppertal Special 4, p. 166-172, Wuppertal.
- Müller - Wenk, R. (1997). Safeguard Subjects and Damage Functions as Core Elements of Life-Cycle Assessment. IWÖ - Diskussionsbeitrag Nr 42, St Gallen, Switzerland
- Müller-Wenk, R. (1997): Safeguard subjects and damage functions as core elements of life-cycle impact assessment. IWÖ-Diskussionsbeitrag nr. 42, Universität St.Gallen.
- Nip, M.I., J. Latour, F. Klijn, P. Koster, C.L. Groen, H.A. Udo de Haes & H.A.M. Kruijff (1990) Environmental quality assessment of ecodistricts: A comprehensive method for environmental policy. Symposium on Ecological Indicators, Ft Lauderdale, FL.
- Notarnicola, B., G.Huppes & N.W. van der Berg (in prep): Monetary and policy based weighting methods in LCA. Dipartimento di Scienze Geografiche e Merceologiche, I Facoltà di Economia, Università degli Studi di Bari, Italy
- NOVEM/RIVM (1992): Energiekentallen. NOH-rapport 9210.

- NUP (1995). Österreichische Bundesregierung (ed.) *Der Nationale Umweltplan für Österreich*. Wien.
- Odum, H.T. (1995): *Environmental Accounting: Emergy and Environmental Decision Making*. John Wiley & Sons.
- OECD (1997): *OECD Environmental Data: Compendium 1997*. OECD, Paris.
- OECD (1998): *Eco-Efficiency*. OECD publications, Paris.
- Payer H., W. Hüttler, H. Schandl (1997). MFA Austria: Methods and Empirical Results - Delinking between Economic Growth and Material Turnover. In: S. Bringezu, M. Fischer-Kowalski, R. Kleijn, V. Palm (eds.) *Regional and National Material Flow Accounting: From Paradigm to Practice of Sustainability*. Proceedings of the ConAccount Workshop 21-23 January, 1997, Leiden The Netherlands Wuppertal Special 4, p. 159-165, Wuppertal.
- Pearce, D.W. (1989): An economic perspective on sustainable development. *Development* 2/3 pp 17-21.
- Pen, J. (1972) *Moderne Economie*. Uitgeverij Het Spectrum, Utrecht/Antwerpen
- Powell, J.C., D. Pearce & I. Brisson (1995): Valuation for Life Cycle Assessment of Waste Management Options. CSERGE working paper WM 95-07, School of Environmental Sciences, University of East Anglia, Norwich UK.
- RIVM (1998a): *Leefomgevingsbalans*. RIVM rapport 408504001, Bilthoven.
- RIVM (1998b): *Milieubalans 97, het Nederlandse milieu verklaard*. Samsom Tjeenk Willink, Alphen a/d Rijn
- RIVM, VROM, WVC (1994): *Uniform system for the evaluation of substances (USES)*. Version 1.0. VROM-rapport distributienr. 11144/150, Den Haag.
- Sas, H. (1994): *Verwijdering van huishoudelijk kunststofafval: analyse van milieu-effecten en kosten*. Centrum voor Energiebesparing Delft.
- Schandl, H., W. Hüttler (1997). MFA Austria: Activity Fields as a Method for Sectoral Material Flow Analysis - Empirical Results for the Activity Field "Construction". In: S. Bringezu, M. Fischer-Kowalski, R. Kleijn, V. Palm (eds.) *Regional and National Material Flow Accounting: From Paradigm to Practice of Sustainability*. Proceedings of the ConAccount Workshop 21-23 January, 1997, Leiden The Netherlands Wuppertal Special 4, p. 264-271, Wuppertal.
- Schmidt-Bleek, F. (1992). *Ein universelles ökologisches Maß ? , Gedanken zum ökologischen Strukturwandel*. Wuppertal Papers Nr. 1/1992. Wuppertal.
- Steen, B. & S.O. Ryding (1994): Valuation of environmental impacts within the EPS-system. In: Udo de Haes et al. (1994): *Integrating impact assessment in LCA*. SETAC Europe, Brussels.
- Steen, B. & S.O. Ryding (1993): *The EPS Enviro-Accounting Method, An Application of Environmental Accounting Principles for Evaluation and Valuation of Environmental Impact in Product Design*. AFR-report 11, Avfallsforskningsradet (AFR), Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, Sweden
- Steen, B. (1996): *EPS-Default Valuation of Environmental Impacts from Emission and Use of Resources*, Version 1996, AFR report 111, Avfallsforskningsradet (AFR), Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, Sweden
- Suter, G.W. (1993). *Ecological Risk Assessment*. Lewis Publishers, Boca Raton, LA.
- Udo de Haes (ed) (1996): *Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment*. SETAC, Brussel.
- Umweltbundesamt (1997): *Sustainable Germany - towards an environmentally sound development*.
- UN Department of Economic and Social Affairs (1998): *Indicators for Sustainable Development*. <http://www.un.org/esa/sustdev/isd.htm>
- UN Development Program (1994): *Human Development Report (HDR)*.
- UN ECE: *Statistical Yearbook 1998*.
- UNEP (1997): *Global Environmental Outlook*. Oxford University Press, New York and Oxford
- United Nations Organization (1993). *Integrated Environmental and Economic Accounting*. A United Nations Handbook of National Accounting. New York.

- Vitousek, P.M. (1986). Human Appropriation of Products of Photosynthesis, *Bioscience* 36 1986 pp 368-373
- Voet, E. van der, J.B. Guinée & H.A. Udo de Haes (1997): Indicators for integrated substance chain management as a measure for environmental quality and sustainable development. CML report no. 139, Leiden.
- Wackernagel, M. & W. Rees (1996): Our Ecological Footprint. Reducing human impact on the earth. New Society Publishers, Gabriola Island.
- Weizsäcker, E. von, A.B. Lovins & L.H. Lovins (1997): Factor Four - doubling wealth, halving resource use, the new report to the Club of Rome. Earthscan Publications Ltd, London.
- Wernick I.K., R. Herman, S. Govind, J.H. Ausubel (1996). Materialization and Dematerialization Measures and Trends. *Daedalus*, 125(3): 171-198.
- Wilson, B. & B. Jones. (1994), The Phosphate report, Landbank Environmental Research & Consulting, London.
- Wolf, M.E., B. Petrovic, H. Payer (1998). Materialflußrechnung Österreich 1996. *Statistische Nachrichten* 11/1998, ÖSTAT, Wien.
- World Bank (1997): Expanding the Measure of Wealth: Indicators of Environmentally Sustainable Development. Environmentally Sustainable Development Series and Monograph Studies no. 17, World Bank, Washington DC.
- World Bank (1997): World Development Indicators.
<http://www.ssc.upenn.edu/~rcdoug/worldbank/contents.htm#contents>
- World Resources Institute (1998): World Resources 1998-99.

Bijlagen

Bijlage 1. Beschrijving van verschillende methoden voor aggregatie en weging

ENVIRONMENTAL PRIORITY SYSTEM (EPS)

The EPS method (Steen, 1996 and 1993) is a valuation method based on environmental economics. In the classification step the interventions (emissions, extractions etc.) are grouped together into a number of damage types. In EPS the damage types are grouped into five 'safeguard subjects': Resources, Human Health, Aesthetic Values, Ecosystem Resilience and Ecosystem Production Capacity. A set of weighing factors, 'enviroaccounting factors', is applied directly to the emissions of substances and extractions of resources. In the 1996 version of EPS these 'enviroaccounting factors' are split up in characterisation and valuation factors. It is however not transparent how the factors are derived.

In the characterisation step the actual damage on each of the damage types is determined following the SETAC concept of classification and characterisation combined with some correction factors such as the extension in area or persons influenced by the effect, the intensity and frequency of the occurrence of a problem, the durability of a problem. The quantitative contribution from various interventions to the damage types described as number of 'unit effects' rather than CO₂-equivalents or similar. A unit effect is a measurable impact (end point effect) which has a specified extension in time, space and intensity, for instance 'one manyear of moderate morbidity'. The linkage between an emission and the unit effects can be modelled and checked in a scientific way. Resources are used as separate damage types. For Human Health five damage types are chosen: mortality, severe morbidity and suffering, morbidity, severe nuisance and moderate nuisance. The impact category of the safeguard Ecological Health is based upon the number of endangered species.

The valuation of the interventions is then performed in monetary terms. The monetary value of the safeguard subjects is calculated, based on actual expenditures taken by society to avoid/restore damage or on contingent valuation ('willingness to pay' to avoid negative effects). EPS requires a quantification of damage. EPS is an explicit valuation method which tries to 'scientifically' measure prices and social preferences that exist independent of the process of analysis. The valuation is based on a generic assessment and not on local conditions (Hertwich et al, 1996).

The characterisation and valuation are combined in a 'enviroaccounting factor'. The EPS enviroaccounting factors are expressed in ELU (Environmental Load Units) per kg substance. This unit is assumed to be equal to ECU but it is called in a different way because it does not represent a real market value but a common value that can be used to compare different measures.

The enviroaccounting factors for emissions is given by the multiplication of five factors:

EA_{em}: $\sum(F_1 * F_2 * F_3 * F_4 * F_5)$, where:

F₁ is the society monetary value of the unwanted changes to each safeguard.

F₂ is the extension in area or persons influenced by the effect.

F₃ is the intensity and frequency of the occurrence of a problem.

F₄ is the durability of a problem

F₅ is the contribution of a substance to a problem.

The enviroaccounting factor for resources (EA_{res}) is given by the present and future generations willingness to pay to restore the reserves. The estimation of the value is based on the environmental costs necessary to gain the minerals or the fossils from other rocks or sources with the help of biotic energy source.

The enviroaccounting of a total set of emissions and extractions is given by:

$$EA = \sum (EA_{em, i} * Q_i) + \sum (EA_{res, i} * R_i)$$

where;

Q_i is the quantity of the substance i

R_i is the quantity of the resource i.

The EPS focuses more on resource depletion as compared to emissions.

<i>Major Strengths</i>	<i>Major Weaknesses</i>
<ul style="list-style-type: none"> an attempt to value damages in monetary terms 	<ul style="list-style-type: none"> the method is not transparent only a very limited group of interventions can be valued it is not clear which mechanisms are considered; if fate and exposure aspects are considered etc. etc. main focus is on resource depletion, little to no attention is given to ecosystem health not related to production capacity

Safeguard subjects and damage types in EPS.

Safeguard subject	Damage types	Unit
resources	decrease of present oil reserves	1 kg
resources	decrease of present coal reserves	1 kg
resources	decrease of present Ag reserves	1 kg
resources	decrease of present Al reserves	1 kg
resources	decrease of present As reserves	1 kg
resources	decrease of present Au reserves	1 kg
resources	decrease of present Bi reserves	1 kg
resources	decrease of present Cd reserves	1 kg
resources	decrease of present Co reserves	1 kg
resources	decrease of present Cr reserves	1 kg
resources	decrease of present Cu reserves	1 kg
resources	decrease of present Fe reserves	1 kg
resources	decrease of present Hg reserves	1 kg
resources	decrease of present Mn reserves	1 kg
resources	decrease of present Mo reserves	1 kg
resources	decrease of present Ni reserves	1 kg
resources	decrease of present Pb reserves	1 kg
resources	decrease of present Pt reserves	1 kg
resources	decrease of present Rh reserves	1 kg
resources	decrease of present Sn reserves	1 kg
resources	decrease of present Ti reserves	1 kg
resources	decrease of present U reserves	1 kg
resources	decrease of present V reserves	1 kg
resources	decrease of present W reserves	1 kg
resources	decrease of present Zn reserves	1 kg
resources	decrease of present Zr reserves	1 kg
human health	excess mortality, normalized	1 case
human health	painful morbidity or severe suffering	1 manyear
human health	other morbidity	1 manyear
human health	severe nuisance	1 manyear
human health	moderate nuisance	1 manyear
production capacity	decrease of meat or fish	1 kg
production capacity	decrease of wood growth	1 kg
production capacity	decrease of basecationsreserves	1 case
production capacity	less fresh water in areas of water deficiency	1 kg
production capacity	decreased crop growth	1 kg

THE SWISS ECOPOINTS, ENVIRONMENTAL SCARCITY METHOD

The Ecoscarcity approach (Ahbe et al., 1990) relates to the concept of economic scarcity (relation between supply and demand) to scarcity of environmental absorption capacity. The scarcity of the environmental absorption capacity is given by the ratio between the actual anthropogenic emissions of a substance and the critical emission of that substance. In this method the different interventions are weighted against each other directly; the valuation takes place at the first level of the cause-effect chain, emissions and extractions.

