

1 | Baten van milieumaatregelen en milieubeleid: begrippen, definities en methoden

Peter Van Humbeeck, SERV

Leo De Nocker, Luc Int Panis, Rudi Torfs, Vito

1.1 | Principes van economische waardering¹

Bereidheid tot betalen

De bepaling van de baten van een beter milieu is vanuit economische optiek niets anders dan de bepaling van het *nut* dat een schoon milieu voor de 'consument' vertegenwoordigt. 'Nut' is echter geen direct meetbare grootte, zodat naar een alternatief moet worden gezocht, dat wel meetbaar is.

Dergelijk alternatief is de *betalingsbereidheid*. Op de vrije markt komen de voorkeuren van de consument m.b.t. bepaalde goederen of diensten immers tot uiting in de vraag. Hoe groter de voorkeur voor een bepaald goed, hoe groter de som die men bereid is eraan te besteden. De betalingsbereidheid een goed of dienst is bijgevolg in principe een goede maat voor de bepaling van de baten ervan.

De betalingsbereidheid kan in principe worden uitgedrukt in hoeveelheden goederen en diensten, maar uitgedrukt in 'geld' geeft de som van de betalingsbereidheid van individuele consumenten automatisch een geldelijke indicator van de preferenties en waarden die mensen hechten aan bepaalde (milieu)goederen en diensten. *Monetaire waardering* laat tevens toe om kosten en baten van maatregelen onderling te vergelijken omdat ze dan in dezelfde eenheden worden uitgedrukt.

Hiertoe tracht men de betalingsbereidheid van een individu in te schatten via het bedrag dat hij of zij wil betalen om bepaalde negatieve milieu-effecten te vermijden of bepaalde positieve milieu-effecten te verkrijgen ('*willingness to pay*'), of via het bedrag dat hij of zij wil ontvangen opdat een bijkomende milieuverstoring vrijwillig zou worden aanvaard ('*willingness to accept*')².

Totale economische waarde

Bij het evalueren van de bereidheid tot betalen wordt de waardering door de individuen niet beperkt tot de onmiddellijk meetbare economische gevolgen. Om de milieubaten volledig te omvatten, wordt uitgegaan van een verruimde visie waarin de

¹ In bijlage is een meer formele introductie in de economische theorie van het waarderen van milieugoederen opgenomen. Hierin wordt het verband gelegd met de standaard theorie die in elk basishandboek micro-economie kan worden teruggevonden.

² In theorie leiden beide maatstaven tot hetzelfde resultaat. In de praktijk is er echter een duidelijke asymmetrie op te merken tussen WTP en WTA. Meerdere keren bleek WTP lagere resultaten te bekomen dan WTA. Hieruit kan geconcludeerd worden dat mensen meer waarde hechten aan iets dat ze verliezen dan aan iets dat ze krijgen. Veel mensen zijn niet bereid een milieuverslechtering te accepteren omdat niemand het recht heeft te vervuilen. Zij eisen dan ook zeer hoge compensaties alvorens een verslechtering te accepteren. Hiermee moet dan ook rekening worden gehouden bij de interpretatie van resultaten. Zie Jacobs, 1994.

waarde van milieu en natuur (minstens) drie componenten bevat (bv. Pearce en Turner, 1990³):

- de gebruikswaarde, die wordt verkregen door het eigenlijke, fysieke gebruik van het milieugoed in kwestie (bv. recreatie, houtproductie, ...), of indirect uit ecosysteemfuncties die de natuur vervult (bv. grondwaterreservoir).
- de optiewaarde, of de potentiële baten die het gebruik van een milieugoed in de toekomst (ook voor toekomstige generaties) eventueel kunnen opleveren;
- de bestaanswaarde, of de intrinsieke waarde die een milieu- of natuurgood heeft, los van elk daadwerkelijk of potentieel gebruik van dat goed.

Monetaire waardering

Men kan er niet vanuit gaan dat de bereidheid tot betalen voor een bepaald goed of dienst wordt volledig weergegeven door de marktprijs. De reden is dat er consumenten zijn die wellicht bereid zijn om meer te betalen dan deze prijs. In dat geval is hun 'baat' groter dan de marktprijs aangeeft. Deze extra baat wordt het consumentensurplus genoemd. De totale betalingsbereidheid voor een goed of dienst is dan ook gelijk aan de marktprijs plus het consumentensurplus. Beleidsmaatregelen die de marktprijzen doen dalen, leiden normaal tot een stijging van het consumentensurplus. De omvang van deze stijging kan worden gebruikt als een maatstaf voor de maatschappelijke baten van deze beleidsmaatregel. Monetaire waardering van milieubaten komt dan ook in feite steeds neer op het inschatten van oppervlaktes onder vraagcurves.

Slechts voor enkele milieu-effecten kan men zich hierbij op marktprijzen baseren. Dit is bijvoorbeeld het geval voor het verlies van landbouwopbrengsten of voor kosten met betrekking tot het herstel of reinigen van gebouwen. In vele andere gevallen geeft de markt geen goed beeld van de waarde van milieugoederen. Dit geldt vooral duidelijk maar niet uitsluitend voor de zgn. optiewaarden en bestaanswaarden (cfr. supra). In dergelijke gevallen worden andere waarderingstechnieken gehanteerd. Deze methoden zijn ofwel gebaseerd op prijsinformatie van markten voor aan milieukwaliteit gerelateerde goederen (zgn. *revealed preference* of indirecte methoden). Dit is bijvoorbeeld het geval voor waardevermindering van huizen omwille van geluidsoverlast. Ook de verplaatsingskosten die mensen bereid zijn te betalen om bijvoorbeeld naar een bos te gaan zijn een indicator voor de waarde die zij daaraan hechten. Ofwel zijn deze methoden gebaseerd op enquêtes die via een gerichte vraagstelling de waardering van individuen trachten in te schatten (*stated preference* of directe methoden).

Verder wordt een bondig overzicht gegeven van de beschikbare technieken om de 'individuele bereidheid tot betalen' te waarderen. Geen van deze technieken levert volledig betrouwbare resultaten op. Er zijn twee essentiële problemen aan verbonden (Maes, e.a. 1994). In de eerste plaats zijn gewone burgers vaak onvoldoende *geïnformeerd* om de milieuverstoring op een zinnige wijze te kunnen waarderen. In dat geval zal hun subjectieve 'bereidheid tot betalen' geen goede maatstaf zijn voor de reële (vaak toekomstige) gevolgen op hun welvaart. De resultaten van de

³ Zie hierover tevens Verbruggen, 1998, die in totaal 8 verschillende waardeconcepten onderscheidt.

economische waarderingstechnieken zullen in dat geval ongetwijfeld met informatie van experts moeten worden aangevuld.

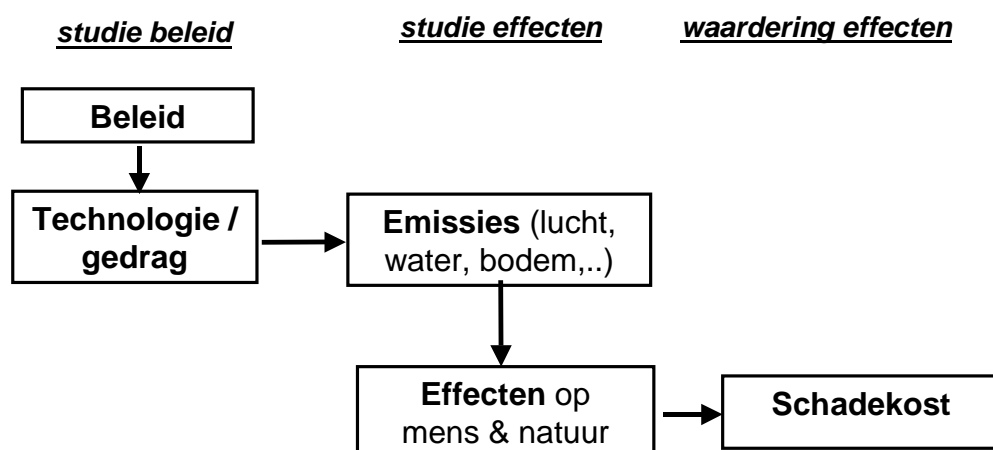
In de tweede plaats moet de ‘algemene’ bereidheid tot betalen worden bepaald door aggregatie van de verschillende individuele waarderingen. Rijkere en armere individuen zullen dezelfde milieuverstoring verschillend waarderen, omdat de rijkere individuen het zich gemakkelijker kunnen veroorloven voor het milieu te betalen. In principe kan met dit probleem rekening gehouden worden door verdelingsgewichten toe te kennen aan de verschillende inkomensklassen. In de praktijk gebeurt dit echter zelden. Het is dan ook belangrijk de *verdelingseffecten* op een andere wijze expliciet in de analyse te introduceren (EPA, 1999).

1.2 | Stappen in een economische waardering

Beleid – effect - waardering

De baten van het milieubeleid kunnen we definiëren als het verschil in milieuschadeposten voor de maatschappij voor en na het milieubeleid. Hiertoe dienen we de milieuschadeposten van een referentiescenario te vergelijken met deze van één of meerdere beleidsscenario's. De milieuschadepost definiëren we als het welvaartsverlies dat de maatschappij als geheel lijdt ten gevolge van de verontreiniging. Hiertoe moeten we voor de verschillende beleidsscenario's 3 grote stappen doorlopen (figuur 1). In de fase van de studie van het beleid moeten we de gevolgen op gedrag en technologiekeuze evalueren en de gevolgen voor de emissies van pollutanten naar lucht, water en bodem becijferen. Hiervan dienen we de effecten op mens en natuur in kaart te brengen waarna we deze effecten in geldtermen als een milieuschadepost kunnen waarderen.

