



Laan van Westenenk 501
Postbus 342
7300 AH Apeldoorn

www.tno.nl

T 055 549 34 93

F 055 549 98 37

TNO-rapport

2006-A-R0246/B

**Eenmalige Bekers dan wel Méérmalige (koffie)
Drinksystemen: Een Milieuvergelijking**

Date	oktober 2007
Authors	T.N. Ligthart A.M.M. Ansems
Projectnummer	004.36581
Trefwoorden	eenmalige polystyreen beker eenmalige kartonnen beker meermalige porseleinen kop en schotel meermalige aardewerk mok drinksystemen milieuvergelijking schaduwkosten LCA
Bestemd voor	Stichting Disposables Benelux Postbus 12 3740 AA Baarn

Alle rechten voorbehouden.

Niets uit deze uitgave mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook zonder voorafgaande toestemming van TNO.

Indien dit rapport in opdracht werd uitgebracht, wordt voor de rechten en verplichtingen van opdrachtgever en opdrachtnemer verwezen naar de Algemene Voorwaarden voor onderzoeksopdrachten aan TNO, dan wel de betreffende terzake tussen de partijen gesloten overeenkomst. Het ter inzage geven van het TNO-rapport aan direct belanghebbenden is toegestaan.

Samenvatting

De vraag “Wat is beter voor het milieu, koffiedrinken uit een eenmalige beker of een meermalige beker?” is reeds eerder onderwerp van studie geweest. In de begin jaren negentig zijn door TAUW Milieu de studies “Weggooien of afwassen” en “PS-(koffie)bekerrecycling, zin of onzin?!” uitgevoerd.

Het betrof milieuanalyses, waarbij de volgende systemen zijn vergeleken:

- Kop en schotel (porselein, meermalig)
- Beker (karton, eenmalig)
- Beker (polystyreen, eenmalig; 0% recycling)
- Beker (polystyreen, eenmalig; 25% recycling)

De methodiek voor de milieuvergelijking, die gebruikt is in de genoemde studies, was nog niet volledig en daarnaast bestond er de nodige discussie over de gebruikte gegevens en aannamen. Momenteel zijn er voor een vergelijkende milieuanalyse diverse methoden beschikbaar, die algemeen zijn geaccepteerd in Nederland en daarbuiten. Ook is er ten aanzien van de drinkbekers zelf, het eventuele afwassen van de bekertjes en bij de afvalverwerking het nodige veranderd.

Omdat de vraag “Wat is beter voor het milieu, koffiedrinken uit een eenmalige beker of meermalige beker?” nog steeds een zekere actualiteit heeft, heeft de Stichting Disposables Benelux TNO opdracht gegeven om een geactualiseerde milieuvergelijking uit te voeren.

De doelstelling van het onderzoek werd daarmee het updaten van de genoemde TAUW studies (onder andere het beschouwen van de invloed van waargenomen veranderingen). Het betreft de toegepaste LCA methodiek, de gehanteerde aannamen en de waarden van de verschillende parameters, die zijn gebruikt bij het uitvoeren van de verschillende vergelijkingen. Daarnaast is de gevoeligheid van de LCA resultaten voor enkele aannamen, c.q. parameterwaarden getoetst.

Deel I; conform de ISO 14040 en de ISO 14044 standaards

Om de systemen op een gelijkwaardige manier met elkaar te kunnen vergelijken, is het noodzakelijk, dat zij onder dezelfde noemer worden gebracht. Dit gebeurt door de zogenaamde functionele eenheid te definiëren, die de door de systemen te vervullen functie op een eenduidige kwantitatieve wijze beschrijft. De functie is het verstrekken van warme dranken vanuit een drankenautomaat in een kantoor- of fabrieksomgeving. De hierbij behorende, beschouwde functionele eenheid is de volgende:

Het verstrekken van 1000 eenheden warme drank (thee/koffie/chocolademelk) uit een automaat in een kantoor- of fabrieksomgeving.

De in de onderhavige studie vergeleken drinksystemen zijn:

- Meermalige porseleinen kop en schotel
- Meermalige aardewerk mok
- Eenmalige polystyreen beker
- Eenmalige polystyreen inzetbeker met meermalige bekerhouder
- Eenmalige kartonnen beker

Deze systemen zijn globaal gezien representatief voor de West-Europese situatie.