The formula used for calculating the ecofactor first normalises, on the basis of the critical flow, and then makes a valuation, on the basis of the linear relation between actual and critical flow (distance-to target or ratio to target). The ecofactor is given by:

$$\text{ecofactor}_j = 1 / F_{k_j} * F_j / F_{k_j} * c$$

where:

F_{k_j} is the critical flow of substance j, in a country, in a time period;

F_j is the actual flow of substance j, in a country, in a time period;

c is a dimensionless factor (10^2) to avoid large negative exponent values

F and Fk are given in tons, kwh, m3 or other physical units per year. The unit of the ecofactor is ecopoints per physical unit of emitted substance.

The critical flow represents the absorption capacity of an environmental compartment for a particular substance. The actual flow is the current total emission, independent of the investigated process or product. The method uses politically defined and scientifically supported goals as a bases for valuation. Those goals may be set nationally (clean air policy, clean water policy, acidification policy, eutrophication policy etc.) or internationally (international treaties and protocols). Ecofactors exist today for Switzerland, the Netherlands and Sweden.

The ecopoint method in today's form contains the implicit assumption that all intervention flow targets are of equal importance. Ecofactors depend on time (in which year are the flows measured?) and space (in which country are the flows measured?) due to differences in technological and economic situations, environmental situations, scientific discussions and social (political) goals.

The environmental index (ecopoints) is then simply calculated multiplying all emissions (which occurred during the life cycle of the product P under study) by their ecofactors and then adding them up.

$$I = \sum (\text{ecofactor}_j * Q_j)$$

where Q_j represents the quantity of the substance j emitted.

<i>Major Strengths</i>	<i>Major Weaknesses</i>
<ul style="list-style-type: none"> Attempt to valuate emissions using legal (i.e. 'real') standards 	<ul style="list-style-type: none"> only a very limited group of interventions can be valuated ecofactors are normative factors, hardly based upon scientific knowledge, the results are influenced and distorted by political priorities the political target and the critical flows are country specific and time specific; this implies that there will be different ecofactors for every country and time, and not a formalised set of weighting factors independent from the country and time

THE DUTCH ECOINDICATOR '95

In the Ecoindicator 95 (Goedkoop, 1995), the different impact categories are weighted against each other and then totalled in order to form an environmental index .

The Ecoindicator 95 is built on a distance-to-target method; the weights are based on the ratio between the actual contribution to a problem, in a year and the no effect level of problem contribution per theme. The targets are set according to the following criteria:

- one extra death per million inhabitants per year;
- health complaint as a result of a smog period, smog periods should hardly ever occur again;
- five percent ecosystem degradation.

The environmental index is calculated by:

$$I = \sum W_i * E_i / N_i * N_i / T_i$$

where:

I is the ecoindicator value

W_i is the subjective weighting factor which expresses the seriousness of effect i;

E_i is the contribution of s product life cycle to an effect i;

N_i is the current extent of the European effect i;

T_i is the target value for effect i.

The factor W_i is a weighing factor to make corrections between the different target levels. If the target levels are assumed to be equally important the factor W_i is 1. In the ecoindicator the different damage levels (target levels) are assumed to be equivalent. This is a normative choice that can not be scientifically based. The current choice came about after consultation with various experts and a comparison with other systems, including the Swedish EPS. The factor E/N is the normalized contribution of the product life cycle. The factor N/T is the reduction factor. In the ecoindicator this factor is claimed to be the scientifically underpinned factor based upon facts to evaluate different effects.

The method derives weighting factors for the different impact categories mostly in line with the SETAC guidelines framework even if there are some differences in the definition of the impact categories², in the characterisation and normalisation factors.

The main disadvantages of this method are:

- there is no normative information because the inter target factor is set to 1;
- the resource depletion is not assessed
- a number of toxic substances that are only a problem in the workplace are not assessed
- the space requirements for final waste are not taken into account ,
(emissions from incineration and leaching are considered)
- local environmental problems such as odour, noise and light are not assessed..

² The depletion of resources is not considered and the human toxicity is replaced by the categories summer smog, carcinogenic substance, heavy metals, winter smog

<i>Major Strengths</i>	<i>Major Weaknesses</i>
<ul style="list-style-type: none"> The method derives weighting factors for the different impact categories mostly in line with the SETAC guidelines framework 	<ul style="list-style-type: none"> depletion of resources is not assessed human toxicity is replaced by the categories summer smog, carcinogenic substance, heavy metals and winter smog local environmental problems such as odour, noise and light are not assessed the space requirements for final waste are not taken into account there is no normative information because the inter target factor is set to 1 the derivation of the weighting factors is not totally transparent; it is not clear whether damages are actually estimated and which assumptions are made; furthermore it is not always clear whether the factors are based upon scientific facts or normative decisions

Damage types and impact categories in ECOINDICATOR '95

Damage type	Unit	Impact category	Unit
Fatalities	number of fatalities per year	Ozone layer depletion	kg CFC11-equivalents
Fatalities	number of fatalities per year	Heavy metals (toxicity)	kg Pb-equivalents
Fatalities	number of fatalities per year	Carcinogenics (toxicity)	kg PAH-equivalents
Health impairment	number of people becoming ill per year	Summer smog	kg ethylene-equivalents
Health impairment	number of people becoming ill per year	Winter smog	kg SO ₂ -equivalents
Ecosystem impairment	ecosystem degradation in km ²	Pesticides (toxicity)	kg active ingredients
Ecosystem impairment	ecosystem degradation in km ²	Greenhouse effect	kg CO ₂ -equivalents
Ecosystem impairment	ecosystem degradation in km ²	Acidification	kg SO ₂ -equivalents
Ecosystem impairment	ecosystem degradation in km ²	Eutrophication	kg PO ₄ ³⁻ -equivalents

IMPACT ASSESSMENT OF TOXIC RELEASES BY (E)USES

USES and EUSES are developed for the risk assessment (RA) of toxic release (EC, 1996; RIVM, VROM, WVC, 1994). Because all aspects of importance for assessing toxic releases are covered in (E)USES the model can be useful to establish equivalency factors for the LCA characterisation of toxic emissions. In order to fulfil the conditions of LCA, several parameters of USES had to be changed (Guinée et al, 1996). The result of the application of USES for LCA is a set of equivalency factors for human toxicity and aquatic- and terrestrial ecotoxicity considering emissions to air, water and soil.

The acronym USES stands for *Uniform System for the Evaluation of Substances*. USES 1.0 is a tool that can be used for rapid, quantitative assessment of hazards and risks of (organic) substances to man and the environment. In USES 1.0 various methods for the assessment of substances are integrated and harmonised into one assessment scheme. USES is a computer model which assesses, as realistically as possible, the degree to which the no-effect level is transgressed in practice. The model does make allowance of the fate of the substance in the environment, considering for example intermedia transport between air, water and soil and (a)biotic degradation of the substance. USES 1.0 is improved and adapted, with the aim to develop a European version: EUSES.

The main principle in USES 1.0 is comparison of the results of an exposure assessment and an effect assessment (dose - response assessment). This comparison is done by calculating the risk characterisation ratios - also known as the PEC/PNEC ratios - per substance; a ratio between the predicted exposure concentration and a predicted no effect concentration. This ratio is an indicator of the probability of incidence and severity of adverse effects. In USES exposures and concentrations can be calculated in three spatial scales: the personal scale (direct exposure of individuals), the local scale and the regional scale. For LCA only the latter is relevant

The regional PEC is calculated using a multimedia model. It takes into account the intermedia transport and degradation (the fate) of the substance. Steady state concentrations are estimated with this model for the various environmental compartments, viz. air, surface water, groundwater, sediment and soil. Based on these estimated environmental concentrations, USES calculates the dose reaching top predators (worm- and fish eating mammals and birds) and man, using bioconcentration factors and intake models.

Impact categories considered in USES for LCA include humans, aquatic ecosystems and terrestrial ecosystems. The PNEC for ecotoxicological effects are derived from experimental toxicity data on single species using extrapolation factors to calculate PNEC-values for ecosystems. For human toxicological effects, a no-observed-adverse-effect level (NOAEL) is derived from the available data, which can be extrapolated to a no-effect level for humans (NELman). No indication is given of the sort of effect (reproduction, growth, death) or the extent of it.

Given certain parameter conditions, specific for LCA, with the regional model of USES equivalency factors have been calculated for 94 chemicals and initial emissions to air, surface water, agricultural soil and industrial soil. Equivalency factors have been calculated for human toxicity, aquatic toxicity and terrestrial toxicity, respectively called HTP (Human Toxicity Potential), AETP (Aquatic EcoToxicity Potential) and TETP (Terrestrial EcoToxicity Potential). The equivalency factor is obtained by deviding the PEC/PNEC ratio of a substance with the PEC/PNEC ratio of the reference substance emitted to a reference compartment, viz. 1,4-dichlorobenzene emitted to water.

The three sets of toxicity potentials (equivalency factors) can then be used to calculate three impact scores from a given inventory table. This proceeds by a weighted aggregation of emissions of different substances to different compartments. The impact score for aquatic ecotoxicity is given by the formula:

$$\text{Score}_{\text{aquatic ecotoxicity}} = \sum_{\text{subs}} \sum_{\text{comp}} \text{AETP}_{\text{subs, comp } i} * \text{emission}_{\text{subs, comp}}$$

The impact score is expressed in the unit kg 1,4-dichlorobenzene-to-water-equivalent. The impact scores for the two other impact categories (terrestrial ecotoxicity and human toxicity) are given in a similar way.