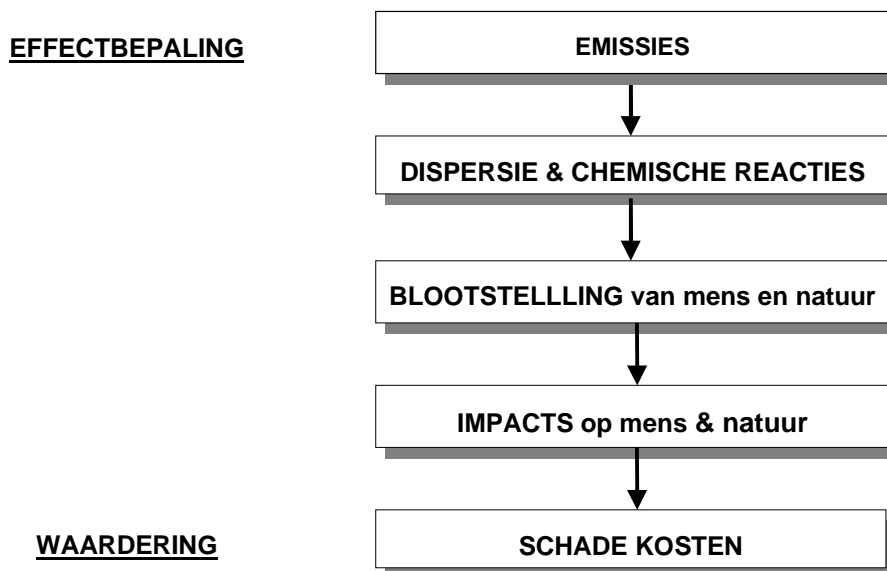
Figuur 1: Bepaling van baten van milieubeleid en milieuschadeposten



Om de milieuschade van bijvoorbeeld *luchtverontreiniging* in te schatten wordt de “schadefunctie-methode” vaak gehanteerd (figuur 2). Bij deze methode brengen we stapsgewijs in kaart hoe de verschillende geloosde pollutanten onze welvaart beïnvloeden. De methode valt uiteen in 2 grote delen. Ten eerste onderscheiden we de berekening van effecten. Hierbij brengen we in kaart hoe de geloosde pollutanten zich verspreiden, al dan niet chemische reacties ondergaan, en hoe de daaruit voortvloeiende daling van de luchtkwaliteit gevolgen heeft voor mens en natuur.

Hiertoe berekenen we de blootstelling van mens en natuur aan de pollutanten en vervolgens de gevolgen op de volksgezondheid, schade aan gebouwen, gevolgen voor de landbouw en impacts op ecosystemen. Een tweede deel betreft de waardering van deze effecten in geldtermen.

Figuur 2: De schadefunctie methode om milieuschadekosten van emissies in te schatten.



Voor de bepaling van de milieuschadekosten van typische problemen van *milieuhinder* (bijv. visuele impact) is er geen nood aan effectbepaling en kan men vrijwel onmiddellijk tot een monetaire waardering overgaan. Dit geldt ook voor een aantal *andere milieubaten* die niet aan emissies zijn gelinkt (bv. waardering van natuurgebieden).

Toch kan het ook dan belangrijk de verschillende stappen van een milieubatenanalyse te doorlopen, met name:

- Bepaling van de potentieel belangrijke batencategorieën (zie verder), via een inventarisatie van de fysieke effecten die kunnen vermeden worden via milieumaatregelen;
- Kwantificering van de significante fysieke effecten, waarbij veelal een beroep zal moeten worden gedaan op informatie uit andere disciplines op de impact op mens en natuur na te gaan;
- Schatting van de waarde van deze effecten, via economische waarderingstechnieken of het gebruik van resultaten van eerdere studies over vergelijkbare effecten.

Hoedanook stelt de kwantificering en monetarisering van vele milieubaten enorme uitdagingen, niet in het minst omdat natuurlijke systemen inherent complex zijn en de vele diensten die ze de mens bewijzen zijn ook voor de wetenschap vaak nog onontgonnen materie zijn.

Vergelijking met andere methodes

De methode, zoals voorgesteld in figuur 2, vraagt veel data en modellen en vereist dat we de hele route van emissies tot effect kennen en kunnen kwantificeren. Omdat dit niet altijd mogelijk is en/of er onvoldoende middelen voorhanden zijn om deze methode te operationaliseren worden er vaak vereenvoudigde methodes gebruikt om verschillende polluenten en/of impacts bij elkaar op te tellen en te moneteriseren.

Een eerste categorie type van vereenvoudigde methodes heeft betrekking op het onderdeel effectberekening. Als het niet mogelijk is om alle impacts in detail te berekenen kan men ook impacts op een meer arbitraire wijze toe te rekenen aan concentraties en emissies. Men kan bijv. effecten van ozonconcentraties toerekenen aan de ozonprecursoren, zonder in detail de bijdrage van deze emissies te modelleren.

Een tweede categorie betreft het gebruik van de kosten van reductiemaatregelen als indicator van de milieuschade. Deze methode bestaat erin om te berekenen welke inspanningen (in kostentermen) nodig zijn om bepaalde milieudoelstellingen te bereiken. Deze kost is dan een monetaire indicator van de 'afstand tot de milieudoelstelling' en laat toe om verschillende polluenten en problemen onderling te vergelijken, vooruitgang of achteruitgang in de tijd te meten of om verschillende scenario's onderling te vergelijken. Belangrijk is op te merken dat deze methode logischerwijze niet gebruikt kan worden om na te gaan of de kosten van een verdere terugdringing van de emissies groter of kleiner zijn dan de baten. De milieudoelstelling waartegen de afstand wordt gemeten kan ofwel politiek bepaald zijn (bijv. voor broeikasgassen) of kan wetenschappelijk onderbouwd zijn (bijv. kritische lasten voor ecosystemen). De methode kan dus zowel vrij gedetailleerd en gesofisticeerd zijn, waarbij eerst een volledige effectberekening wordt gedaan en waarbij de kosten van de maatregelen enkel gebruikt worden bij de waardering. In dit geval wordt de doelstelling geformuleerd op impactniveau (bijv. kritische lasten ecosystemen). Ze kan ook veel eenvoudiger worden toegepast waarbij de doelstelling reeds wordt bepaald op het niveau van bijv. emissies. In feite is deze methode een specifieke, monetaire toepassing van de meer algemene 'distance to target' methode die bijvoorbeeld voor levenscyclusanalyses gebruikt wordt om verschillende types van impacts en emissies onderling te wegen. De gewichten worden dan vaak toegekend door een panel van experts.

1.3 | Soorten milieubaten

Batencategorieën

Milieubaten omvatten verschillende categorieën, waaronder de invloed op de volksgezondheid, de vermeden schade aan gebouwen en gewassen, effecten voor recreatie, waterwinning, esthetische effecten, vermeden effecten op ecosystemen enz.

Tabel 1 geeft een overzicht van de belangrijkste soorten maatschappelijke baten die milieuverbeteringen opleveren of kunnen opleveren, samen met de economische waarderingmethoden die voor elke categorie zoal worden gebruikt, hoewel deze lijst niet exhaustief is.

Tabel 1: Soorten milieubaten en voorbeelden

Soorten baten	Voorbeelden	Waarderingsmethoden
Menselijke gezondheid		
Mortaliteit	Verminderd risico op sterfte als gevolg van kanker of andere acute aandoeningen	Ontwijkgedrag Hedonistische methoden Uitgedrukte voorkeuren (o.a. CVM, conjoint analyses, contingent ranking)
Morbiditeit	Verminderd risico op kanker, astma, misselijkheid,...	Ontwijkgedrag Kosten van ziekte Hedonistische methoden Uitgedrukte voorkeuren
Leefbaarheid	Smaak, geur, zichtbaarheid	Ontwijkgedrag Hedonistische methoden Uitgedrukte voorkeuren
Ecologische baten		
Vermarktbaar producten	Voorziening van water, voedsel, brandstof, vezels, hout, pels, leder,...(ook betaalde recreatie)	Markt
Niet-vermarktbaar producten: (vrije) recreatie en esthetiek	Voorziening van recreatieve mogelijkheden zoals vissen, zwemmen,... en van landschappelijke zichten	Productiefunctie Ontwijkgedrag Hedonistische methoden Vraag naar recreatie Uitgedrukte voorkeuren
Indirect vermarktbaar producten: ecosysteem diensten	Klimaatsmatiging, matiging van het aantal overstromingen, aanvulling grondwater, tegengaan erosie, voedselcyclus, biodiversiteit, bodemverrijking,	Productiefunctie Ontwijkgedrag Uitgedrukte voorkeuren
Niet-gebruik van milieugoederen: bestaans-, legaat-, en quasi-optiewaarden	Geassocieerd met de wetenschap dat bepaalde dingen bestaan of beschikbaar zijn voor komende generaties, voor anderen,...	Uitgedrukte voorkeuren
Materiaalschade		Ontwijkgedrag Markt
Bron:EPA, 1999		

Totale, gemiddelde en marginale baten

De methode zoals voorgesteld in figuur 2 kan gebruikt worden om marginale, gemiddelde en totale milieuschadecosten te berekenen. Marginale baten zijn de baten van een extra eenheid emissiereductie, en zijn hangen af van de o.a. de achtergrondconcentraties. Marginale baten kunnen verschillen van de gemiddelde baten als er niet lineaire relaties zijn m.b.t. verspreiding of bepaling van de effecten. Dit is voornamelijk het geval bij chemische reacties zoals vorming van secundaire deeltjes (zie MIRA-S 2000, deel 4.5) en vooral bij vorming van ozon (fotochemische luchtverontreiniging). Ook de effecten van luchtverontreiniging op mens en natuur verlopen niet altijd lineair. Voor landbouw kunnen zowel positieve als negatieve invloeden bestaan, afhankelijk van de achtergrondconcentraties. Voor de effecten op volksgezondheid gelden er drempelwaarden (waarbeneden er geen effecten zich geen effecten zouden voordoen) voor sommige pollutanten terwijl voor andere deze relatie lineair wordt geacht (zie MIRA-S 2000, hoofdstuk 4).