In de milieuanalyse zijn betrokken:

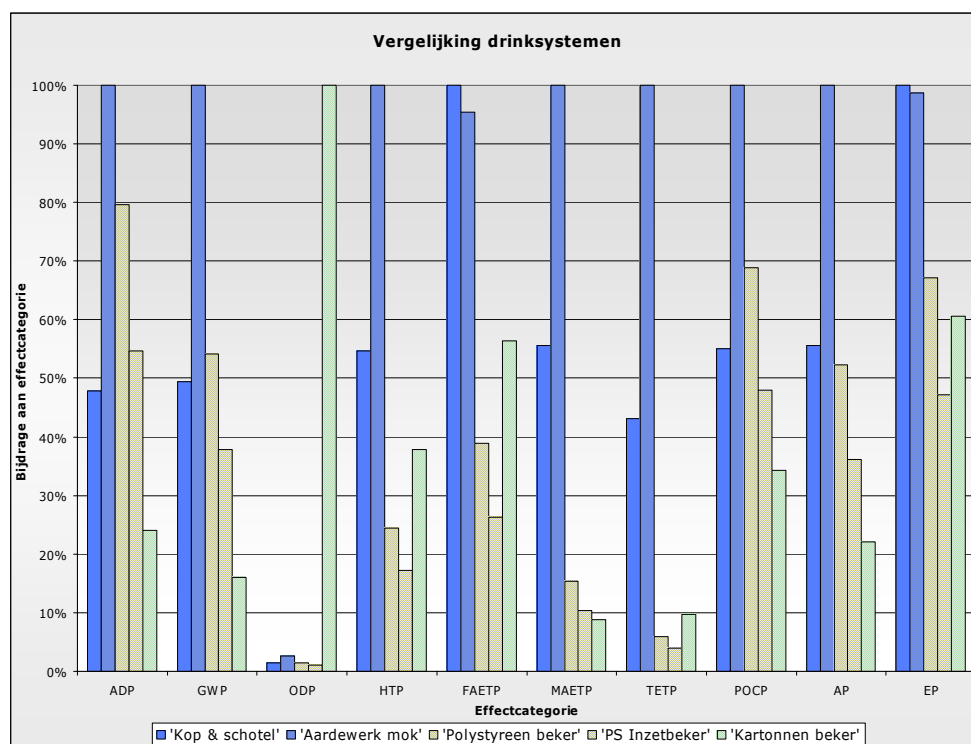
- Productie van de grondstoffen
- Productie van de eenmalige en de meermalige systemen
- Gebruik van de systemen (eventueel reiniging van de kop en schotel/mok)
- Inzameling van gebruikte eenmalige of meermalige systemen (inclusief het specifieke inzameltransport)
- Afvalverwerking en recycling
- Transporten van materialen en van de bekertjes naar de afnemer en transporten naar recycling en afvalverwerking
- Bij het reinigen van de meermalige systemen is ook de behandeling van het afvalwater in een rioolwater zuiveringsinstallatie meegenomen

De betrokken effectcategorieën bij de uitvoering van de milieuanalyse zijn:

- Uitputting van abiotische grondstoffen (ADP)
- Klimaatverandering (GWP)
- Aantasting ozonlaag (ODP)
- Humane, aquatische en terrestrische toxiciteit (HTP, FAETP, MAETP, TETP)
- Fotochemische oxidantvorming (POCP)
- Eutrofiëring (EP)
- Verzuring (AP)

De LCA is conform de procedure, vermeld in de ISO 14040 series, uitgevoerd.

ISO 14040 staat alleen het per enkele effectcategorie vergelijken van de alternatieve drinksystemen toe. Deze vergelijking wordt geïllustreerd met behulp van Figuur S1.



Figuur S1 Vergelijking van de vijf onderzochte drinksystemen.

Uit de weergegeven scores blijkt dat de meermalige aardewerk mok voor zeven (ADP, GWP, HTP, MAETP, TETP, POCP en AP) van de 10 categorieën het meest milieubelastende systeem is.

De meermalige porseleinen kop en schotel scoort voor 2 categorieën het hoogst (FAETP en EP).

Voor ODP scoort de eenmalige kartonnen beker het allerhoogst. De eenmalige kartonnen beker is voor vijf van de tien categorieën (ADP, GWP, MAETP, POCP en AP) het minst milieubelastende systeem. Voor de overige vijf categorieën is de eenmalige polystyreen inzetbeker het minst milieubelastende systeem.