Major Strengths	Major Weaknesses
<ul style="list-style-type: none"> • characterization factors can be derived for a great many substances • fate, exposure and toxicity aspects of substances are considered in the calculations 	<ul style="list-style-type: none"> • the metod only derives characterization factors for human and ecotoxicity • the method requires a lot of physical, chemical and toxicological parameters as input

Impact categories characterized in (E)USES

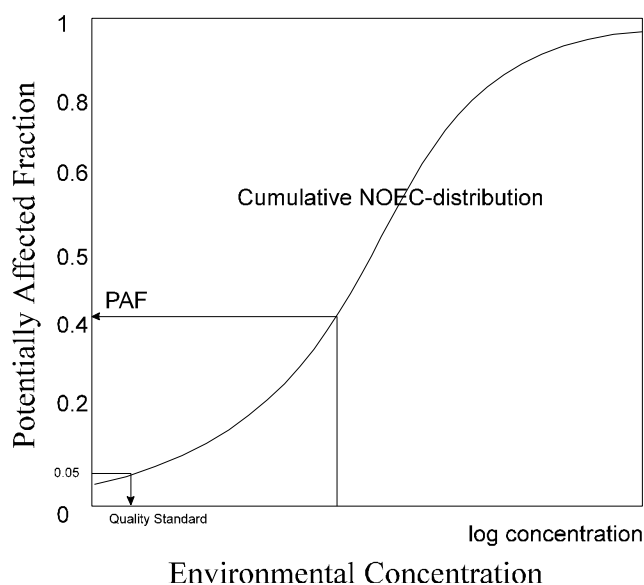
impact category	toxicity potential	unit of impact score
human toxicity	HTP (Human Toxicity potential)	kg 1,4-dichlorobenzene-to-water-equivalent
Aquatic ecotoxicity	AETP (Aquatic EcoToxicity Potential)	kg 1,4-dichlorobenzene-to-ind. soil-equivalent
Terrestrial ecotoxicity	TETP (Terrestrial EcoToxicity Potential)	kg 1,4-dichlorobenzene-to-air-equivalent

POTENTIALLY AFFECTED FRACTION (PAF) AS AN INDICATOR OF GENERIC STRESS

Hamers et al. (1996) have developed a method to estimate a possible ecotoxic effect given a measured or calculated concentration of substances in the environment. At this moment the concept is mainly used for the geographical representation of ecotoxicological effects of substances in the Netherlands. The method provides in the calculation of an effect due to a concentration of a substance or several substances in a given compartment. The effect calculated for a substance-compartment combination is called a PAF. The combined effect of substances is called combi-PAF or I_{tox} . I_{tox} stands for “Indicator toxic effects of substances” and gives an indication of the possible toxic stress due to the simultaneous presence of as many as possible, toxic substances in the environment.

The Potentially Affected Fraction (PAF) is defined as the fraction of species exposed above its NOEC, given an environmental concentration. The No Observed Effect Concentration (NOEC) is a concentration, measured in the laboratory for the chronic exposure of one species to a substance, for which no effect is spotted. The NOEC depends upon the effect which is examined, viz. reproduction, growth, death. PAF expresses a potential for adverse effects: no indication is given of the sort of effect or the extent of it.

Given the ‘laboratory’ NOEC’s a cumulative log-logistic distribution of NOEC data is derived. This cumulative distribution is regarded as a dose-effect curve. The substance specific dose-effect curve for the total considered species is considered to be representative for the species in nature.



In order to provide a measure for toxic stress due to a combination of substances, PAF's can be combined into combi-PAF's. The substance specific PAF's can be combined according to two methods based upon the "single species" combination toxicology; concentration addition and effect addition. In their combined response effects may be **more** than additive (toxic stress by substance A increases susceptibility to B), occasionally **less** than additive (for example, presence of zinc may reduce cadmium toxicity). Apart from direct interactions of the effects additivity depends on the correlation between species sensitivities. It could be that the individual PAF's are **less** than additive, because the *same* species are affected by different substances. Little is known about interaction of effects and correlations between sensitivities. An intermediate estimate can be obtained by assuming no interaction of effects and independence of sensitivities. This leads to the following combination rule (Hamers et al., 1995):

$$PAF_{total} = 1 - (1 - PAF_1)(1 - PAF_2)(1 - PAF_3) \dots (1 - PAF_n)$$

Because NOEC is derived for the chronic exposure of one species to a substance, only longterm average concentrations should be considered in estimating PAF's.

The total amount of a substance in the compartment (water, soil) may not be toxicologically meaningful. Major questions are how the organisms are exposed and how environmental conditions may effect this exposure. The PAF concept itself does **not** estimate exposure concentrations given a certain emission. It only provides a possible ecotoxic effect given a concentration of a substance.

In the PAF concept naturally occurring concentrations (background levels) are not subject of environmental policy. Therefore an anthropogenic PAF is defined, which relates to the added effect of anthropogenic substances to the not affected fraction, i.e. only those species are considered which are not already affected by the natural levels. The anthropogenic PAF depends both on the amount of toxicant and on natural background. At high natural levels the same added amount has much less effect than at low natural levels. The natural background depends upon a number of elements, including natural inflow (atmospheric deposition) and outflow (leaching) and properties of the compartment (i.e. organic matter content etc.).

$$PAF_{anthr.} = (PAF_{total} - PAF_{backgr}) / (1 - PAF_{backgr})$$

In the present LCA, in general, background concentrations are not considered. Background levels and spatial specific properties are incorporated in PAF. If PAF's are going to be used for the generic modelling in LCA than these problems have to be dealt with.

There is a substantial uncertainty in all calculations. In PAF the uncertainties are quantified and factors are indicated which are most important in this respect. Uncertainties are analysed for the soil PAF's. The estimation of worst- and best case bounds was thought to be impractical and unrealistic.. For these reasons, a Monte Carlo method was followed.: calculations were performed 1000 times, for each run parameters were sampled independently from given frequency distributions. The result is again a frequency distribution, from which median, 5th and 95th percentiles are shown. For pesticides not all uncertainties could be quantified in the present situation. The uncertainties in emission factors and toxicity are thought to be the most important in the total uncertainty, so only these parameters are analysed.

<i>Major Strengths</i>	<i>Major Weaknesses</i>
<ul style="list-style-type: none"> • non-linear relationship between environmental concentration and adverse effects • provides a measure for toxic stress due to a simultaneous presence of toxic substances • background levels are incorporated • spatial specific properties are incorporated • uncertainty analysis 	<ul style="list-style-type: none"> • the method only derives characterization factors for ecotoxicity • the method only estimates a possible ecotoxic effect given a concentration, fate and exposure aspects of substances are not considered in the calculations • the method is not (yet) applicable in LCA, to operationalize the PAF concept, problems should be solved in the PAF and/or LCA concept, <ul style="list-style-type: none"> - can you use non-linear dose-effect curves in LCA; Which steepness of the curve should be used for the characterization, the spot on the curve is determined by the definition of the functional unit - how to deal with background levels in LCA? - how to deal with spatial differentiation in LCA?

SAFEGUARD SUBJECTS AND DAMAGE FUNCTIONS IN LIFE CYCLE IMPACT ASSESSMENT (MÜLLER - WENK)

The concept of safeguard subjects and damage functions deals with the problem of weighting different impact categories (“inter-category weighting”) by selecting safeguard subjects and estimating the damage to safeguard subjects from damaging impact categories using damage functions. Safeguard subjects are important elements of nature which are considered, in a model approach, as representative substitutes of nature as a whole.

Damage functions express the environmental damage exerted by the emission or extraction flows of any of the impact categories on a safeguard subject. The emissions and extractions of an LCA inventory can be translated, with the help of damage functions, into damages to safeguard subjects. The translation into damages of safeguard subjects makes it possible to aggregate the impacts of product or process alternatives.

The following *safeguard subjects* are proposed:

- Human health
- Ecological health
- Resources

Different types of damage can be exerted to a safeguard subject; within the limits of one safeguard subject, reasonable *damage equivalences* must be defined so that all damages can be expressed by one unit per safeguard subject. For human health, death and different illnesses are translated into lost life years. Damage to ecological health is represented summarily, by measuring the surface reduction of intact habitats, or measuring the decrease in population or extinction of a set of known and observable species. For resources damage can be described by the destruction and dissipation of the stocks.

It is stated that scientific knowledge is available to connect intensities of impact flows per appropriate area and time to damage of safeguard subjects, e.g. tons of CO₂-equivalences emitted per year in Europe to lost life years of humans per year in Europe. However the equivalences between different types of damages *within* one safeguard subject may contain elements of societal value setting, for example translating different illnesses into deaths expressed in lost life years. The weighting of

damages *between* safeguard subjects remains a societal decision, therefore the number of safeguard subjects should be restricted to a small number.

Scientific knowledge, sometimes complemented with societal values, makes it possible to determine, at least certain discrete points of the *damage function*. The different impact scores can be weighted on base of the incremental damage they potentially inflict on the safeguard subjects. As LCAs are essentially non-site-specific, the potential damage increment depends upon average sensitivities and current average background loads of the affected area.

For each safeguard subject, a damage function must be derived for any of the impact categories contributing in a relevant way to a damage **type** that is exerted on the respective safeguard subject currently or in the foreseeable future. In principle a damage function is needed for each type of damage (for example separate functions for skin cancer, lethal cancer, eye cataracts due to ozone layer depletion) The damage function is defined for a certain period of time in a certain geographical region and is based upon the steady-state damage, that is the damage intensity which results from a constant damaging flow, so not regarding the initial events. In practice not the complete (sigmoid) damage function is determined, but a linear function is derived for the relevant portion (i.e. within the region of the actual and expected flows) of the function by suitable interpolation and regression methods. The key information is the steepness, because steepness expresses the incremental damage exerted on the safeguard subject by one additional unit of flow of the impact category.

At least two steps are necessary to determine a damage function for emission side impact categories, in other words to translate emissions into damages:

- Chemo-physical models estimating exposure concentrations of safeguard subjects from emissions.
- Biological information estimating the adverse effects on the safeguard subject given the level of concentration of the damaging agents.

Besides the magnitude of damage exerted to the safeguard subjects also other, non-magnitude, damage aspects should be considered in the weighting procedure of the scores of impact categories:

- Transient behaviour of damage (Time lag, overshoot),
- reversibility of damage
- geographical pattern of damage, regionally or globally dispersed
- uncertainty of damage

In the report a proposal is made to incorporate the non-magnitude aspects of damages by fixed adjustment factors.

The geographical area plays an important role in the context of the damage function, on its impact flow axis as well as on its damage axis. The emission area stands for the geographical region in which all the emissions (or extractions) of the impact category are assumed to originate. The damage area stands for the geographical region in which all the damages are assumed to take place. The problem of fixing emission areas and damage areas for damage functions can be approached by distinguishing 3 types of impact categories: global, regional/continental and local depending upon the geographical distribution at which potentially adverse effects from an emission point may take place.

In order to execute a full LCA impact assessment up to the level of a one-score-assessment, an inter-safeguard -subject weighting is required. The judgement is a societal decision which can be facilitated with some decision making support. Reference damages per safeguard subject can be helpful in this context. The reference values are per definition set in such a way that their seriousness appears to be equal from safeguard subject to safeguard subject. One possibility is to define the reference damage at sustainability level. In the report sustainability for each of the safeguard subjects is defined and reference levels are determined based upon sustainable damage levels. The proposed reference values is a value setting which should be discussed in panels of experts or society or whatever.

Human health

In LCA human health means the absence of premature deaths, sickness and irritations, caused by environmental influences without preference to certain groups or geographical regions. It is proposed to consider present human health and future human health as elements of equal importance. For LCA purposes it is proposed to express environmental damage to human health by lost life years (so the damage is considered more serious if the average age of the victims is low). This means that equivalence factors should be developed in order to express the different types of sickness and irritation events into premature death equivalents. Two available concepts for setting equivalences between sickness and premature death are presented, the integrity table approach, the (authoritative societal) weighting of permanent loss of different body functions, and the DALY approach, Disability Adjusted Life Year weighting six classes of disability severity.