Directe en indirecte baten

Het schema in figuur 2 is beperkt tot de directe gevolgen en schade van luchtverontreiniging. Indirecte baten zijn bijv. de gevolgen van een daling van landbouwopbrengsten op de markt voor landbouwproducten, enz.

Een van de grote voordelen om verschillende soorten van milieuschade te kwantificeren in geldtermen is dat dit toelaat om erg uiteenlopende types van impacts op een gelijkaardige noemer te brengen en bij elkaar op te tellen. Dit is een grote verdienste maar we moeten ook rekening houden dat bij het optellen essentiële informatie verloren gaat.

Bruto en netto baten, verdelingsaspecten

Net als bij milieukosten kunnen we bij milieubaten bruto en netto baten onderscheiden omdat we voor sommige pollutanten en impactcategorieën we soms én kosten én baten als effect hebben. Dit is vooral het geval voor landbouw (waar afzonderlijk van de achtergrondconcentraties we zowel verlies als winst van opbrengst kunnen hebben bij dalende luchtverontreiniging) en voor het broeikaseffect dat aanleiding geeft tot zowel kosten (bijv. verhoging van dijken) als baten. Het onderscheid kan zin hebben als winnaars en verliezers niet dezelfde mensen zijn.

Een inschatting van de totale milieuschadecosten gaat meestal niet rechtstreeks in op de verdelingsaspecten van de kosten (en eventueel baten) en kijkt vanuit de maatschappij als geheel. Zo wordt er bijvoorbeeld geen onderscheid gemaakt of bijv. een gezondheidsrisico gespreid is over een grote groep mensen of regio's, dan wel geconcentreerd zijn voor een beperkte groep mensen/regio's.

Spreiding van milieuschadecosten in ruimte en tijd

Bij het inschatten van milieuschadecosten mag men in principe geen arbitraire beperking afvoeren van de tijds- of ruimteteorizon waarover impacts worden berekend. Zo worden effecten berekend voor de ganse wereld (verspreiding radioactieve stoffen, broeikaseffect) en voor vele toekomstige generaties. (bv. 10.000 jaar voor effecten van radioactiviteit). Het is wel nuttig om de milieuschadecosten in ruimte en tijd te situeren. De onderliggende hypothesen en methodes om directe, lokale impacts of verre en toekomstige impacts te berekenen kunnen immers sterk verschillen en mogen niet altijd zomaar met elkaar worden opgeteld.

1.4 | Waarderingsmethoden

In grote lijnen kunnen vier benaderingen voor economische waardering van milieubaten worden onderscheiden: meting via de markt, waardering op basis van observaties van marktgedrag, meting via interviewtechnieken en gebruik van resultaten van eerder uitgevoerde batenstudies.

Elk van deze benaderingen heeft zijn voor- en nadelen zodat de geschikte methode best geval per geval wordt geselecteerd. Ook combinaties kunnen aangewezen zijn, mits dubbelstellingen worden vermeden.

Meting via de markt

Milieuverstoring heeft soms onmiddellijke gevolgen op de productie van marktgoederen (bv. visvangst, landbouwgewassen, materialen, ...). In dat geval kan de marktprijs een goede indicator zijn van de waarde van een milieuverbetering. Deze waarde wordt dus bepaald door de goederen en diensten waarvan de prijs rechtstreeks afhankelijk is van de milieuverontreiniging.

Deze benadering is relatief eenvoudig, maar kan de werkelijke schade van milieuverontreiniging soms sterk onderschatten omdat geen rekening wordt gehouden met het nut dat eerder subjectieve aspecten van een schoon leefmilieu vertegenwoordigen voor de consument.

'Revealed preference' methoden

'Revealed preference' of indirecte methoden zijn gebaseerd op prijsinformatie van markten voor aan milieukwaliteit gerelateerde goederen. Deze methoden gaan ervan uit dat de waarde die mensen hechten aan een bepaalde milieukwaliteit op een of andere manier weerspiegeld wordt in de prijzen van substituten of complementen voor deze milieukwaliteit. Een nadeel van dergelijke waardering door observatie van marktgedrag is dat deze methoden enkel toelaten om de gebruikswaarde in te schatten en dit voor zover gewijzigd marktgedrag door milieuschade waarneembaar is. Niet-gebruikswaarden blijven buiten beschouwing.

Enkele veel gebruikte technieken in deze categorie zijn de volgende⁴:

Reiskostenmethode

De 'travel cost' methode wordt vooral toegepast op recreatie (complementair goed). is gebaseerd op de veronderstelling dat de hoeveelheid geld en tijd die mensen besteden aan het recreatief bezoeken van een gebied een goede maatstaf is voor hun bereidheid tot betalen voor de faciliteiten van dat gebied. Er wordt een verband gezocht tussen de afstanden die mensen afleggen en de frequentie waarmee ze dat doen enerzijds en de kosten van die verplaatsingen anderzijds. Deze gegevens geven aanleiding tot een vraagcurve voor deze verplaatsingen. Indien er een verband is tussen de kwaliteit van het milieu en de frequentie en/of de afstand van de verplaatsingen, kan deze vraagcurve dienen om de baten van milieuverbeteringen in te schatten.

Het gebruik van de methode kent een aantal moeilijkheden. Het bezoek wordt soms gecombineerd met andere activiteiten. Het probleem bestaat dan uit het bepalen van welk deel nu toegeschreven moet worden aan het bezoek van het recreatiegebied. Daarenboven is het zeer moeilijk tijd te monetariseren en veelal wordt het er naar toe reizen niet als een kost aanzien, maar als een onderdeel van de recreatie.

Hedonische methoden

De 'hedonic pricing' methode wordt vooral toegepast op de grond-, woning- en arbeidsmarkt. Zij is gebaseerd op het waarnemen van prijsverschillen tussen bijvoorbeeld onroerende goederen (complementair goed) die zijn toe te schrijven aan

⁴ Voor meer informatie, zie referentielijst.

bepaalde karakteristieken van de omgeving (bv. luchtverontreiniging, lawaai, ...). Met behulp van statistische technieken tracht de methode te achterhalen in welke mate het prijsverschil toe te schrijven is aan een specifiek verschil in milieukwaliteit. Met name wordt een regressie-analyse toegepast op de prijzen van de eigendommen en een aantal verklarende variabelen. De regressiecoëfficiënt van het milieukekenmerk (bijvoorbeeld luchtkwaliteit) levert informatie over de betalingsbereidheid voor dit kenmerk en wordt dan ook de hedonische prijs genoemd.

Een andere toepassing van hedonische prijsbepaling vormt de 'wage risk' methode, die wordt gebruikt voor de waardering van gezondheidseffecten. Zij trachten loonverschillen te verklaren door andere leeftijd, opleiding, bekwaamheid, locatie en milieurisico's. Aldus proberen zij te achterhalen welk bedrag individuen wensen te ontvangen als een premie op het loon (substituut) om hogere gezondheidsrisico's in het werk te aanvaarden.

Impliciet veronderstelt de methode een volledig vrije prijsvorming in een markt waarin ieder huishouden/werknemer volledig geïnformeerd is over de milieukwaliteit en risico's, wat in de realiteit niet altijd het geval is. Het kan bovendien lang duren vooraleer risico's opduiken onder de vorm van chronische ziekte, voortijdige sterfte, ...

Ontwijkgedrag

Bij de 'averting behaviour' methode wordt ervan uitgegaan dat bij een daling van de milieukwaliteit er een verschuiving zal optreden naar goederen en diensten waarvan de consument acht dat ze hem in staat stellen zich beter te beschermen tegen de milieuverontreiniging (substituten). Dit 'ontwijkgedrag' als reactie op vervuiling kan zowel preventief als curatief van aard zijn (bv. dubbele beglazing in woningen ter voorkoming van geluidshinder, luchtzuiveringsinstallaties in woningen, ...). Vanuit informatie over de omvang van dergelijke uitgaven kan dan de bereidheid tot betalen voor milieuverbeteringen worden afgeleid.

Ziektekosten methode

De 'Cost of Illness' methode meet in feite geen bereidheid tot betalen, maar berekent de directe en indirecte kosten van ziekte ten gevolge van milieuverontreiniging. Directe kosten zijn hier uitgaven voor bv. consultaties, behandeling, herstel, e.d. Indirecte kosten omvatten bijvoorbeeld het aantal dagen ziekteverzuim, verminderd arbeidsrendement, enz. De omvang van deze directe en indirecte kosten wordt vaak gebruikt als een ondergrens voor de betalingsbereidheid.

'Stated preference' methoden

'Stated preference' methoden gebruiken vragenlijsten of experimentele technieken om de bereidheid tot betalen voor een milieuverbetering in te schatten. De milieukwaliteit wordt in deze aanpak als een gewoon goed beschouwd, waarvoor dan ook een (zij het hypothetische) markt bestaat.

De meest gevolgde methode is deze van '*Contingent Valuation*'. Hierbij wordt via een enquête of interview rechtstreeks gepeild naar de prijs die mensen bereid zijn te

betalen voor welke milieukwaliteit. Soms wordt ook gebruik gemaakt van “take-it-or-leave-it” experimenten. De steekproef wordt dan onderverdeeld in subgroepen die allen een bepaalde milieuverandering voorgesteld krijgen aan een verschillende prijs op een te-nemen-of-te-laten basis. De substitutie tussen milieukwaliteit en geld komt tot uiting in zogenaamde “trade-off” experimenten. Combinaties van milieukwaliteit en andere goederen of cash geld worden aan de ondervragers voorgelegd.

‘Stated preference’ methoden bieden het voordeel dat ze toepasbaar is op bijna het ganse spectrum van beleidsmaatregelen en bovendien in veel gevallen de enige mogelijke techniek is voor de schatting van bepaalde milieubaten. Mits zorgvuldige formulering laten zij toe de totale economische waarde (gebruikswaarde, optiewaarde en bestaanswaarde) in te schatten.