De eenmalige polystyreen beker scoort niet het hoogst en niet het laagst bij het beschouwen van de scores voor de tien categorieën.

Bij de vergelijking van de diverse drinksystemen moet echter rekening worden gehouden met grote onzekerheden en variatie van de waarden van de belangrijke parameters, zoals de gebruiksduur van de porseleinen kop en schotel c.q. de aardewerk mok, de wijze van afwassen, de afvalverwerking van de eenmalige systemen, etc.

Conclusies zijn op grond van de getoonde vergelijking in Figuur S1 daarom op voorhand niet te trekken. Daarom zijn er gevoeligheidsanalyses uitgevoerd.

De volgende onderwerpen zijn met een gevoeligheidsanalyse getoetst:

- Aantal malen gebruik van de meermalige porseleinen kop en schotel
- De reinigingsfrequentie van de meermalige systemen; porseleinen kop en schotel, c.q. aardewerk mok
- Energieverbruik van de vaatwasser
- Het gebruik van een professionele vaatwasser
- Water- en energiegebruik bij het zelf afwassen van de meermalige aardewerk mok
- Het bekergewicht van de eenmalige systemen
- Aantal malen gebruik van de eenmalige systemen
- Allocatie van de recycling van kunststoffen op basis van de economische waarde
- Alternatieve end-of-life routes voor de eenmalige polystyreen (inzet)bekers (100% afvalverbranding c.q. 100% subcoal benutting)

Uit de resultaten van deze gevoeligheidsanalyses blijkt dat voor de meermalige systemen het reinigen van de kop en schotel en van de aardewerk mok, met een bijdrage van tussen de 90 en 100%, zeer sterk bepalend is voor de milieubelasting van deze drinksystemen. De levensduur van de porseleinen kop (gevarieerd tussen 500 en 3000 maal gebruiken) heeft slechts geringe invloed op het milieuprofiel van dit drinkstelsel.

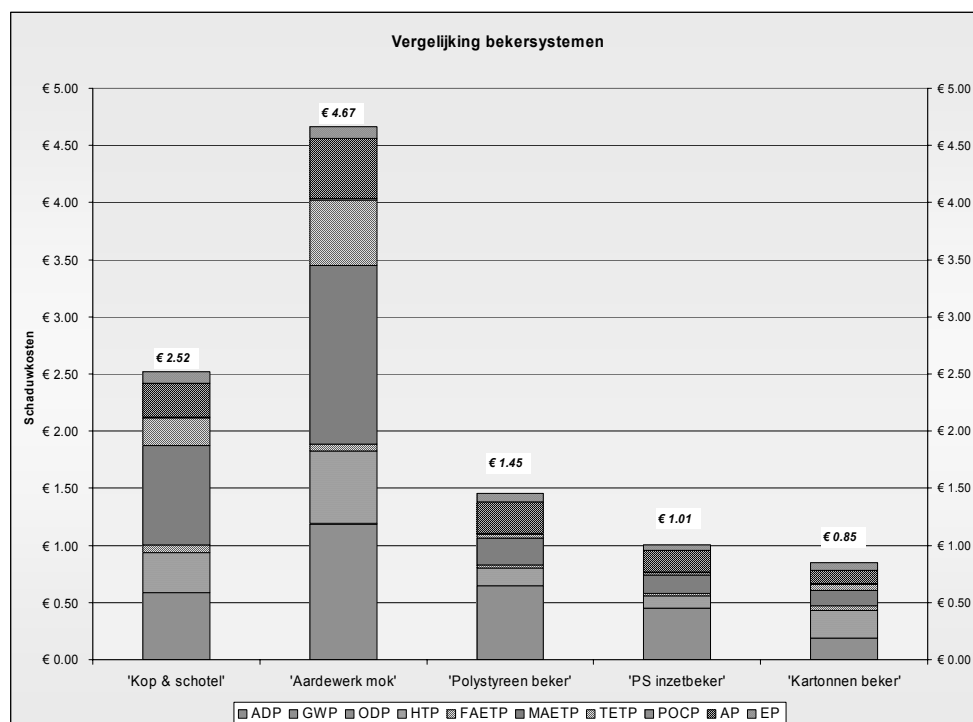
Het blijkt dat voor de eenmalige systemen de productie van de grondstoffen en de productie van de beker in hoge mate het milieuprofiel bepalen. Het vaker gebruiken van de beker en/of gewichtsvermindering van de beker hebben daarom een positieve invloed. De recycling tot regranulaat, de verbranding in een afvalverbrandingsinstallatie of de energierugwinning in een elektriciteitscentrale via subcoal benutting hebben allen voor de eenmalige polystyreen (inzet)beker een duidelijk gunstig effect op het milieuprofiel.