Ecological health

It is proposed to consider the totality of scarce habitats according to the CORINE classification system, including living organisms and non-living features, as the content of the safeguard subject. Damage to the safeguard subject is expressed by the surface loss of *intact scarce* habitats, by damaging the organisms directly (limited to some key species) or by modifying the non-living features of the habitat. The loss of intact habitats is considered to be the physical disappearance of the habitat, or the disappearance of key species on the surface. So it is necessary to describe habitats not only by the properties of the non-living part of the habitat but also by a list of key species. Further it is necessary to group the habitat types into scarce and surplus habitats. The safeguard subject "ecosystem" can be damaged by the action of 3 structurally different groups of impact categories:

- intentional extraction of organisms (extraction of biotic resources)
- intentional change of habitat properties (land use)
- un-intentional damage to organisms or to habitats (chemical and physical emissions)

It is not clear how the connection between damage (in Europe) and the different impact categories is quantified? In other words how one discrete point of the damage function is estimated?

How to deal with partial or total loss of habitats

How to derive a habitat specific scarcity factor

How to deal with the act of conversion and the maintaining of the conversion

How to deal with the non-linear relationship between damage to a habitat and the surface reduction.

Resources

Only the depletion of non-renewable abiotic resources are considered a problem in this safeguard subject. The extraction of biotic resources and land use are considered in the safeguard subject "ecological health". Further the depletion of abiotic resources appears to be especially serious if a resource is non-renewable. Various types of resource use are considered: destructive use (e.g. oil), non-destructive but non-dissipative use (e.g. copper in building materials), non-destructive but dissipative use (zinc as fodder additive). It is stated that the most important case where scarcity of resources has to be handled by LCA impact assessment is the case of non-renewable resources which are used in a destructive manner, that is mainly the use of fossil fuels.

<i>Major Strengths</i>	<i>Major Weaknesses</i>
<ul style="list-style-type: none">• The method derives weighting factors for the different impact categories mostly in line with the SETAC guidelines framework	<ul style="list-style-type: none">• the method gives a detailed description of problems which should be tackled in the impact assessment, some proposals are made; the description however is highly theoretic, no weighting factors are operational and in many cases it is not clear how in practice the problems and proposals described in the concept will be worked out

Impact categories used as input in the Müller-Wenk concept

Impact category	Unit
depletion of abiotic resources	use years
global warming	kg CO ₂ -equivalents
ozone layer depletion	kg CFC11-equivalents
toxicity (human, eco)	kg
photochemical oxidant formation	kg ethylene-equivalents
acidification	kg SO ₂ -equivalents
nitrification	kg PO ₄ ³⁻ -equivalents

DANISH ENVIRONMENTAL DESIGN OF INDUSTRIAL PRODUCTS (EDIP)

The Danish EDIP approach is similar to the Dutch Problem oriented approach and covers all aspects of life cycle impact assessment. Within this approach, three types of emission/ extraction flow are considered. These are:

- environmental impacts
- resource consumption
- impacts to the working environment

The final category deals more with site related issues such as noise, odour and health related impacts. This is particularly of interest when considering impacts associated with waste management since so many can be site specific.

Within the SETAC definition of the stages involved in impact assessment, identifying categories which an emission contributes to is known as 'classification'. 'Characterisation' involves the subsequent calculation of the impact potential of each substance in each impact category. Within the EDIP approach, these are performed in a step known as 'calculation of impact potentials', but this is effectively the same as the two SETAC defined stages.

The EDIP methodology used the resource consumption and the potential impacts which society imposes on the environment each year. When assessing the impacts in categories which are globally applicable, the EDIP approach uses total global impact as the normalisation reference. For the other categories, Danish figures from 1990 are used.

Unlike the problem oriented approach, the methodology does consider immissions, or the fate of emissions.

The advantage this method has over the Dutch problem oriented approach is that impacts can be expressed at a site level. Unlike the problem oriented approach, EDIP allows for the inclusion of a site factor which allows site specific conditions to be accounted for. Thus the methodology can be applied within waste management for making regional or even site specific decisions.

Further, EDIP takes some system characteristics into account with modelling the underlying impact categories. So for instance, the reversibility and the temporal aspect of the environmental effects may be allowed for with the model.

THE EXTERNE METHODOLOGY

The ExternE Project commenced in 1991 as a joint study between the European Commission and the US Department of Energy. The objective of the project was to quantify the environmental and health

impacts of energy use and their related external costs, in order to better inform policy decisions on fuel selection and energy use, and to develop appropriate pricing mechanisms within the European Union. A methodological framework was developed to characterise the life cycle of each fuel cycle and the associated environmental burdens and impacts, and described in ExternE (1995). The fuel cycle comprised the following stages:

- fuel extraction;
- construction;
- fuel preparation;
- fuel transport;
- power generation.

The impacts of each stage of the fuel cycle were then characterised as follows:

Fuel cycle stage → Activity → Burden → Impact → Valuation

The impacts/damage types considered included respiratory illnesses, noise, visual intrusion, acidification, and impacts in the aquatic environment. The principal steps in the methodology, known as the "damage function methodology" because it expresses the damage cost as a function of the emissions (ExternE, 1995) were as follows:

- (1) Emissions: characterisation of environmental burdens associated with relevant technologies.
- (2) Dispersion: calculation of incremental pollutant concentrations in all affected media, taking into account fate in the environment.
- (3) Impact: identification of exposure-response functions to link environmental concentrations with estimated health and other impacts.
- (4) Cost: economic valuation of the impacts, and identification of the external cost.

The ExternE methodology examines the life cycle of fuel usage through a burden → impact → valuation process that is superficially similar to the LCIA methodology described under Section 3.2, and indeed ExternE (1995) considers that "the fuel cycle analyses of the ExternE Project can be considered a particular example of life cycle analysis." Nevertheless, there are important and fundamental differences of approach. Firstly, the ExternE methodology is a "bottom-up" approach to valuation (ExternE, 1995) which uses technology specific emissions data for plants at specific locations. The dispersion of these emissions in the receiving environmental medium is modelled with location specific information on environmental conditions and point source models, followed by application of regional scale transport models. The resulting impacts are evaluated on a cost/kWh basis, which is again site specific (but see below). By contrast, the LCA approach described in Section 3.2 is a "top-down" systems approach, using aggregated data across the study area to characterise average area-wide impacts, deploying regional or global distribution and partition models.

The issue arises as to whether the ExternE methodology for impact assessment can be generalised "upwards" from the site-specific analysis to provide a regional or national sectoral perspective, and conversely, whether the information obtained from the LCA approach can be focused down to a site and process specific level. In the case of the ExternE methodology, broadening the site specific analysis to a regional or national level may be possible in principle if the spatial limits of the impact analysis (the grid size for dispersion and transport modelling) are drawn sufficiently widely, and the modelling of environmental burdens is extended to the totality of power plants within the region. However, each component of the sector-wide system (coalfields, power stations, transportation routes, waste disposal sites, etc) would need to be fixed in spatial terms so that combined point source emission modelling can be undertaken to define cumulative impacts. In the case of the LCA approach, while it is possible to link impacts with specific activities within the study system (transport,

landfilling, etc) these impacts are not site dependent, nor can the area-wide impacts be disaggregated into site-specific components.

A further difference between the two approaches is that the ExternE methodology proceeds directly to an economic valuation of impacts, whereas in the LCA methodology described in Section 3.2 monetarisation of environmental impacts is an additional and optional step in valuation - most LCA studies do not proceed beyond an environmental analysis of impacts (ie. comparing impacts with indicators of environmental damage) since this is the particular focus of the decision maker.

THE DUTCH PROBLEM ORIENTED APPROACH

In December 1992, the SETAC-Europe Working Group put forward a list of impact categories which they felt should be considered within LCA. From that list, the Dutch Problem Oriented Approach was developed to assess the impact in the following categories:

- **Resource Depletion:** Abiotic resources, biotic resources, land use.
- **Pollution:** Global warming, ozone depletion, POCP, human toxicity, ecotoxicity, acidification, eutrophication, radiation, dispersion of heat, noise, odour, working conditions.
- **Disturbances:** Physical ecosystem degradation, landscape degradation, desiccation, direct victims.

The problem oriented approach follows the stages of impact assessment put forward by SETAC. During classification, the problem oriented approach identifies the different emissions which could give rise to one or more of the impacts outlined above. During the characterisation stage for each impact category, the appropriate burdens are assigned a weighting factor relative to a reference substance (e.g. methane is assigned a weighting factor of 21 kg of CQ equivalent per kg of methane, with CQ as the reference substance (Climate Change 1995). The overall impact within a category is then assessed by summing the contributions from the weighted burdens.

The problem oriented approach allows for both normalisation and valuation, but these are regarded as separate exercises and may not always be applied. The methodology can be terminated at the characterisation step.

A disadvantage of the problem oriented approach is that it does not consider immissions (i.e. the fate of emissions). For toxicity, the factors calculated by USES (see description of USES) could be integrated into the approach, and these new equivalency factors could consider the fate of emissions. However, even then only 100 substances are considered and these are related to toxic release only.

An advantage of the problem oriented approach is that it considered more than 16 different damage mechanisms, and provides scores for recognised impacts of concern. However, it does not allow for less well recognised impact categories (e.g. noise).

'NOGEP A' WEIGHTING FACTORS

The Dutch Oil and Gas Exploration and Production Association (NOGEP A) in the context of implementing environmental policy has developed a weighting set for environmental effects in order to identify the environmental cost-effectiveness of investment options as a starting point for prioritization (Huppés et al., 1997).

Because the effects as assessed are mainly in line with the effects contemplated by the SETAC LCA guidelines, this weighting set can be used in LCA case studies performed with

the SETAC method. In this study the NOGEPa weighing factors are used to value the results on environmental themes calculated by the Dutch Problem Oriented Approach.

In the NOGEPa project a panel of 26 people coming from ministries, companies and universities was established to express a quantitative judgement on the relevance of some environmental effects associated with Dutch atmospheric emissions.

The time horizon for effects has been defined as 20 to 50 years, assuming that the level of emissions would remain the same; the spatial area was not limited due to the assumption of global scale of all the effects. The panel weights set is consistent and represents for the NOGEPa project the “starting point” for prioritising investment options.

In the original NOGEPa procedure no weight had been identified for abiotic depletion and ecotoxicity; an estimate of the two lacking weights has been done here by giving them the relative importance as all the effects would be treated equally.

Weighting factors (after NOGEPa)

Abiotic depletion	Human Toxicity	Ecotoxicity	Acidification	Nutrication	Ozone depletion	Global Warming	Summer Smog
0,125	0,113	0,125	0,128	0,098	0,09	0,24	0,083

SUMMARY OF THE DESCRIPTION OF IMPACT ASSESSMENT METHODS

In the Problem Oriented Approach (P.O.A.) + NOGEPa weighting the interventions are classified into impact categories and the overall impact within a category is then assessed by summing the contributions from the weighted burdens using equivalency factors. For the weighting of the importance between the impact categories a weighting set is used derived by a panel of experts.

The EPS method is a valuation method based upon the willingness to pay to avoid damage (negative effects). A set of weighting factors is applied directly to the emissions of substances and extractions of resources. The method and the derivation of the factors is not transparent.

In the ECOPOINTS method the interventions are weighted against each other directly at the level of emissions and extractions using a distance to target method based upon (Swiss) policy goals. All goals are considered equally important. Important drawback of the method is the dependence of the goals in time and country.

In the ECOINDICATOR95 the impact categories are weighted against each other using a distance to target method based upon a defined No-effect level of the problem per safeguard subject. The damage levels of the different safeguard subjects are assumed to be equal important.

(E)USES is a computer model which can be used to establish equivalence factors for the LCA characterisation of toxic releases taking into account fate, exposure and toxic characteristics of substances. For toxic releases three impact categories are considered; human toxicity, aquatic ecotoxicity and terrestrial toxicity. The PEC/PNEC ratio, the result of (E)USES, gives an indication of the probability of adverse effects to occur, no indication is given of the sort of effect or the extent of it.