Er zijn echter ook potentiële problemen verbonden aan deze methoden. Vaak weigeren heel wat mensen deel te nemen aan de enquête uit protest tegen de vraagstelling. Rechtstreekse vragen naar hun betalingsbereidheid blijken voor respondenten ook soms zeer moeilijke vragen te zijn waarvan de antwoorden bovendien worden beïnvloed door de gebruikte formulering, de wijze van betalen, de informatie die men vooraf krijgt, ... Dit is zeker het geval wanneer de respondenten ondervraagd worden over een milieuprobleem waarmee zij niet vertrouwd zijn. Bovendien vormen de antwoorden op een enquêtevraag niet altijd een goede voorspelling van het reële gedrag. Er is bijvoorbeeld de mogelijkheid van strategisch gedrag bij de respondenten. Enerzijds is het mogelijk dat respondenten vrezen dat de bijdrage die zij moeten betalen afhankelijk is van hun antwoord zodat zij hun waardering gaan onderschatten. Anderzijds kunnen de respondenten die de schade als ernstig ondervinden hun waardering sterk overdrijven in de hoop zo de gemiddelde waardering op te drijven.

‘Benefit transfer’

‘Benefit transfer’ of het gebruik van resultaten van eerder uitgevoerde batenstudies, kan een goed alternatief zijn voor één van de voorgaande methoden. In plaats van de primaire data te verzamelen, gaan ‘benefit transfer’ benaderingen verder op informatie uit bestaande studies waarin die deze methoden werden toegepast.

Het voordeel hiervan ligt voor de hand. Originele studies zijn vaak tijdrovend en duur zodat ‘benefit transfer’ de tijd en middelen die noodzakelijk zijn voor het ramen van milieubaten van bepaalde maatregelen kunnen verminderen. ‘Benefit transfer’ is echter in principe altijd minder nauwkeurig dan een originele, op de specifieke situatie toegespitste batenstudie, maar kan een goed alternatief zijn in gevallen waar reeds talrijke, kwalitatief hoogstaande batenstudies beschikbaar zijn en in gevallen waar de orde van grootte belangrijker is dan de precieze omvang van de baten.

1.5 | Toepassingsgebied voor economische waardering

Economische waardering van milieubaten levert informatie op die op verschillende vlakken bruikbaar is. We noemen er vier (vgl. met Navrud en Pruckner, 1999).

Kosten-batenanalyses

In de VS is een kosten-batenanalyse en dus ook een voorafgaandelijke monetaire schatting van de schade- en van de reductiekosten reeds sinds 1981 vereist bij elke belangrijke beleidsingreep inzake milieu. Ook in andere landen wordt meer en meer gebruik gemaakt van kosten-batenanalyse bij de totstandkoming en evaluatie van milieubeleid en milieureglementering, onder meer in de, EU, het Verenigd Koninkrijk, Canada, Noorwegen, Zweden, Australië, (zie Jacobs, 1997, OECD, 1996b, RPA 1998). Dit heeft tot een sterke impuls voor economische waardering van milieubaten geleid.

Internalisering van externe kosten

Een tweede belangrijke impuls komt voort uit de vraag naar schattingen van 'externe milieukosten' (t.t.z. milieuschadekosten). Deze vindt zijn oorsprong in het groeiende inzicht dat de allocatie van goederen, diensten en productiefactoren in de economie slechts efficiënt kan gebeuren via prijzen waarin ook de veroorzaakte milieuschade wordt gereflecteerd. Schattingen van de (marginale) milieubaten worden dan ook gebruikt voor beleidsmaatregelen zoals heffingen die zijn gericht op het 'internaliseren' van de milieuschade in de prijzen.

Aansprakelijkheid voor milieuschade

In de V.S. worden monetaire ramingen van de veroorzaakte milieuschade gehanteerd voor het bepalen van de schadevergoeding bij ongevallen (cfr. het Exxon Valdez voorbeeld). In Europa is dit gezien het verschillend juridisch kader voorsnog niet het geval. Merk op dat voor schadevergoeding schattingen van de *totale* baten nodig zijn, in tegenstelling tot de ramingen van *marginale* baten bij internalisering van externe kosten.

Milieu-accounting

Een laatste belangrijke impuls is afkomstig uit initiatieven inzake 'groene boekhouding', waarbij metingen van de milieuschade worden gebruikt om de informatie uit nationale rekeningen te vervolledigen of om een of ander vorm van 'groen BNP' op te stellen.

Referenties

- Bogaert, G., V. Brion, e.a. (2000). Prioriteitenstelling voor ambtshalve bodemsanering. Draft Eindrapport. Antwerpen, Ecolas.
- Coopers & Lybrand/CSERGE (1996). Methodology for Valuing Environmental Impacts. In 'Cost-Benefit Analysis of the Different Municipal Solid Waste Management Systems: Objectives and Instruments for the Year 2000'. Appendix I. Brussels, European Commission, 1996.
- Cummings, R.G., D.S. Brookshire en W.D. Schulze (1986). Valuing environmental goods. Savage, Rowman and Allenheld.
- EPA (1999). Guidelines for Preparing Economic Analyses, SAB Review draft. Washington, D.C., U.S. EPA.

- Freeman, A.M. (1993). The measurement of environmental and resource values: theory and methods. Washington DC, Resources for the Future.
- Hanley, N. and C. Spash (1993). Cost-Benefit Analysis and the Environment. London, Edward Elgar.
- Jacobs, M. (1994). The limits to neoclassicism: towards an institutional environmental economics. In Redclift, M. en Benton, T. : Social theory and the global environment, Routledge, London-new York.
- Jacobs, S.H. (1997) An overview of regulatory impact analysis in OECD Countries. In OECD (1997). Regulatory Impact Analysis. Best practices in OECD Countries. Paris, OECD.
- Johansson, P.O. (1987). The economic theory and measurement of environmental benefits. Cambridge, Cambridge University Press.
- Kneese, A.V. (1984). Measuring the benefits of clean air and water. Washington DC, Resources for the Future.
- Kuik, O.J., F.H. Oosterhuis, e.a. (1992). Assessment of Benefits of Environmental Measures. London/Dordrecht/Boston, Graham & Trotman.
- Maes, J., S. Proost en E. Schokkaert (1994). Economische waardering van milieuschade. In Milieu- en natuurrapport Vlaanderen - Leren om te keren. A. Verbruggen (red). Leuven/Apeldoorn, Garant, 1994.
- Navrud, S. and G. Pruckner (1999). Environmental Valuation. To use or not to use ? A comparative study of the United States and Europe. Paper presented at the Conference "Governing Our Environment. Linz, Austria.
- OECD (1992). Benefits estimates and environmental decision making, Paris, OECD.
- OECD (1994). Project and Policy Appraisal: integrating economics and environment. Paris, OECD.
- OECD (1995). The Economic Appraisal of Environmental Project and Policies: a Practical Guide. Paris, OECD.
- OECD (1996). Overview of Regulatory Impact Analysis in OECD Countries, Paris, OECD.
- Pearce, D. en A. Markandya (1989). The Benefits of Environmental Policy. Paris, OECD.
- Pearce, D. en K. Turner (1990). Economics of Natural Resources and the Environment. Baltimore, The Johns Hopkins University Press.
- Pearce, D., A. Markandya en E.B. Barbier (1989). Blueprint for a green economy. London, Earthscan Publications.
- RPA (1998). Risk & Policy Analysts Ltd. Economic Evaluation of Environmental Policy and Legislation. Brussels, European Commission (DG III).
- Schokkaert, E. (1991): Het spanningsveld tussen economie en ecologie, in Selling, J.(red): Christenen en Samenleving, Uitgeverij Kok, Kampen, pp. 119-152.
- Smith, V.K. en W.H. Desvousges (1986). Measuring water Quality Benefits. Boston/Dordrecht/Lancaster, Kluwer.
- Verbruggen, A. (1998). Onderzoeksrichtlijnen Milieu en Economie in Vlaanderen. Brussel, MiNa-Raad.

Bijlage: Inleiding tot de economische theorie van waardering van milieugoederen

Nut

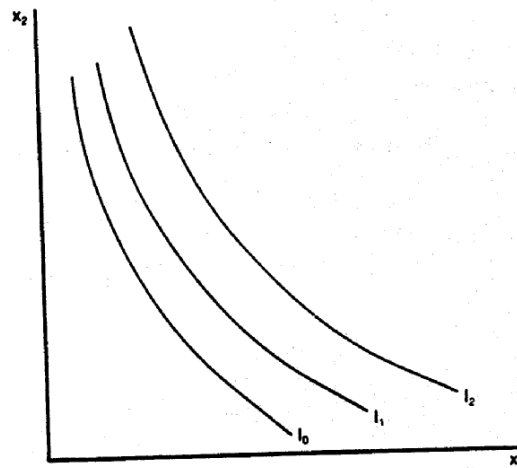
Beschouwen we een pakket van n consumptiegoederen. Elke mogelijke combinatie van de n goederen kan naar voorkeur worden gerangschikt ten opzichte van elke andere combinatie. Deze voorkeur is een uitdrukking van het nut dat het beschouwde goederenpakket vertegenwoordigt, zodat aan elk punt in de genoemde n -dimensionele ruimte een nuttigheidswaarde kan worden verbonden.

Een aantal combinaties genieten dezelfde voorkeur van de consument. De verzameling van combinaties die de consument gelijkwaardig acht, wordt in de n -dimensionele ruimte van goederencombinaties of -bundels voorgesteld door een zgn. indifferentievlak. De consument is voor elke goederenbundel binnen deze verzameling van bundels onverschillig of 'indifferent' ten overstaan van elke andere bundel binnen dezelfde verzameling.

In de n -dimensionele ruimte worden alle goederenbundels bijgevolg gerangschikt volgens voorkeur door ze te groeperen in indifferentievlakken. De indifferentievlakken ordenen de goederencombinaties volgens de preferenties van de consument. Men noemt deze ordening van voorkeuren het preferentieveld van de consument.