Deel II; niet conform de ISO 14040 en de ISO 14044 standaards

Aggregatie van de milieu effecten geschiedt met behulp van de schaduwkosten methode. De schaduwkosten drukken de milieubelasting van een (product)systeem uit in een monetaire eenheid: de Euro. Deze zijn gebaseerd op de schaduwprijs per milieueffectcategorie en met behulp van de schaduwprijs methode kunnen verschillende milieueffectcategorieën gemakkelijk bij elkaar worden opgeteld (deze methode heeft als voordeel dat wordt aangesloten bij het gebruik van marktconforme instrumenten).

Per effectcategorie wordt de schaduwprijs gebaseerd op de emissiereductie doelstellingen van de stoffen, die onder de bewuste categorie vallen, en op de kosten van de emissiereductie maatregelen, die per eenheid moeten worden gemaakt om de doelstelling te realiseren. De schaduwprijs is nu de prijs per eenheid emissiereductie van de duurste nog te treffen maatregel om de doelstelling te behalen.

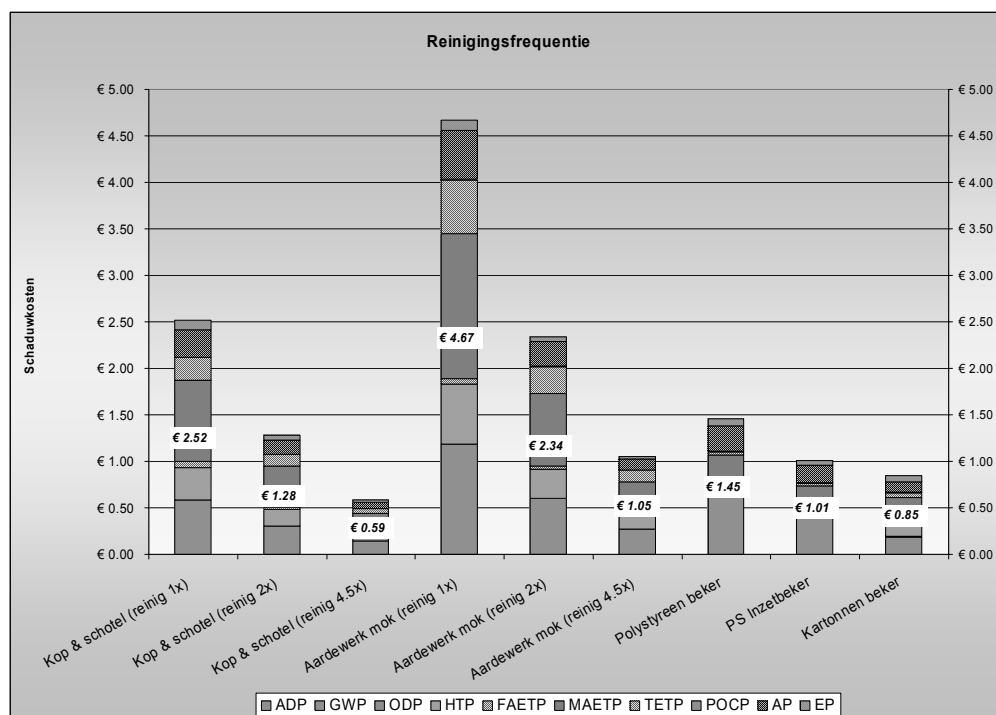
In Figuur S2 worden de gesommeerde schaduwkosten voor de vergeleken drinksystemen getoond.



Figuur S2 Vergelijking van de vijf onderzochte (koffie)drinksystemen aan de hand van de schaduwpreizen.