In LCA the PEC/PNEC ratio is used to derive equivalence factors, the relation between an emission and the toxic stress is therefore assumed to be linear.

The PAF concept estimates an adverse ecotoxic effect based upon the fraction of species exposed above its NOEC given a certain concentration in the compartment. A non-linear relationship is

considered between the concentration and the effect. The PAF gives an indication of the probability of adverse effects to occur, no indication is given of the sort of effect or the extent of it. Background concentrations and spatial differentiation are part of the concept. If the PAF concept is to be used in LCA's solutions have to be found to deal with the non-linear relationship of the dose - effect and the dependence of background levels and spatial differentiation.

The concept of Müller - Wenk deals with the weighting of different impact categories by estimating the damage to safeguard subjects using damage functions per damage type (dose-effect curves). In practice a linear relationship is assumed between the impact flow and the damage type. The damage types within a safeguard subject are valued and damages between the safeguard subjects are valued using a distance to target method based upon *defined* reference damage at a defined sustainability level.

In the Extern E method (and the Externalities method of IVM/EFTEC, a variant of the Extern E method) the damage of an emission is calculated using fate models and exposure–damage functions. The damages are valued by calculating the costs to prevent or avoid the damages.

Interventions accounted for in the impact assessment method

Interventions	P.O.A. + NOGEPA	Ecoindicat or 95	Ecopoints	EPS	Extern E, values added	Externalities IVM/EFTEC
extractions	10			26		
energy consumption						
air emissions	>300	>300	7	17	8	4
water emissions	>300	>300	7	4		
soil emissions	>300	>300				
spatial use (buildings etc.)						
spatial use (waste)						
noise						

Bijlage 2. Tijdreeksen 1985 - 1996 voor drie-en-dertig economische en milieuv variabelen

Bron: CBS (NAMEA)

	BBP	energie- gebruik	export	personen km	vracht- vervoer	bestedin- gen	geregis- treerde werklozen *1000
	mln gld	PJ	mln gld	km/cap	ton	mln gld	
1985	340640	2544	226017	15380	211	252910	511
1986	348700	2637	197286	16030	225	260230	474
1987	350330	2698	188017	16140	234	267940	456
1988	362390	2661	203778	16490	251	271640	453
1989	384420	2688	229409	16460	239	284490	407
1990	408840	2735	239181	16430	248	303100	358
1991	430080	2872	249051	16540	249	322460	334
1992	446200	2833	246540	16870	276.4	340920	336
1993	455290	2878	258342	16550	275.8	351720	415
1994	480510	2861	287452	16600	275.3	369450	486
1995	495170	2985	316161	16560	284.9	381670	464
1996	515110	3085	332916	16270	281.8	398470	440

emissies naar lucht mobiele bronnen + vuurhaarden							
	CO kton	NOx kton	SO2 kton	stof kton	Pb kton	VOS kton	CO2 1000 kton
1985	1121	552	197	29.4	1.18	266	142
1986	1064	564	201	29.8	0.79	259	136
1987	1000	576	207	29	0.33	255	142
1988	991	580	199	30.7	0.34	251	140
1989	946	572	164	30.2	0.3	242	142
1990	1031	560	164	37	0.19	219	149
1991	881	560	144	36	0.16	199	154
1992	855	534	129	34	0.13	193	153
1993	840	515	129	33	0.11	180	156
1994	791	496	118	33	0.09	173	158
1995	780	484	119	32	0.08	169	163
1996	756	476	116	35	0.05	167	168

emissies naar lucht mobiele bronnen							
	CO kton	NOx kton	SO2 kton	stof kton	Pb kton	VOS kton	CO2 1000 kton
1985	956	344	27	23	1.18	236	26
1986	907	352	30	23	0.79	230	26
1987	849	356	31	22	0.33	223	27
1988	842	372	32	23	0.34	224	28
1989	798	372	29	23	0.3	215	29
1990	751	353	29	20	0.19	201	29
1991	660	352	30	20	0.16	181	30
1992	628	342	31	19	0.13	173	31
1993	584	328	30	18	0.11	163	31
1994	562	321	31	18	0.09	157	32
1995	543	314	31	18	0.08	151	33
1996	517	301	28	17	0.05	145	33

	emissies naar lucht vuurhaarden					
	CO kton	NOx kton	SO2 kton	stof kton	VOS kton	CO2 1000 kton
1985	165	208	170	6.4	30	116
1986	157	212	171	6.8	29	110
1987	151	220	176	7	32	115
1988	149	208	167	7.7	27	112
1989	148	200	135	7.2	27	113
1990	280	207	135	17	18	120
1991	221	208	114	16	18	124
1992	227	192	98	15	20	122
1993	256	187	99	15	17	125
1994	229	175	87	15	16	126
1995	237	170	88	14	18	130
1996	239	175	88	18	22	135

	emissies naar water							
	Cd ton	Hg ton	Cr ton	Cu ton	Pb ton	Ni ton	Zn ton	As ton
1985	17.7	0.4	86	30	33	35	193	18
1986	12.4	0.8	90	36	33	29	219	10
1987	8.4	0.7	104	31	22	26	156	8.8
1988	6.1	0.5	92	30	21	24	127	5.3
1989	4.1	0.5	86	30	22	26	136	3.2
1990	3.7	0.5	22	27	22	22	110	3.6
1991	2.8	0.5	17	23	15	16	81	2.7
1992	1.9	0.4	14	18.5	12.5	17	69	1.95
1993	1	0.3	11	14	10	18	57	1.2
1994	1	0.5	12	13	7	12	61	1.4
1995	0.5	0.3	9	14	6	10	50	1.9
1996	0.5	0.3	9	14	6	10	50	1.9

	mestproductie		
	P kton	N kton	K kton
1985	127	288	315
1986	129	296	321
1987	124	283	309
1988	119	279	309
1989	115	275	307
1990	110	287	305
1991	113	298	342
1992	112	295	326
1993	119	303	345
1994	112	291	336
1995	107	292	322
1996	105	285	315

afval
afval

ton

1985	4581918
1986	4867215
1987	5202940
1988	5370975
1989	5522265
1990	5882735
1991	6439290
1992	6732405
1993	7055657
1994	7164714
1995	7326400
1996	7514590

Bijlage 3. Materiaalstroomgegevens voor Nederland, 1970 - 1994

Bron: Adriaanse et al., 1997.
Material Requirements 1965-1994

The Netherlands										
	1965	1970	1975	1980	1985	1990	1991	1992	1993	1994
Unit: 1000 metric tons										
DOMESTIC										
Non-renewables										
I. Energy Carriers										
Coal	11,608	4,391	0	0	0	0	0	0	0	0
Oil	2,400	1,920	1,570	1,643	4,143	4,048	3,766	3,425	3,357	4,452
Natural Gas	1,537	28,084	80,318	81,270	71,970	69,320	64,625	64,900	66,500	62,810
Total	15,546	34,396	81,888	82,913	76,113	73,368	68,411	68,305	69,557	67,252
II. Metal Ores										
(Iron)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
III. Industrial Minerals										
Mist	4,000	4,000	4,000	3,500	3,500	3,000	3,000	3,000	3,000	2,910
Common salt	1,707	2,871	2,890	3,484	3,500	3,500	3,500	3,500	3,500	3,500
Comlime	0	0	0	0	500	500	500	520	580	610
Total	5,707	6,871	6,890	6,984	7,500	7,000	7,000	7,020	7,160	6,910
IV. Construction Minerals										
Gravel	11,400	11,400	6,700	4,500	5,000	5,000	5,000	5,000	5,032	6,914
Sand, indust.	24,000	24,000	24,000	23,000	23,000	23,000	23,000	23,000	22,246	25,086
Sand, construction	25,000	25,000	25,000	25,000	25,000	25,000	25,000	25,000	24,632	35,476
Clay	6,000	6,000	6,000	5,500	5,500	5,500	5,500	5,500	5,500	5,000
Total	66,400	66,400	61,700	58,000	58,500	58,500	58,500	58,500	57,410	72,476
V. Excavation										
Infrastructure	92,368	116,446	54,667	38,878	28,280	27,495	27,301	28,768	27,184	27,458
Dredging	12,000	14,000	16,000	18,000	21,000	24,000	24,000	24,000	24,000	24,000
Total	104,368	130,446	70,667	56,878	49,280	51,495	51,301	52,768	51,184	51,458
Renewables Total		42,427	46,746	51,848	48,205	53,831	49,709	49,387	49,313	46,829
Erosion	700	1,067	1,323	1,255	1,383	1,611	1,460	1,642	1,578	1,370
Total Domestic		291,596	268,612	257,669	241,091	246,605	225,621	227,619	226,092	248,286
IMPORTS										
Non-renewables										
I. Energy Carriers										
Solid fuels	7,754	4,695	4,923	10,402	12,013	19,621	22,165	21,643	19,963	
Crude oil and products	54,719	105,514	127,088	127,869	113,234	111,418	134,548	134,986	117,654	
Natural Gas	0	0	0	2,650	1,650	2,125				
II. Metal Ores										
Ores and metal residues	9,171	11,632	13,424	14,910	6,304	10,178	10,157	9,859	5,652	
III + IV Industrial & Construction Minerals										
Crude industrial and building materials	24,817	42,078	29,251	30,359	40,694	45,837	44,506	45,504	35,195	
Renewables										
Agricultural products including livestock	6,606	10,985	13,344	11,742	13,194	13,546	14,109	15,358	15,748	
Foodstuffs including fodder and concentrates	6,315	4,109	6,252	17,472	23,698	22,472	31,499	33,651	32,063	
Semi-manufactures										
Metals	2,167	3,043	2,138	3,332	4,311	7,092	7,919	8,491	6,211	
Fertilizers	4,148	4,106	2,878	4,133	4,244	3,905	3,241	3,180	2,267	
Final Products										
Chemical products	306	4,055	3,707	7,895	15,516	17,054	20,250	21,375	16,201	
Other final goods	1,080	2,095	2,398	4,934	8,890	12,058	14,013	14,872	15,738	
Total Imports	116,965	192,290	207,592	235,628	243,667	265,672	302,965	298,770	262,679	275,090
Direct Material Input (DMI) Domestic + Import		473,886	476,214	493,496	484,748	510,878	538,096	536,389	498,771	521,286
HIDDEN FLOWS FROM IMPORTS										
Non-renewables										
I. Energy Carriers										
Solid fuels	55,158	45,051	50,051	83,403	80,524	135,980	154,515	149,853	114,601	
II. Metal Ores	55,029	69,789	80,547	89,498	37,823	61,055	60,944	57,955	33,914	
III + IV Industrial & Construction Minerals	6,862	15,147	10,530	19,929	14,046	16,429	16,051	16,414	12,670	
Renewables	71,567	62,907	122,079	160,679	202,951	196,901	251,267	269,329	262,867	
Semi-manufactured Products	57,158	71,651	50,211	76,634	93,641	136,165	149,244	158,951	115,674	
Total Hidden Flows from Imports	247,760	284,566	312,419	421,104	429,485	549,721	622,042	652,102	529,745	549,090
EXPORTS										
Non-renewables										
I. Energy Carriers										
Solid fuels	5,312	1,880	862	3,270	1,881	4,028	8,234	6,846	2,071	
Crude oil and products	29,978	71,009	95,367	87,233	82,826	85,060	121,501	121,132	122,629	
Natural Gas	32	10,021	43,811	34,800	31,675	27,025				
II. Metal Ores										
Ores and metal residues	5,987	6,710	6,419	7,707	272	2,589	3,267	2,783	1,271	
III + IV Industrial & Construction Minerals										
Crude industrial and building materials	15,141	16,686	4,678	4,457	17,992	21,134	21,561	22,812	19,474	
Renewables										
Agricultural products including livestock	4,703	6,660	8,722	6,779	8,374	9,873	10,300	10,724	10,380	
Foodstuffs including fodder and concentrates	2,824	1,230	4,343	10,125	16,048	17,433	19,745	20,272	20,217	
Semi-manufactured Products										
Metals	1,461	2,374	2,907	4,425	5,493	7,256	8,066	8,290	7,560	
Fertilizers	3,952	3,460	3,654	5,017	5,722	7,395	6,319	6,158	6,110	
Chemical products	609	5,372	5,187	10,132	20,731	23,985	26,816	26,131	26,797	
Final Products	341	279	1,329	2,527	9,821	9,375	11,164	11,919	13,251	
Total Exports	68,232	125,647	176,870	181,071	196,257	214,172	226,952	238,735	228,670	239,090
HIDDEN FLOWS FROM EXPORTS										
Non-renewables										
I. Energy Carriers										
Solid fuels	36,674	24,525	29,136	41,494	30,751	43,158	68,842	71,355	32,046	0
II. Metal Ores	25,919	40,257	35,517	46,780	1,633	15,467	19,604	16,669	7,620	
III + IV Industrial & Construction Minerals	4,599	5,833	1,637	1,560	6,297	7,411	7,546	7,914	6,816	
Renewables	54,169	56,900	94,059	121,712	175,817	195,806	216,228	223,170	221,087	
Semi-manufactured Products	36,507	44,001	52,738	75,990	91,602	118,733	124,349	120,112	117,400	
Total Hidden Flows from Exports	167,840	172,024	216,697	287,511	286,161	382,402	426,670	445,151	295,062	409,090
INDICATORS										
Total Material Requirement (TMR)		758,432	788,732	914,589	924,233	1,080,609	1,170,137	1,188,491	1,038,516	1,061,286
TMR adjusted for exports and recycling		460,767	396,665	446,007	421,715	464,034	496,516	504,606	423,584	431,286
Avoided Hidden Flows from recycling	7,325	9,324	15,498	22,753	29,510	38,951	39,272	41,713	44,397	46,047
TMR per capita (metric tons)		59	58	65	64	71	79	79	88	69
Domestic TMR Per Capita (metric tons)		22	20	18	17	17	16	16	15	16