Wordt het aantal goederen beperkt tot 2, dan worden de indifferentievlakken herleid tot een kromme in het vlak gevormd door het assenstelsel waarop de hoeveelheden van goed 1 (x_1) en van goed 2 (x_2) worden uitgezet: de zgn. *indifferentiecurve*. Deze tweedimensionele voorkeursordering kan grafisch worden weergegeven (zie figuur B.1)

Figuur B.1: de indifferentiekromme



figuur 4.1: de indifferentiekromme

Als algemene eigenschappen van indifferentiekrommen gelden:

- . ze zijn continu;
- . ze hebben een negatieve helling;
- . ze snijden of raken elkaar nooit;
- . ze zijn convex naar de oorsprong;
- . hoe verder van de oorsprong gelegen, hoe groter het totaal nut dat ze vertegenwoordigen.

Voorkeuren kunnen echter ook door middel van een numerieke waarde worden aangegeven. Aan elke indifferetiekromme kan m.a.w. een getal worden toegekend dat groter wordt naarmate voorkeur voor of m.a.w. de nuttigheid van een verzameling indifferente goederencombinaties (voorgesteld door de indifferetiecurve) toeneemt. Dit getal wordt het totale *nut* genoemd dat betreffende goederencombinatie voor de consument vertegenwoordigt. De functie die deze waarde genereert wordt navenant de *nutsfunctie* genoemd. De nutsfunctie voor een preferentieveld van n consumptiegoederen kan worden geschreven als:

$$u = u(x_1, x_2, \dots, x_n)$$

Indifferentievlakken of, zoals zij in deze context ook kunnen worden genoemd: isonutsvlakken stellen de verzameling voor van alle combinaties van de goederen 1 tot n die de consument eenzelfde totaal nut verschaffen. Hierna wordt de verdere analyse beperkt tot 2 goederen en wordt nog enkele gesproken over *indifferentie- en isonutskrommen*.

De *substitutieverhouding* van goed 2 door goed 1 is de hoeveelheid van goed 2 die een consument minder moet verbruiken om bij een bijkomende eenheid van verbruik van goed 1 hetzelfde totale nut te genieten. In de limiet (waarbij de toename van het verbruik van goed 1 infinitesimaal klein wordt), wordt deze verhouding gelijk aan de *marginale substitutiegraad* (MSG). De MSG is de hoeveelheid van goed 2 die de consument wil afstaan om een marginale hoeveelheid van goed 1 meer te kunnen verbruiken zonder dat daardoor het totale nut van beide goederen verandert. Deze wordt gegeven door de absolute waarde van de eerste afgeleide van de indifferetiekromme en is dus in elk punt van de kromme gelijk aan de absolute waarde van de richtingscoëfficiënt van de raaklijn aan de indifferetiecurve.

$$MSG = dx_2 / dx_1$$

Er wordt aangenomen dat elke consument streeft naar een maximalisatie van het eigen nut. Dit betekent dat hij zijn consumptiepakket zo samenstelt dat deze voor hem een maximale welvaart genereert. Hij wordt in dit streven naar nutsmaximalisatie echter beperkt door het hem beschikbare budget en door de hoogte van de prijzen van de goederen in kwestie. Deze *budgetrestrictie* wordt gegeven door:

$$P_1 * x_1 + P_2 * x_2 + \dots + P_i * x_i = Y$$

met P_1, P_2, P_i : Prijs van goed 1, goed 2, goed i
 x_1, x_2, x_i : hoeveelheid van goed 1, goed 2, goed i
 Y : beschikbaar inkomen, bestedingen

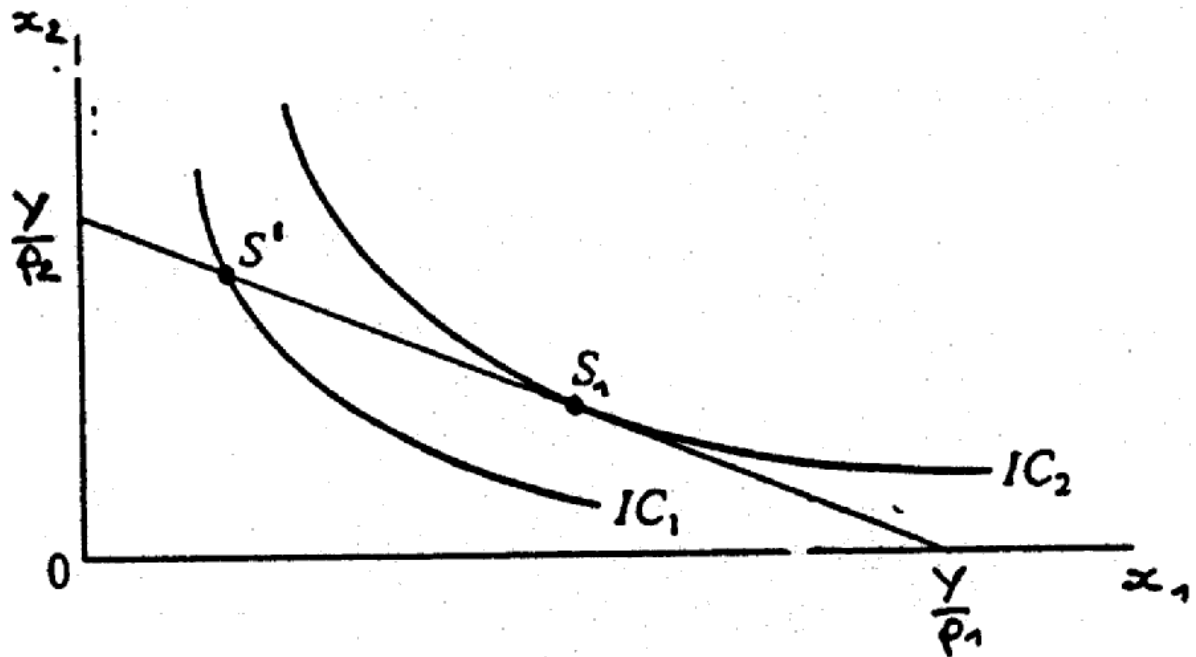
In het geval waarbij slechts twee (combinaties van) goederen worden beschouwd, is dit de vergelijking van een rechte in het assenstelsel x_1, x_2 , anders te schrijven als:

$$x_2 = Y/P_2 - P_1/P_2 * x_1$$

Men noemt deze rechte de *budgetlijn* (zie figuur B.2)

Waar de *indifferentiekromme* de goederenbundels aangeeft die de consument zou bereiken, geeft de *budgetlijn* de goederencombinaties die door de consument *kunnen* worden bereikt met het hem beschikbare budget.

Figuur B.2: budgetrestrictie



In deze grafiek wordt de vanuit het oogpunt van welvaartsmaximalisatie wenselijke goederencombinatie weergegeven door het punt waar de budgetlijn aan een indifferentiecurve raakt. Deze kromme (IC_2 in figuur B.2) geeft de hoogte van het verwezenlijkte maximum nut aan. Elke andere goederencombinatie (S' in figuur B.2) geeft aanleiding tot een lagere behoeftebevrediging (cf. IC_1 in figuur B.2).

In het punt dat het maximaal bereikbare totale nut vertegenwoordigt, is de negatieve waarde van de marginale substitutieverhouding (de mate waarin goed 2 door goed 1 kan worden gesubstitueerd bij gelijkblijvend totaal nut) gelijk aan de richtingscoëfficiënt van de budgetlijn, zijnde de verhouding van de prijzen:

$$p_1/p_2 = -dx_2/dx_1$$

Milieu-nutsfuncties

Het nut dat mensen betrekken uit een bepaalde situatie, wordt niet enkel bepaald door de mogelijkheid om bepaalde goederen in bepaalde hoeveelheden te kunnen consumeren. Ook andere, niet-geprijsde factoren bepalen mee de welvaartstoestand van de consument. Milieukwaliteit is zo'n factor.

Over het algemeen beschouwt men in de welvaartstheorie milieukwaliteit als een publiek goed, dat geproduceerd wordt door de overheid (via het milieubeleid) en waarvan de 'consumptie' net als deze van zgn. private goederen aanleiding geeft tot een bepaald nut. Een publiek goed verschilt hierin van private goederen dat verbruik van een bepaalde hoeveelheid ervan niet betekent dat dit goed voor andere 'consumenten' in mindere mate beschikbaar is.

Gezien de hoger beschreven maatstaven voor de bepaling van de baten van een milieubeleid ook voor publieke goederen gelden, heeft men meteen de beschikking over een instrument om de baten van een 'schoon milieu' te meten.

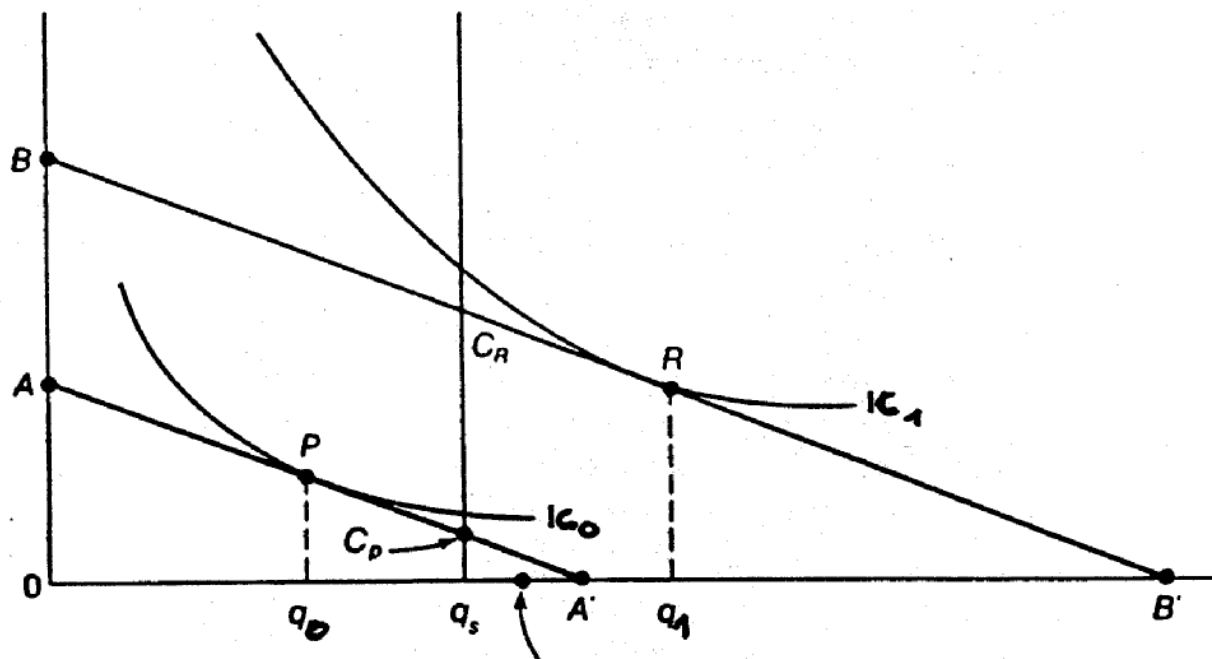
Er zal een preferentieveld bestaan waarin naast de consumptie van goederen en diensten ook milieukwaliteit figureert. Dit preferentieveld wordt bepaald door een nutsfunctie van de vorm:

$$u = u(x, q)$$

met u totaal nut
 x consumptie van private goederen
 q milieukwaliteit

In figuur B.3 wordt een dergelijke, hypothetische nutsfunctie door indifferentiekrommen voorgesteld.