Vergelijking van de onderzochte drinksystemen laat zien dat de meermalige mok met € 4,67 het meest milieubelastende systeem is. Daarna volgt de meermalige porseleinen kop en schotel (€ 2,52). Voor deze systemen zijn de verschillen met de overige systemen altijd groter dan 20%. Daarna volgt de eenmalige polystyreen beker (€ 1,45) en daarop de eenmalige polystyreen inzetbeker (€ 1,01). De eenmalige kartonnen beker scoort het laagst (€ 0,85)

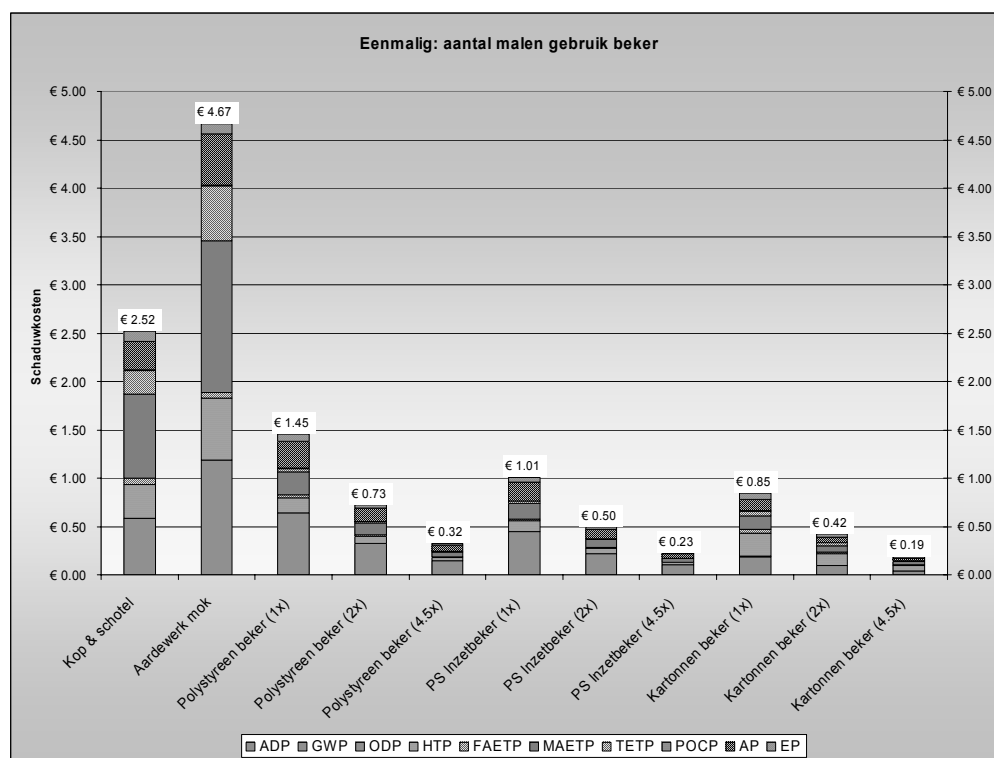
Als de reinigingsfrequentie van de meermalige systemen afneemt, gaan deze systemen vergelijkbaar scoren met de eenmalige systemen; zie figuur S3.



Figuur S3 Invloed van de verandering in de reinigingsfrequentie¹ van de meermalige systemen op de schaduwkosten. In het basis scenario worden de meermalige systemen na ieder gebruik gereinigd. In de gevoeligheidsanalyse betekent (reinig 2x) na 2 maal gebruiken reinigen, (reinig 4,5x) na gemiddeld 4,5 maal gebruiken reinigen.

¹ Kijkend naar de Hazard Analysis and Critical Control Points (HACCP) principes kan men vraagtekens zetten bij de hygiëne van het systeem bij afname van de reinigingsfrequentie [37].

Dezelfde tendens is waarneembaar als het energiegebruik bij het afwassen afneemt. Hier staat tegenover dat, in het geval de eenmalige beker vaker wordt gebruikt, de eenmalige beker duidelijk beter blijft presteren dan de meermalige systemen; zie Figuur S4.