Material Requirements 1965-1994										
The Netherlands										
	1965	1970	1975	1980	1985	1990	1991	1992	1993	1994
Binnenlandse instroom (kton)	0	281,596	268,812	257,858	241,081	245,805	235,531	237,619	236,082	246,266
Import (kton)	116,955	192,290	207,502	235,628	243,667	265,073	302,565	298,770	262,679	275,000
DMI (kton)	116,955	473,886	476,314	493,486	484,748	510,878	538,096	536,369	498,771	521,266
Hidden Flows Import (kton)	247,769	284,546	313,419	421,104	499,485	549,731	632,042	652,102	539,745	540,000
TMR (kton)	364,724	758,432	789,732	914,589	924,233	1,060,609	1,170,137	1,188,491	1,038,516	1,061,266
aantal inwoners (-)	1.22E+07	1.30E+07	1.36E+07	1.41E+07	1.45E+07	1.49E+07	1.50E+07	1.51E+07	1.52E+07	1.53E+07
BBP (in mln 1965 guilders)		298284	351975	398651	425540	496038	507448	517597	521738	538434
DMI/capita (ton)	10	37	35	35	34	34	36	35	33	34
TMR/capita (ton)	30	59	58	65	64	71	78	79	68	69
DMI per gulden BBP (kg/gld)	#DIV/0!	1.59	1.35	1.23	1.14	1.03	1.06	1.04	0.96	0.97
TMR per gulden BBP (kg/gld)	#DIV/0!	2.54	2.24	2.29	2.17	2.14	2.31	2.30	1.99	1.97
Geïndexeerd op 1970										
DMI		100	101	104	102	108	114	113	105	110
DMI/capita		100	96	96	92	94	98	97	89	93
DMI/gld BBP		100	85	78	72	65	67	65	60	61
TMR		100	104	121	122	140	154	157	137	140
TMR/capita		100	99	111	109	122	133	134	116	118
TMR/gld BBP		100	88	90	85	84	91	90	78	78
BBP		100	118	134	143	166	170	174	175	181
aantal inwoners		100	105	109	112	115	116	117	118	118

Bijlage 4. Het construeren van één maat uit de Principale Componenten-analyse

Er zijn verschillende mogelijkheden om tot één maat te komen vanuit de PCA:

1. Een mogelijkheid is een maat te construeren die de hoeveelheid correlatie in het systeem weergeeft, door alle correlaties op te tellen. Door de som van de correlaties te delen door het kwadraat van het aantal variabelen, hetgeen gelijk is aan de maximaal haalbare som, ontstaat een relatieve maat van koppeling. Deze koppeling heeft betrekking op alle variabelen in het systeem. Wil men alleen een uitspraak over de koppeling tussen economische en milieuvariabelen dan is het ook mogelijk alleen deze correlaties mee te nemen. Er ontstaat dan echter wel verlies aan informatie.
2. De ont koppeling van twee elementen wordt in de benadering van de PCA weergegeven door de afstand tussen de punten, waarvan de afstand op de tweedimensionale kaart van figuur 4.1.3 een benadering is. Deze benadering zal beter zijn naarmate de eerste twee componenten een groter gedeelte van de variantie van het systeem verklaren.
3. Een maat voor de sterkte van de koppelingen in het gehele systeem is de eigenwaarde van de eerste principale component, hetgeen weergeeft hoeveel deze eerste factor het totale gedrag bepaalt. In het gegeven voorbeeld is dat 76%, dwz, met een enkele factor is 76% van het systeem te beschrijven. Invoering van een tweede factor verhoogt het verklaarde gedeelte tot 84%. Een gedeelte van deze koppeling wordt veroorzaakt door de correlaties tussen BBP en export, BBP en bestedingen en BBP en verkeersintensiteit op de rijkswegen. Deze correlaties zijn ingevoerd door de keuze van de relevant veronderstelde variabelen van het systeem. Op statistische gronden is daar niets tegen, maar er kunnen praktische overwegingen zijn deze correlaties tussen de economische variabelen buiten de ont koppelingsmaat te houden. Bovendien dient er op gewezen te worden dat deze maat alleen weergeeft in hoeverre de verschillende tijdreeksen een gelijke vorm hebben, zodat een stijgende rechte lijn gelijk is aan een dalende rechte lijn. Daarmee is de interpretatie niet in lijn te brengen met de invulling van het begrip ont koppeling in de Nota Ontkoppeling.

De voorgestelde maten moeten worden gezien als een getal dat aangeeft in hoeverre (1) twee of (2) alle tijdreeksen in het systeem zich gelijk gedragen.

ad 1. Een hoge correlatie in het systeem betekent dat de onderdelen ervan onderling gelijk gedrag vertonen. Door de negatieve correlaties uit te sluiten is deze maat beperkt tot de variabelen die niet alleen synchroon lopen, maar ook dezelfde kant op.

ad 2. Als de afstand tussen twee reeksen gelijk is aan nul, dan gedragen beide reeksen zich identiek. Als de afstand groter is dan nul, dan gedragen beide systemen zich verschillend, maar daarbij wordt geen onderscheid gemaakt tussen verschillende vormen en gelijke vormen die een andere kant uitgaan.

ad 3. Als de eerste eigenwaarde gelijk is aan 1, dan is er sprake van volledige correlatie tussen de reeksen en gedragen alle reeksen zich gelijk, zoals in een strak en saai ballet alle dansers synchroon bewegen. Is de maat zo'n 10%, gegeven 33 tijdreeksen van 12 jaar, dan zijn de getallen random en bewegen de reeksen zich geheel los van elkaar. Als de ene tijdreeks stijgt, terwijl de andere daalt, dan komt dit tot uiting als een hoge, negatieve, koppeling.

Bijlage 5. Weegfactoren voor thema's en emissies betrokken bij het afleiden van de gewogen milieuidicatoren

In paragraaf 4.2 is een illustratie gegeven van een ontkoppelingsindicator op basis van onderling gewogen milieuindicatoren versus het BBP. Voor het wegen van de pressure-indicatoren is gebruik gemaakt van enkel verschillende methodieken die worden toegepast en in ontwikkeling zijn in de LCA (Levens Cyclus Analyse van produkten). Korte beschrijvingen van de methodieken zijn opgenomen in de bijlagen. Een overzicht en vergelijking van de verschillende methodieken is opgesteld door het Zweedse EPA (Finnveden, in prep.) Voor een uitgebreidere beschrijving wordt verwezen naar de oorspronkelijke publicaties van de methodieken.

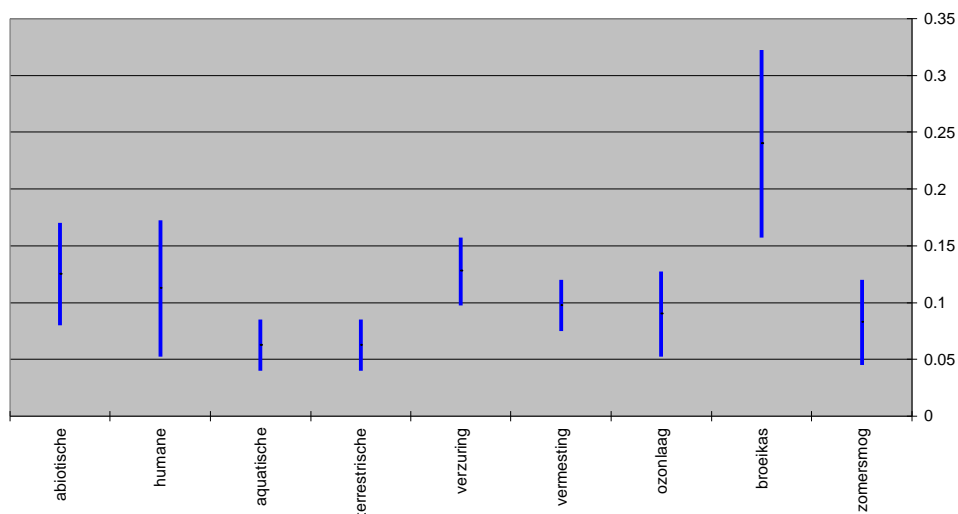
De 'impact assessment' in LCA bestaat over het algemeen uit een aantal stappen (ISO, 1998):

1. Selectie en definitie van 'impact categories', dit zijn klassen van gerelateerde effecten, zoals 'broeikaseffect', 'verzuring' e.d.
2. Classificatie, waarin de ingrepen en emissies worden toegekend aan de relevante 'impact categories'
3. Karakterisatie, dit betekent het vertalen en aggregeren van ingrepen en emissies in een 'categorie indicator', dit is een eenheid die moet worden gedefinieerd voor iedere 'impact categorie', b.v. CO₂-equivalenten voor het 'broeikaseffect'
4. Normalisatie, waarin de uitkomsten uit de karakterisatie worden uitgedrukt als een relatieve bijdrage aan een referentiewaarde, b.v. de bijdrage van het broeikaseffect ten gevolge van Nederlandse emissies aan het broeikaseffect ten gevolge van emissies wereldwijd
5. Het groeperen, dat is het sorteren en ordenen van de 'category indicators' op nominale basis of ordinale schaal
6. Weging, waarin de resultaten van de 'category indicators' of de 'normalized indicators' worden omgerekend en mogelijk geaggregeerd met behulp van een geselecteerde set van weegfactoren. De weegfactoren tussen de 'impact categories' resulteren over het algemeen in één impact score.