Figuur B.3: een milieunutsfunctie



Aan de hand van deze krommen is het mogelijk het belang dat door verschillende groepen van consumenten aan milieu wordt gehecht in te schatten.

Uit de configuratie in figuur B.3 kan bijvoorbeeld worden afgeleid dat de consument wiens maximale indifferentieniveau door zijn of haar budget wordt beperkt tot de curve IC_0 een milieukwaliteit q_0 optimaal acht, terwijl een consument met een groter besteedbaar inkomen aan milieukwaliteit q_1 de voorkeur zal geven.

De marginale substitutieverhouding bepaalt in elk punt van de indifferentiekromme welke offers men in termen van consumptie bereid is te doen voor een verbetering van de milieukwaliteit.

Betalingsbereidheid

De marginale substitutiegraad van de 'milieu-indifferentiekrommen' kan worden beschouwd als een maatstaf voor de kwantificering van de baten van een verbeterde milieukwaliteit en dus van een milieubeleid. Deze geeft echter enkel de relatieve baten van een milieuverbetering tegenover deze van de private goederenconsumptie.

Om kosten en baten met elkaar te kunnen vergelijken en zo de netto-welvaartseffecten van een verandering in milieukwaliteit te kunnen bepalen, moeten deze laatste ook in monetaire eenheden kunnen worden uitgedrukt. Monetaire baten worden in de welvaartstheorie gemeten door de betalingsbereidheid van de consument. Deze betalingsbereidheid wordt benaderd resp. gemeten door het consumentensurplus, de compenserende variatie en de equivalente variatie.

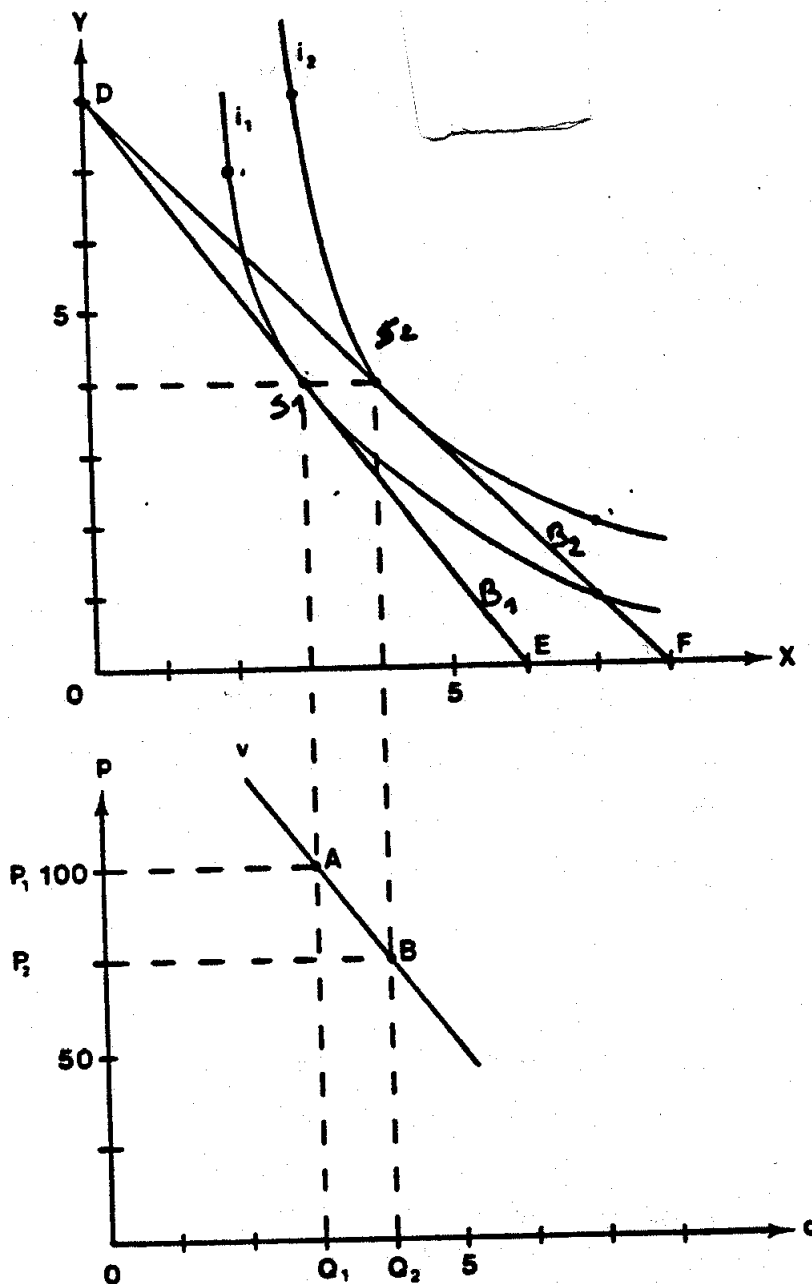
Consumentensurplus

Van de individuele indifferentiecurven kunnen de individuele vraagcurven voor een bepaald goed (of voor de milieukwaliteit) worden afgeleid.

Vraagcurven geven weer welke hoeveelheden de consument van een goed zal afnemen (welke milieukwaliteit hij zal wensen) bij een bepaalde prijs. Andersom weerspiegelt deze curve de prijs die men bereid is te betalen voor een bepaalde hoeveelheid van het goed in kwestie (voor een bepaalde milieukwaliteit).

Transformeren we milieunutsfuncties naar vraagcurven, dan kunnen we daaruit de prijs afleiden die men bereid is te betalen voor elke milieukwaliteitswaarde.

Figuur B.4: Indifferentiekrommen en Marshall-vraagkromme



Zgn. *Marshall-vraagcurves* voor een bepaald goed worden uit indifferentiecurves afgeleid door de prijs van het goed in kwestie te laten variëren en telkens te bepalen welke de consumptie van dat goed is bij het door de budgetrestrictie (het bestede inkomen) beperkte maximale nut (dat bij prijsdalingen resp. stijgingen zal toenemen of afnemen).

Grafisch laten we hiervoor de budgetlijn rond zijn snijpunt met de ordinaat (indien we de milieukwaliteit op de abscis uitzetten) roteren (cf. figuur B.4: $B_1 \rightarrow B_2 \rightarrow B_3$). In elke stand van de budgetrechte noteren we de optimale milieukwaliteit (abscis van het raakpunt aan de hoogst bereikbare indifferentiecurve; cf. fig. B.4 punten S_1, S_2, S_3) en de prijs (richtingscoëfficiënt van de budgetrechte maal prijs van de geaggregeerde consumptie in de ordinaat).

Een set van indifferentiekrommen (die elk overeenstemmen met een bepaald nutsniveau) wordt op die manier getransformeerd naar een set vraagcurven (die eik overeenstemmen met een bepaald bestedingsniveau).

De transformatie van nutsfunctie naar vraagfunctie kan ook onder analytische vorm worden geschreven:

Gegeven de nutsfunctie,

$$\begin{aligned} U &= U(q, x) \\ &= U(q, Y/p_x - p \cdot q) \\ &= U(q, pq, Y) \end{aligned}$$

met p_x geaggregeerde prijs van de consumptiegoederen
 p_q betalingsbereidheid voor milieukwaliteit

kan de vraagfunctie worden geschreven als:

$$p_q = p_q(u, y^0, q)$$

met u het nutsniveau
 q milieukwaliteit
 y^0 inkomen, bestedingen (constante per vraagkromme)

De individuele vraagkromme drukt uit voor welke prijs de consument bereid is een extra eenheid van het beschouwde goed te verbruiken. De ligging van de individuele vraagkrommen van een goed wordt bepaald door de prijs van de private goederen (p_x) waarop de indifferentiekrommen betrekking hebben, door het besteedbaar inkomen (y^0) en door het preferentieschema (u) zelf van de consument.

Uit de individuele vraagcurves van alle consumenten kan de marktvaart worden afgeleid onder vorm van een geaggregeerde vraagcurve.

Er werd hoger reeds gesteld dat de baten van een goed (van een bepaalde milieukwaliteit) overeenstemmen met de betalingsbereid van de consument voor dat goed (voor die milieukwaliteit).

Vraagcurves zijn de weergave van deze betalingsbereidheid. Geeft de vraagcurve de marginale prijs die de consumenten voor de aanschaf van een bepaald goed (voor een bepaalde milieukwaliteit) bereid zijn te betalen, dan worden de totale baten van de consumptie van een hoeveelheid q' (van een milieukwaliteit q') benaderd door de totale oppervlakte onder de vraagcurve in figuur B.5, links van de verticale doorheen ($q', 0$).