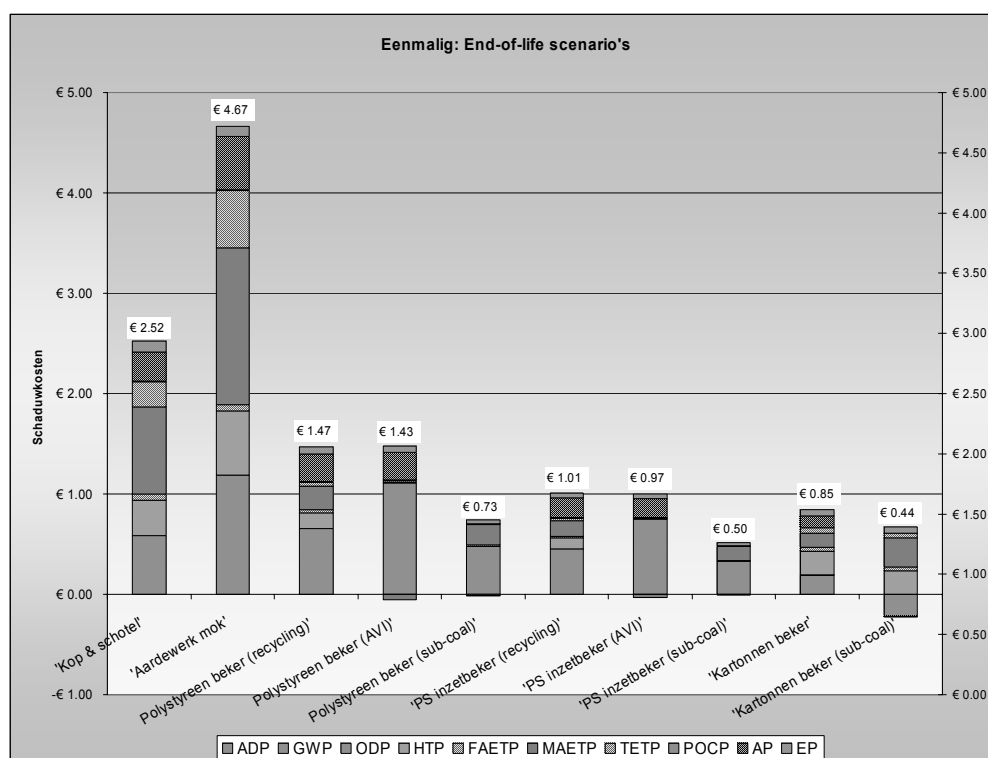


Figuur S4 Invloed van het meerdere malen gebruiken van de eenmalige bекers op de schaduwkosten. In het basis scenario worden de eenmalige bекers eenmaal gebruikt. Alternatieven zijn: (2x) 2 maal gebruiken; (4,5x) 4,5 maal gebruiken.

Ook afname van het gewicht van de eenmalige bекers heeft direct een vermindering van de integrale milieubelasting tot gevolg.

Naast de eenmalige polystyreen automatenbeker en de eenmalige PS inzetbeker wordt in de praktijk ook de eenmalige PS drinkbeker gebruikt (2,8-3,2 gram). Omdat het gewicht hiervan tussen die van de eenmalige polystyreen automatenbeker en die van de PS inzetbeker ligt, zal de milieuprestatie van een eenmalige PS drinkbeker tussen die van de eenmalige PS automatenbeker en die van de eenmalige PS inzetcup scoren.

De wijze waarop de end-of-life route van de eenmalige polystyreen (inzet)beker wordt ingevuld heeft invloed op de integrale milieubelasting; zie Figuur S5. Benutting van de bекers als brandstof (subcoal) in een energiecentrale heeft een gunstig effect op de milieupreformance. De subcoal route wordt daarom voor de toekomst sterk aanbevolen.



Figuur S5 Invloed van de keuze van het end-of-life scenario van eenmalige PS (inzet)bekers en kartonnen beker. In het basis scenario worden de eenmalige PS (inzet)bekers gerecycled, terwijl de kartonnen bekens worden verbrand in een AVI.

Conclusies (Deel I en Deel II)

De hoofdconclusie uit de onderhavige studie is dat het duidelijk geworden is, dat de wijze waarop de individuele gebruiker de meermalige of eenmalige systemen gebruikt direct bepalend is voor de score van het totale drinksysteem. Voor de meermalige porseleinen kop en schotel en voor de meermalige aardewerk mok is het reinigen zeer sterk bepalend voor de hoogte van de milieubelasting. De reinigingsfrequentie en het energiegebruik per reiniging zijn hierbij cruciaal. Omdat de gebruiker hiervoor veel vrijheden heeft, is de uiteindelijke milieubelasting dus sterk gebruikersgebonden.