In de impact assessment zijn de stappen 1 t/m 4 objectieve procedures op basis van wetenschappelijke kennis en modellen. Tot en met het aggregeren van de ingrepen en emissies in milieuthema's is er sprake van een objectieve procedure. Zo wordt voor het afleiden van de karakterisatiefactoren gebruik gemaakt van verspreidings-, fate- en blootstellingsmodellen e.d.. De wegingsprocedure (stap 6) is echter een subjectieve aangelegenheid.

In de de **Problem Oriented Approach** (Heijungs et al, 1992) vindt weging plaats op het niveau van de milieuthema's. Voor de weging van de milieuthema's onderling is gebruik gemaakt van een set van weegfactoren opgesteld door een panel van deskundigen (Huppel et al, 1997).

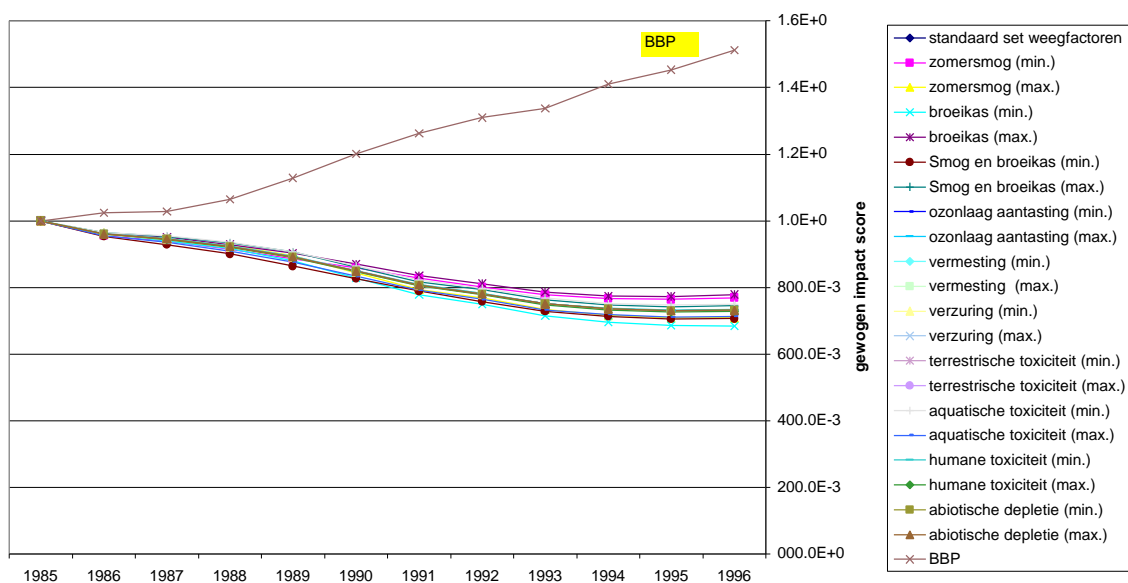
Factoren voor onderlinge weging van de milieuthema's (Huppel et al., 1997)



abiotische depletie	humane toxiciteit	aquatische ecotoxiciteit	terrestrische ecotoxiciteit	verzuring	vermesting	ozonlaag aantasting	broeikas effect	zomersmog
0.125±0.045	0.113±0.06	0.0625±0.023	0.0625±0.023	0.128±0.03	0.098±0.023	0.09±0.038	0.24±0.083	0.083±0.038

Om een indruk te krijgen in de robuustheid van de uitkomsten, gegeven de opgegeven variatie per weegfactor, is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd. Voor iedere weegfactor is gerekend met de maximum en minimum waarde. De afwijking van de standaardwaarde is daarbij naar verhouding verdeeld over de overige weegfactoren, zodat de set van weegfactoren steeds gelijk is aan de waarde 1. In onderstaande figuur is voor de opgegeven variatie in de NOGEPA weegfactoren de ontkoppelingindicator weergegeven. Uit de figuur blijkt dat de uitkomst van de ontkoppelingindicator niet erg gevoelig is voor de opgegeven onzekerheid in de weegfactoren.

De range in de gewogen impactscore volgens P.O.A +NOGEPA methodiek, bij de opgegeven variatie in de weegfactoren



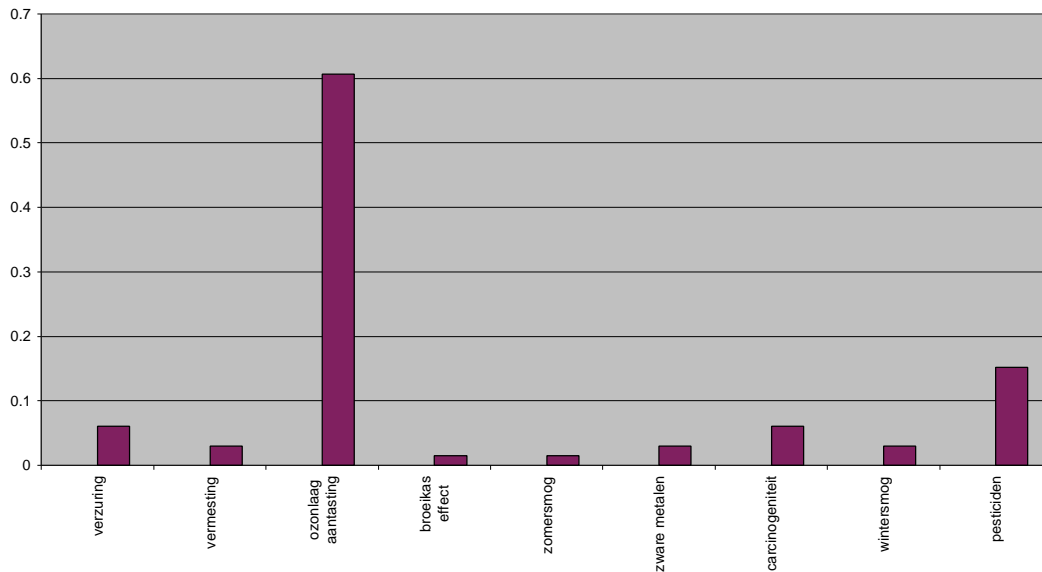
Ook in de **Ecoindicator95** (Goedkoop, 1995) vindt weging plaats op het niveau van de gedefinieerde milieuproblemen. De weegfactoren zijn tot stand gekomen door middel van de distance-to-target methode. Daarin wordt de hoogte van de weegfactor bepaald door de ratio van het huidige effect en het gedefinieerde 'toelaatbare' effect. Een panel van deskundigen heeft voor een drietal schadeposten, te weten sterfgevallen, aantasting menselijke gezondheid en aantasting ecosystemen, toelaatbare schade niveaus gedefinieerd als target-levels:

- één extra sterfgeval per miljoen inwoners per jaar
- gezondheidsklachten ten gevolge van smog periodes
- vijf procent schade aan ecosystemen (op de lange termijn)

De bovenstaande schadeniveaus zijn gelijkwaardig verondersteld, dat wil zeggen dat de schadeposten onderling zijn opgeteld zonder verdere weging tussen de schadeposten.

De bovenstaande target-levels leiden tot de onderstaande weegfactoren voor de verschillende gedefinieerde milieuproblemen.

weegfactoren voor de onderlinge weging van milieuproblemen (Goedkoop, 1995)



verzuring	vermesting	ozonlaag aantasting	broeikas effect	zomersmog	zware metalen	carcinogeniteit	wintersmog	pesticiden
0.061	0.030	0.606	0.015	0.015	0.030	0.061	0.030	0.152

In de overige methodieken zijn de weegfactoren gedefinieerd op het niveau van de emissies. Daarbij zijn de **Ecopoints** afgeleid op basis van een distance-to-target methode met als target door het beleid opgestelde emissiedoelstellingen. De weegfactoren voor de methodieken **EPS**, **ExternE** en **externalities IVM/EFTEC** zijn gebaseerd op aggregatiefactoren naar het niveau van schadeposten en weegfactoren op basis van een economische evaluatie, 'willingness-to-pay', om de schade te voorkomen of te herstellen.

In onderstaande tabel staan voor de behandelde methodieken de weegfactoren op het niveau van de emissies opgesomd. Voor de POA en ecoindicator95 zijn de 'weegfactoren' afgeleid op basis van de karakterisatiefactoren, normalisatiefactoren en weegfactoren, gebruikt voor de onderlinge weging van de milieuproblemen.

Weegfactoren op emissieniveau volgens de verschillende impact assesment methodieken voor de in de milieuindicator gehanteerde emissies. (score CO2 = 1)

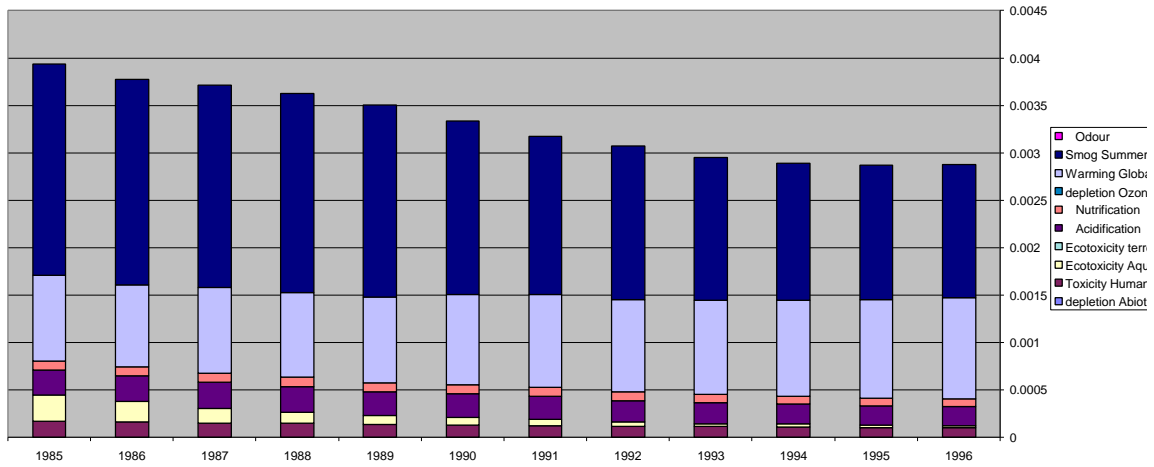
	POA	Eco-indicator95	EPS	EXTERNE+	externalities IVM/EFTEC	Swiss ECOPOINT	Norwegian ECOPOINT
Emissions into air							
Lead	4931	457143	4572				
Carbon dioxide	1	1	1	1	1	1	1
Carbon monoxide	<1		3	2			
Nitrogen oxides	100	473	6	923	259	1175	206
Sulphur dioxide	107	966	1	1268	237	639	224
VOC (unspecified)	1314	259				397	204
Dust (unspecified)		417	<1	1825	402		
Emissions into water							
Biological oxygen demand (BOD)			<1			319	
Chemical oxygen demand (COD)	5	15	<1			106	86
Nitrogen	86	288	0				2713
Phosphorus	630	2098	<1			21000	
Arsenic	2206	457143					
Cadmium	2162580	1371429					
Chromium (not specified)	10812						
Copper	21626	2286					
Lead	21649	457143					
Mercury	5406372	4571429					
Nickel	3602	228571					
Zinc	4109						
Final waste							
Municipal waste							6