De consument zal, om een bepaald goed te kunnen aanschaffen (of, in ons geval, om van een bepaalde milieukwaliteit te kunnen genieten), niet enkel *bereid* zijn te betalen, hij zal ook werkelijk *moeten* betalen (in het geval het om de milieukwaliteit gaat bijvoorbeeld via een milieuheffing).

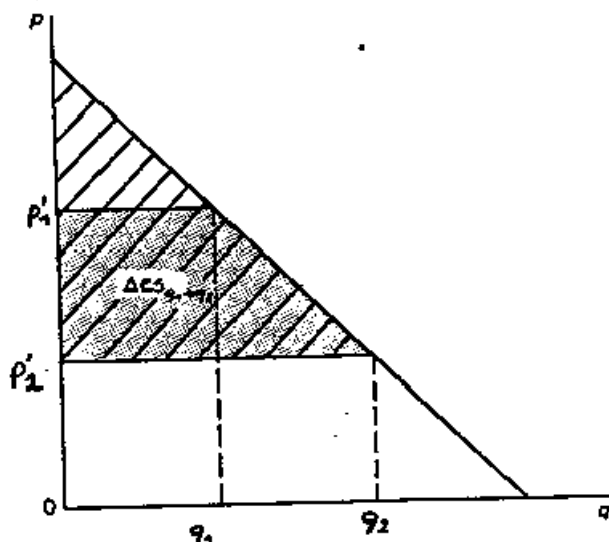
Deze 'marktprijs' (p in figuur B.5) die voor alle consumenten geldt, zal echter niet voor alle consumenten overeenstemmen met hun betalingsbereidheid.

De netto-baten consumenten (zowel individueel als geaggregeerd) van de aanschaf van het beschouwde goed (van een bepaalde milieukwaliteit) worden dan ook gegeven door het verschil tussen enerzijds wat de consumenten zelf bereid zijn te betalen voor een bepaalde hoeveelheid van het goed in kwestie (van de milieukwaliteit) en anderzijds de betaalde prijs.

Deze waarde wordt het *consumentensurplus* (CS) genoemd. Het CS is de geldwaarde van het nut dat de consument wint indien de marktprijs van een goed kleiner is dan de prijs die de verbruiker bereid zou zijn te betalen voor het goed. Op de figuur B.4 is het CS voor de situatie q_2 gelijk aan de grootte van het oppervlak begrensd door vraagcurve aan de bovenzijde en door de hoogte van de 'marktprijs' aan de onderzijde (totale gearceerde oppervlak in figuur B.5).

De baten van een toename van de milieukwaliteit ($q_1 \rightarrow q_2$) worden gegeven door de toename van het consumentensurplus (CS in figuur B.5).

Figuur B.5: Baten van milieukwaliteit: het consumentensurplus



Compenserende en equivalente variatie

De betalingsbereidheid voor een schoon milieu kan op nog een andere manier worden geïnterpreteerd, naast het consumentensurplus. Maatstaven voor de betalingsbereidheid zijn de zgn. *compenserende* en de *equivalente variatie* (CV & EV).

Voor de bepaling van CV en EV kan eveneens gebruik gemaakt worden van vraagfuncties, zij het in dit geval niet van de hierboven beschreven Marshall-vraagfuncties, maar van zgn. *Hicks' gecompenseerde vraagfuncties*.

Anderzijds kunnen CV en EV worden bepaald aan de hand van zgn. *bestedingsfuncties* ('expenditure functions').

Gecompenseerde vraagfuncties

Gecompenseerde vraagfuncties worden net als Marshalliaanse afgeleid van indifferentiekrommen. Ze geven de relatie weer tussen prijs en gevraagde hoeveelheid, waarbij nu echter wordt uitgegaan dat de met elk punt van de vraagkromme eenzelfde nutsniveau overeenstemt (waar dat bij de Marshalliaanse krommen een constant bestedingsniveau was).

Gecompenseerde vraagfuncties zijn dan ook van de vorm:

$$P_q = p_q(u^\circ, Y, q)$$

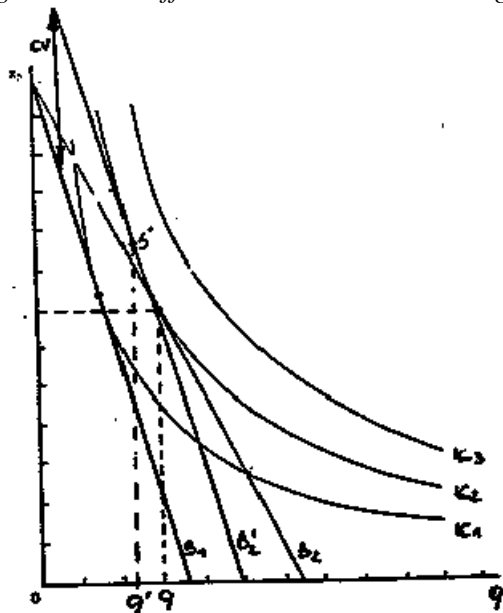
met u° het nutsniveau (constant voor elke vraagkromme)
 q milieukwaliteit
 Y inkomen, bestedingen

Nagegaan wordt welke stijgingen of dalingen van de bestedingen in termen van nut hetzelfde effect ressorteren als prijsdalingen resp. prijsstijgingen. In concreto gaat dat als volgt in zijn werk:

Men laat de prijs van het goed in kwestie (van de milieukwaliteit) stijgen. Dit heeft bij gelijkblijvende bestedingen een daling van het nut tot gevolg, in de figuur B.6 voorgesteld door een rotatie van de budgetlijn (cf. figuur B.6: $B_2 \rightarrow B_1$), zodat ze aan een lagere Indifferentiekromme (IC_1) raakt. Deze nutsdaling kan echter worden gecompenseerd door de bestedingen te laten stijgen. Grafisch betekent dit een evenwijdige verschuiving van de budgetlijn van de oorsprong weg tot deze de oorspronkelijke indifferentiekromme opnieuw raakt ($B'_1 \rightarrow B_2$). In dit nieuwe raakpunt (S') geldt natuurlijk een verschillende goederenbundel van de originele. De hoeveelheid van het goed waarvan de prijs werd verhoogd zal met name zijn verkleind ($q \rightarrow q'$). In de gecompenseerde vraagcurve wordt deze nieuwe hoeveelheid uitgezet tegen de nieuwe prijs, die uit de helling van de budgetlijn wordt afgeleid.

De nieuwe budgetlijn geeft de bestedingen aan nodig om bij de prijsstijging hetzelfde nutsniveau te behouden. Het verschil tussen de originele bestedingen en de bestedingen nodig om bij een prijsstijging toch hetzelfde nutsniveau te bereiken is per definitie gelijk aan de *equivalente variatie* (EV). Deze grootheid geeft met andere woorden weer welke extra bestedingen nodig zijn om bij een prijsstijging geen nutsverlies te lijden of nog welke som geld de consument in compensatie van een prijsstijging moet toegestopt krijgen om zijn welvaartsniveau te kunnen handhaven.

Figuur B.6: Indifferentiekrommen en Hicks' gecompenseerde vraagkrommen

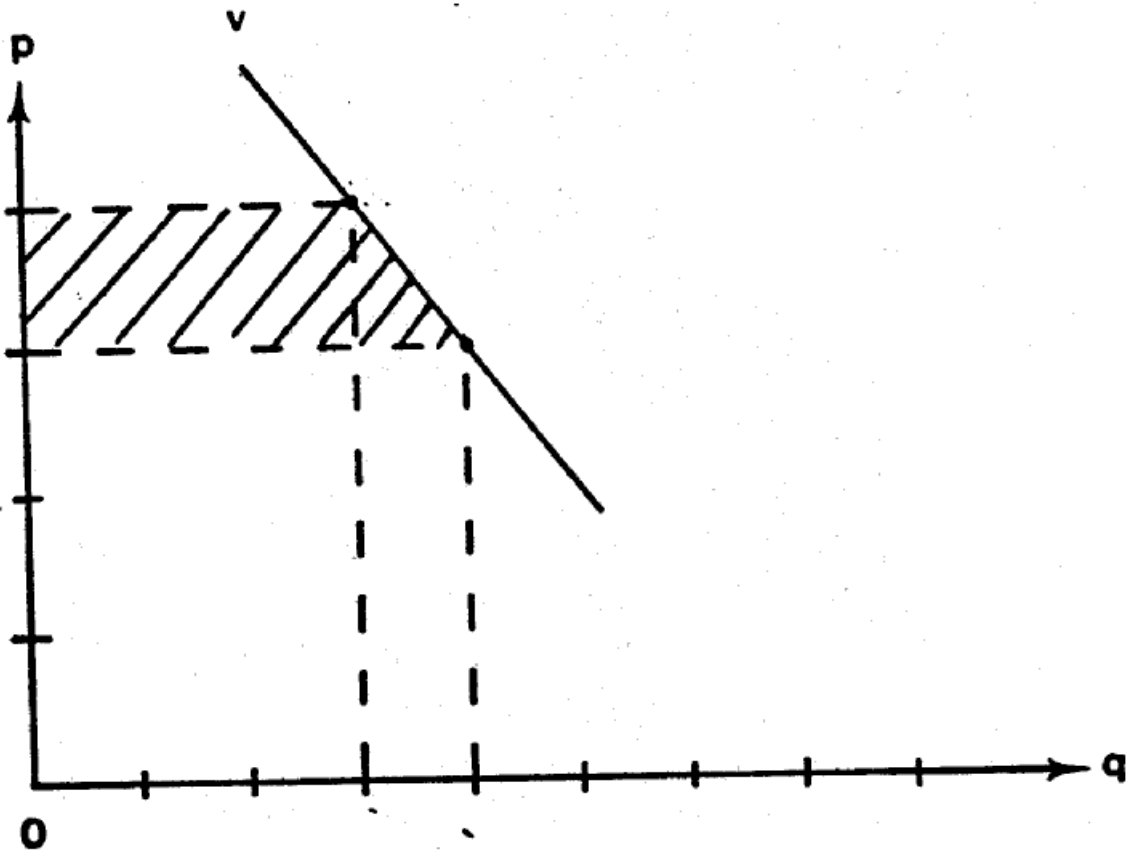


Anderzijds kan men de prijs ook laten dalen, wat bij ongewijzigde bestedingen een stijging van het verbruik tot gevolg heeft en een verhoging van het nut (cf. figuur B.6: $IC_2 \rightarrow IC_3$).