De levensduur van de porseleinen kop en schotel (die is gevarieerd tussen 500 en 3000 maal gebruiken) beïnvloedt in ondergeschikte mate het milieuprofiel van dit (koffie)drinksysteem.

Ook voor de eenmalige systemen geldt dat de gebruiker de uiteindelijke milieubelasting in hoge mate bepaald door het al dan niet vaker gebruiken van de eenmalige beker.

De vraag “Wat is beter voor het milieu, koffiedrinken uit een eenmalige beker of een meermalige beker?” kan derhalve alleen op basis van de specifieke bedrijfs-situatie worden beantwoord.

De resultaten van de gemaakte vergelijkingen, aan de hand van de schaduwkosten methode, wijzen duidelijk in de richting dat de eenmalige (koffie)drinksysteem de minst milieubelastende zijn.

Het verdient daarom aanbeveling om per specifieke bedrijfssituatie een afweging te maken, wat betreft een uiteindelijke keuze.

Inhoudsopgave

Samenvatting	3
1. Inleiding	17
Deel I; conform de ISO 14040 en de ISO 14044 standaards	19
2. Levenscyclus koffiebekers	21
2.1 Doel en reikwijdte van de studie	21
2.2 Functionele eenheid	21
2.3 Drinksystemen	22
2.4 Systeemgrenzen	24
2.5 Milieueffectcategorieën	25
2.6 Normalisatie	26
2.7 Allocatie	26
2.8 Benodigde kwaliteit van de gegevens	27
2.9 Kritisch herziening	28
3. Beschrijving drinksystemen	29
3.1 Inleiding	29
3.2 Meermalige systemen	29
3.2.1 Meermalige porseleinen kop en schotel	29
3.2.2 Meermalige aardewerk mok	31
3.2.3 Transportafstanden en transportmiddelen voor meermalige systemen	32
3.3 Eenmalige systemen	33
3.3.1 Eenmalige polystyreen beker	33
3.3.2 Eenmalige polystyreen inzetbeker	36
3.3.3 Eenmalige kartonnen beker	38
3.3.4 Transportafstanden en transportmiddelen voor eenmalige systemen	40
3.4 Evaluatie van de kwaliteit van de gegevens	41
4. Milieueffecten gebruik drinksystemen	43
4.1 Inleiding	43
4.2 Meermalige porseleinen kop en schotel	43
4.3 Meermalige aardewerk mok	47
4.4 Eenmalige polystyreen beker	49
4.5 Eenmalige polystyreen inzetbeker	52
4.6 Eenmalige kartonnen beker	55
4.7 Vergelijking drinksystemen	58

5.	Gevoeligheidsanalyses	61
5.1	Inleiding.....	61
5.2	Aantal malen gebruik meermalige porseleinen kop en schotel.....	62
5.3	Reinigingsfrequentie meermalige systemen	64
5.4	Energiegebruik vaatwasser	66
5.5	Water- en energiegebruik	68
5.6	Variatie bekgewichten eenmalige systemen.....	72
5.7	Aantal malen gebruiken van eenmalige systemen	74
5.8	Allocatie op basis van economische waarde van de recycling van kunststoffen.....	76
5.9	Europees afvalscenario	78
5.10	Alternatieve end-of-life routes voor eenmalige bakers.....	80
5.11	Omslagpunten van het aantal malen gebruik van de meermalige porseleinen kop en schotel in vergelijking tot de eenmalige polystyreen beker.....	86
	Deel II; niet conform de ISO 14040 en de ISO 14044 standaards	89
6.	Aggregatie van milieueffecten	91
6.1	Schaduwkosten	91
6.2	Meermalige porseleinen kop en schotel	93
6.3	Meermalige aardewerk mok	94
6.4	Eenmalige polystyreen beker.....	95
6.5	Eenmalige polystyreen inzetbeker	96
6.6	Eenmalige kartonnen beker	98
6.7	Vergelijking (koffie)drinksysteem.....	99
6.8	Gevoeligheidsanalyses.....	99
6.8.1	Aantal malen gebruik meermalige porseleinen kop en schotel.....	100
6.8.2	Reinigingsfrequentie meermalige drinksysteem	101
6.8.3	Energiegebruik vaatwasser.....	102
6.8.4	Water- en energiegebruik	103
6.8.5	Variatie bekgewicht van eenmalige systemen	106
6.8.6	Aantal malen gebruiken van eenmalige systeem	106
6.8.7	Allocatie op basis van economische waarde van de recycling van kunststoffen.....	108
6.8.8	Europees afvalscenario.....	109
6.8.9	Alternatieve end-of-life routes voor eenmalige polystyreen (inzet)bakers en kartonnen bakers	111
6.8.10	Resumé gevoeligheidsanalyses	112