Het volgende kan worden geconstateerd:

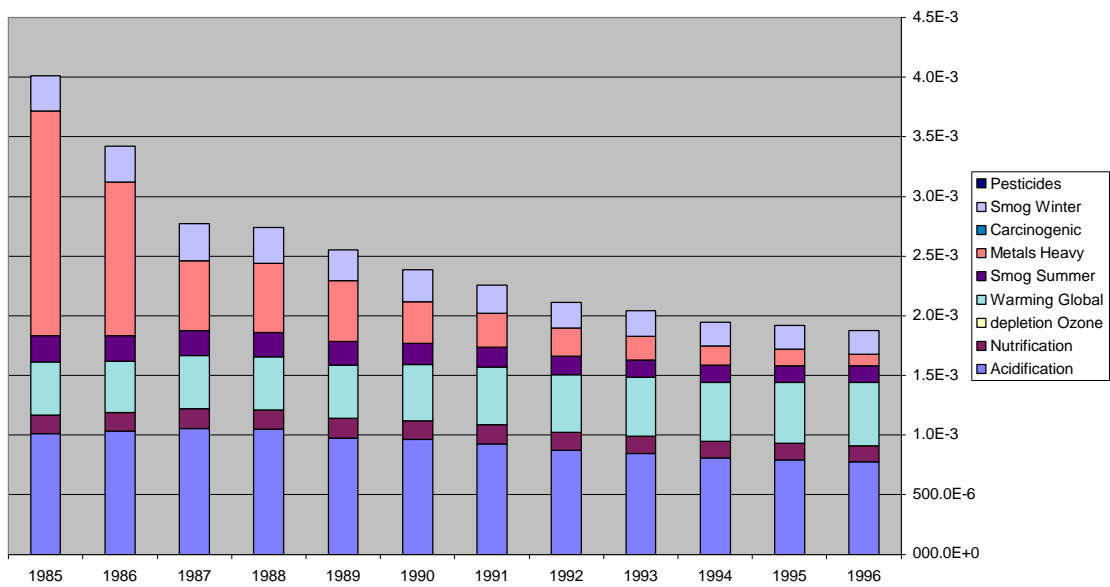
1. Er is slechts een zeer beperkt aantal emissies waarvoor in alle methodieken een weegfactor voorhande is, te weten CO2, NOx en SO2.
2. De verschillen in grootte van de weegfactoren voor één bepaalde emissie tussen de methodieken zijn groot.
3. De POA en de Ecoindicator blijken met name belang te hechten aan de emissies van zware metalen. In de overige methodieken worden de zware metalen niet meegenomen in de beoordeling.

Bijlage 6. De bijdrage van de afzonderlijke stoffen en thema's aan de score van de milieudrukindicator voor de diverse wegingsmethodieken.

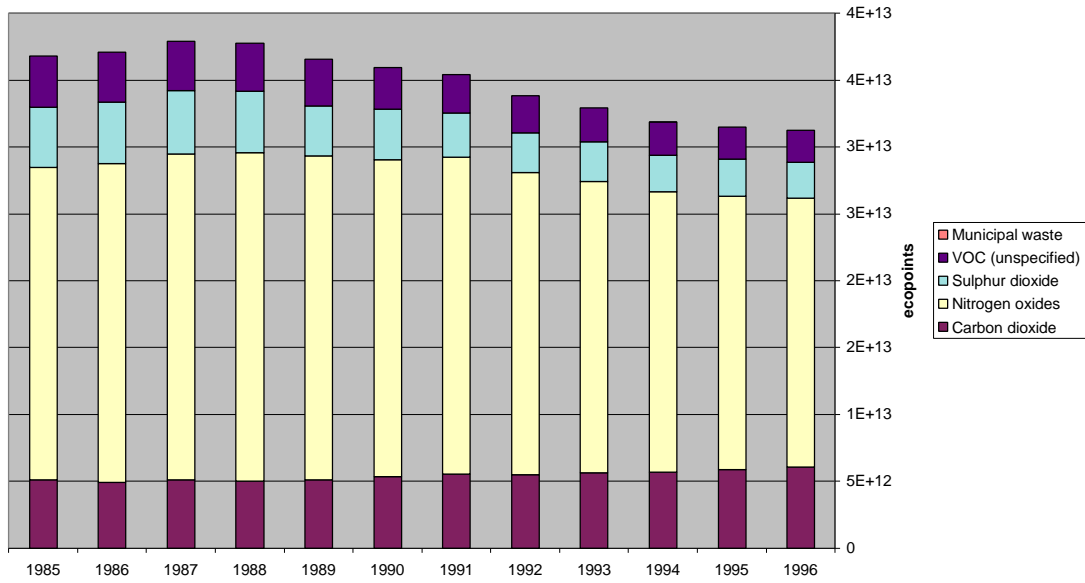
Weighted environmental impacts
Impact assessment methodology: P.O.A + NOGEPA weighting



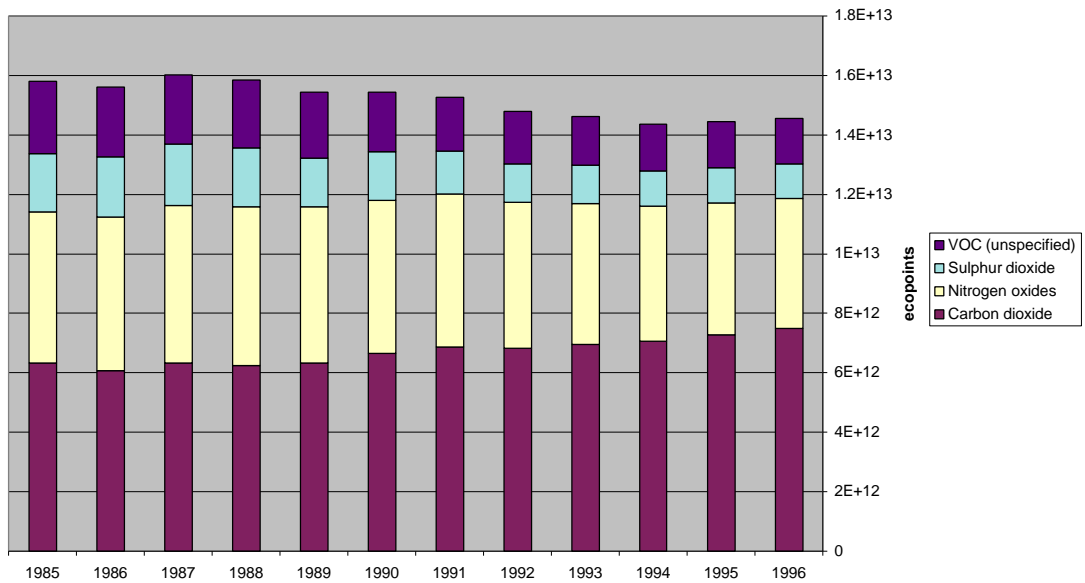
Weighted environmental impacts
Impact assessment methodology: Ecoindicator 95



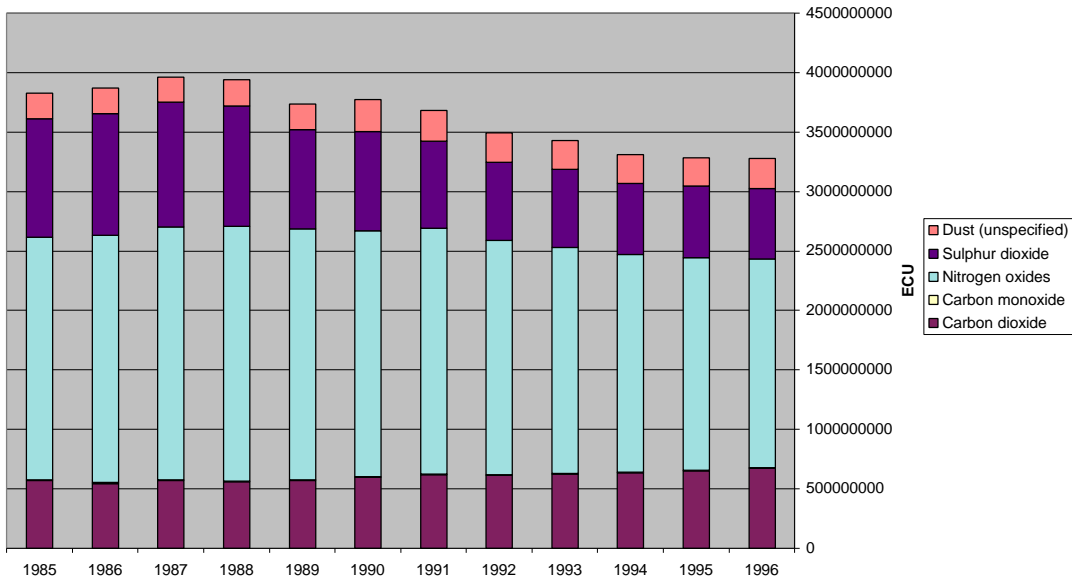
Weighted environmental impacts
Impact assessment methodology: Swiss Ecopoints



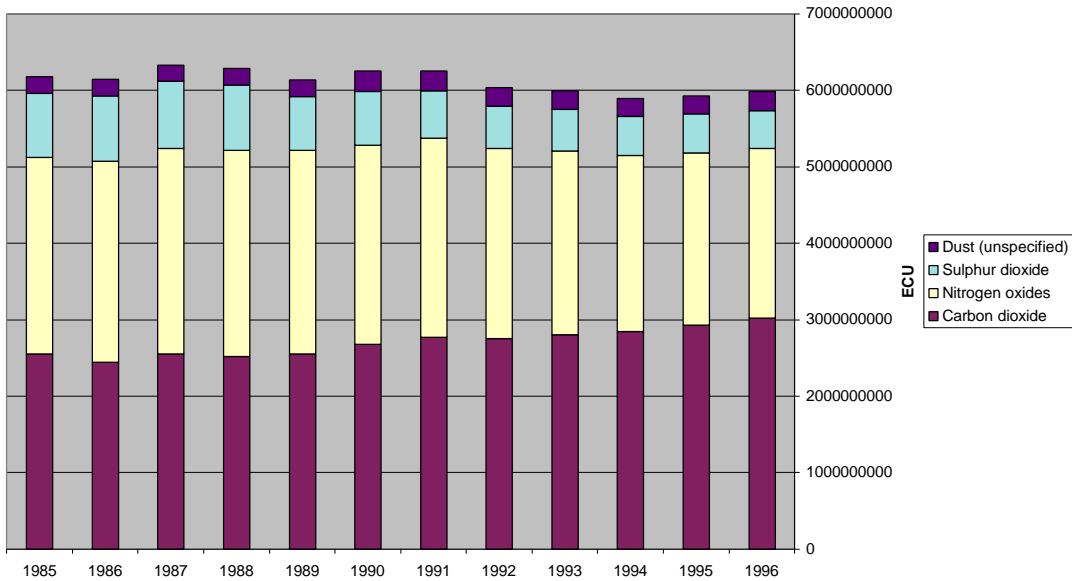
Weighted environmental impacts
Impact assessment methodology: Norwegian ecopoints



Weighted environmental impacts
Impact assessment methodology: Exter E added values



Weighted environmental impacts
Impact assessment methodology: Externalities IVM-EFTEC



Weighted environmental impacts
Impact assessment methodology: EPS (1996)