Deze prijsdaling kan eveneens worden gecompenseerd zodat het nut ongewijzigd blijft. Hetzelfde indifferentieniveau als voor de prijsdaling (IC_2) kan nu immers worden bereikt met een lager inkomen. Deze daling van de bestedingen wordt grafisch weergegeven door een evenwijdige verschuiving van de budgetlijn naar de oorsprong toe, tot deze de oorspronkelijke Indifferentiekromme (IC_2) raakt (in punt S''). De consumptie (q'') van het beschouwde goed (de gewenste milieukwaliteit) in dat nieuwe raakpunt vormt, in combinatie met de prijs die daarmee overeenstemt, een punt van de gecompenseerde vraagcurve. Het verschil tussen het nieuwe bestedingsniveau en het originele wordt gedefinieerd als *compenserende variatie* (CV). De CV is met andere woorden de maximale hoeveelheid geld die men de consument bij een prijsdaling mag afnemen, zonder dat diens welvaart daardoor daalt.

CV en EV worden gegeven door het oppervlak links van de gecompenseerde vraagcurves waarbij de compensaties prijsdalingen resp. prijsstijgingen betreffen (zie figuur B.7)

Figuur B.7: Equivalente en compenserende variatie en de gecompenseerde vraagkromme



Bestedingsfuncties

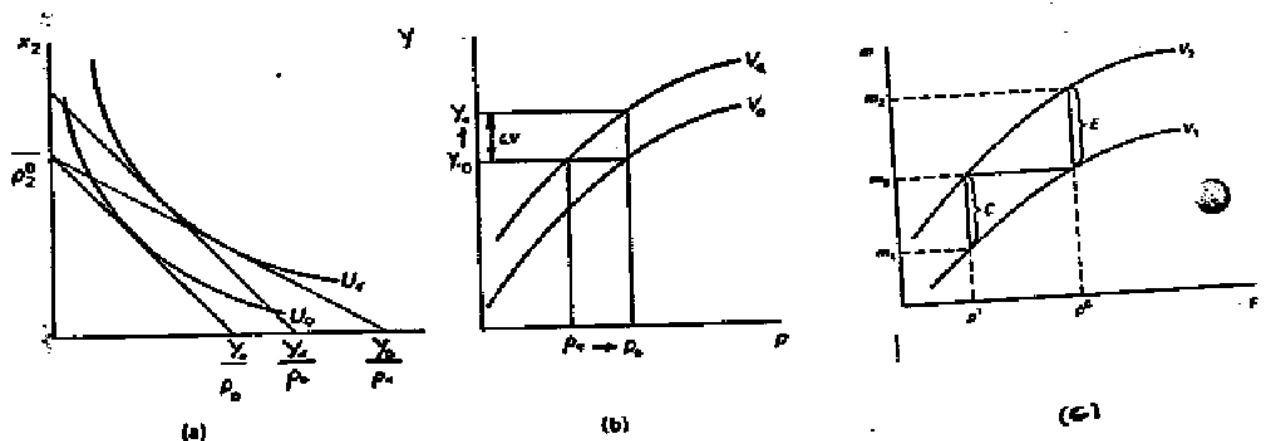
CV en EV kunnen ook worden gedefinieerd in functie van de zgn. *bestedingsfunctie* ('expenditure function'). Deze functie geeft weer over welk inkomen Y de consument moet beschikken om bij een prijs p van het beschouwde goed een bepaald nut u^0 te kunnen bereiken.

$$E = E(p, u^0)$$

Grafisch kan deze functie worden voorgesteld zoals in figuur, B.8(b). Ze wordt afgeleid van de indifferetiekromme. Een prijswijziging voor het goed op de abscis wordt weergegeven door een rotatie van de budgetlijn om het snijpunt met de ordinaat. Het snijpunt met de abscis verschuift van Y_0/p_0 naar Y_0/p_1 . De voorwaarde van een constant blijvend nut u^0 kan worden voldaan door de nieuwe budgetlijn te verschuiven, tot ze opnieuw aan de oorspronkelijke indifferetiekromme raakt. Deze verschuiving is het grafische equivalent van een wijziging van het besteedbaar inkomen. Het nieuwe snijpunt met de abscis is dan ook het punt $(Y_1/p_1, 0)$. Het laat toe de minimale hoogte van het inkomen te bepalen om de consument ondanks gewijzigde prijzen toch zijn oorspronkelijke nutsniveau te behouden.

Wanneer we dit doen voor alle indifferetiekrommen in de grafiek, dan wordt aldus een bundel 'bestedingskrommen' geconstrueerd. Beschouwen we de prijsstijging $p_1 \rightarrow p_0$. Zonder inkomenscompensatie heeft deze een daling van het welvaartsniveau van u^0 naar u^1 tot gevolg. Deze welvaartsdaling kan echter worden gecompenseerd door het inkomen met het bedrag C te verhogen. Per definitie is dit bedrag gelijk aan de compenserende variatie. Omgekeerd veroorzaakt een prijsdaling van p_1 naar p_2 een stijging van de welvaart van u^1 naar u^2 . De nutstoe name ten gevolge van deze prijsdaling had echter eveneens kunnen worden verwezenlijkt door de verhoging van het besteedbare inkomen met E . Dit bedrag is per definitie gelijk aan de equivalente variatie.

Figuur 4.8: De bestedingsfunctie



De compenserende variatie voor een prijsstijging $p_1 \rightarrow p_0$ wordt dus van de vorm:

$$CV = E(u^1, p_1) - E(u^1, p_0)$$

De equivalente variatie voor een prijsdaling $p_1 \rightarrow p_2$ wordt:

$$EV = E(u^1, p_1) - E(u^1, p_2)$$

Uitbreiding van de begrippen CV en EV

In meer algemene termen worden CV en EV niet langer alleen in functie van prijsdalingen resp. prijsstijgingen gedefinieerd maar in functie van elke economische verandering.

Milieubeleidsmaatregelen hebben meestal eerder betrekking op veranderingen in hoeveelheid (de hoeveelheid van een milieugoed of -dienst) dan op veranderingen in prijs. De hoeveelheid die een individu van het beschouwde milieugoed consumeert d.w.z. de milieukwaliteit die hij of zij moet ondergaan, wordt bepaald door de heersende immissiewaarden van verontreinigende factoren. Deze worden op hun beurt gedetermineerd door het overheidsbeleid terzake.

Beschouwen we een bepaalde overheidsmaatregel die de milieukwaliteit van q_1 , naar q_2 laat stijgen (zie figuur B.9). Bij gelijkblijvende bestedingen Y° en onveranderde prijzen p_x voor private goederen, heeft dit voor de consument een stijging van het indifferentieniveau voor gevolg ($U_1 \rightarrow U_2$).

Vermits compenserende variatie werd gedefinieerd als het bedrag dat van het inkomen van de consument mag worden afgetrokken, zodat hij ondanks een 'gunstige' economische verandering toch zijn zelfde nutsniveau blijft behouden, wordt deze in de figuur voorgesteld door het lijnstuk BC. Analoog wordt de equivalente valatie voor een daling van de milieukwaliteit van q_2 naar q_1 , door de lengte van het lijnstuk AD weergegeven.

In de limiet wordt de marginale compenserende variatie (MCV), voor een marginale milieukwaliteitsverandering:

$$MCV = dp/dq$$

De bestedingsfuncties, waaruit EV en CV eveneens kunnen worden afgeleid zijn dan van de vorm:

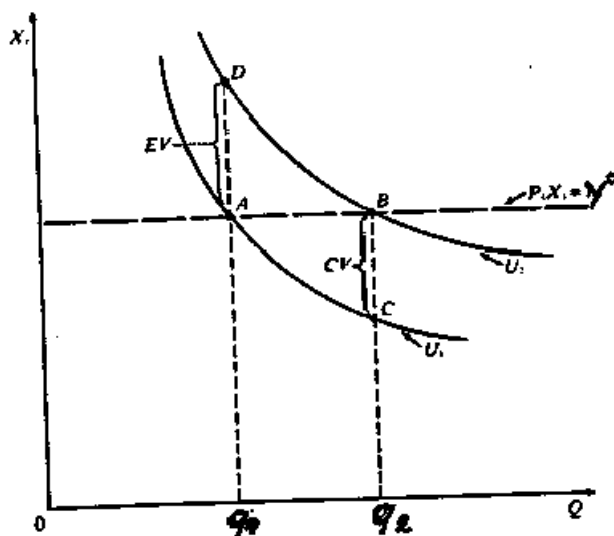
$$E = E(p_x, q, u^\circ)$$

De compenserende variatie van een milieukwaliteitsverbetering ($p_1 \rightarrow p_2$) wordt dan:

$$CV = E(p_x, q_2, U^\circ) - E(p_x, q_1, U^\circ)$$

De equivalente variatie van een daling van de milieukwaliteit kan in een gelijkaardige formule worden vervat.

Figuur B.9: CV en EV van milieuveranderingen



Willingness to pay –willingness to accept

Compenserende en equivalente variatie kunnen empirisch worden bepaald door de Willingness to Pay (WTP) resp. Willingness to Accept (WTA) van de consument voor milieukwaliteit na te gaan. In concreto noemt men WTP het bedrag dat men bereid is te betalen om een bepaalde milieubaat te verwerven of een bepaald verlies te vermijden en WTA het bedrag dat men wil aanvaarden om een bepaald verlies te tolereren of een bepaalde baat te moeten ontberen. Hiervoor bestaan verschillende economische waarderingstechnieken. Alle hebben ze de bepaling van de betalingsbereidheid van de consument voor de (verbetering van) de milieukwaliteit tot doel.