7.	Conclusies en aanbevelingen	113
7.1	Hoofdconclusie	113
7.2	Overige conclusies	113
7.3	Beperkingen van de studie	114
7.4	Aanbevelingen	114
8.	Referenties	115
9.	Afkortingen	119
10.	Verantwoording	121
Bijlagen		
1	Review report and Statements from review panel	
2	Milieu-effectcategorieën	
3	Life cycle inventory gegevens	
4	Schaduw prijzen	

1. Inleiding

De vraag “Wat is beter voor het milieu, koffiedrinken uit een eenmalige beker of een meermalige beker?” is reeds eerder onderwerp van studie geweest.

In de begin jaren negentig zijn door TAUW Milieu de studies “Weggooien of afwassen” [1] en “PS-(koffie)bekerrecycling, zin of onzin?!” [2] uitgevoerd.

Het betrof milieuanalyses, waarbij de volgende systemen zijn vergeleken:

- Kop en schotel (porselein, meermalig)
- Beker (karton, eenmalig)
- Beker (polystyreen, eenmalig; 0% recycling)
- Beker (polystyreen, eenmalig, 25% recycling)

De methodiek voor de milieuvergelijking, die gebruikt is in de voornoemde studies, was nog niet volledig gereed en daarnaast bestond er de nodige discussie over de gebruikte data en aannamen. Momenteel zijn voor een vergelijkende milieuanalyse diverse methoden beschikbaar, die algemeen zijn geaccepteerd in Nederland en daarbuiten. Ook is er ten aanzien van de drinkbeker, het eventuele afwassen van de bekertjes en bij de afvalverwerking het nodige veranderd.

Hierna volgt een opsomming (zeker niet uitputtend) van enkele veranderingen:

- Verbetering van de professionele vaatwassers; vermindering water- en energieverbruik en toepassing van andere reinigingsmiddelen
- In plaats van centraal afwassen eveneens decentraal afwassen met een kleine vaatwasser of zelfs zelf afwassen
- Drankenautomaten met keuzeknoppen (wel of geen eenmalige beker)
- Gewichtsvermindering van de eenmalige polystyreen beker
- Verschillende recyclingopties (in verschillende producten) voor polystyreen
- Toepassing als brandstof in energiecentrales van het teruggewonnen polystyreen (subcoal)
- Aantal malen gebruik van de porseleinen kop en schotel zonder afwassen
- Vaker gebruik van de eenmalige polystyreen beker
- Aanpassingen van de eenmalige polystyreen inzetbeker met meermalige bekerhouder
- Vaker gebruik van de eenmalige polystyreen inzetbeker

Omdat de vraag “Wat is beter voor het milieu, koffiedrinken uit een eenmalige beker of een meermalige beker?” nog steeds een zekere actualiteit heeft, heeft de Stichting Disposables Benelux TNO opdracht gegeven om een herziene milieuvergelijking uit te voeren.

De doelstelling van het onderzoek is het actualiseren van de genoemde studies [1] en [2] (onder andere de invloed van genoemde veranderingen). Het betreft de toegepaste LCA methodiek, de gehanteerde aannamen en de waarden van de verschillende parameters, die zijn gebruikt bij het uitvoeren van de verschillende vergelijkingen. Daarnaast zal de gevoeligheid van de LCA resultaten voor enkele aannamen, c.q. parameterwaarden worden getoetst.

In hoofdstuk 2 wordt de gehanteerde methodiek voor de uitvoering van de levenscyclus analyse (LCA) nader beschreven en toegelicht. De te onderzoeken beker systemen zijn in hoofdstuk 3 beschreven; eigenschappen en specifieke omstandigheden/karakteristieken zijn uitgelegd. De resultaten van de uitgevoerde milieu analyses worden uitvoerig in hoofdstuk 4 besproken. In hoofdstuk 5 wordt onderbouwd waarom, welke gevoeligheidsanalyses zijn uitgevoerd. De resultaten ervan worden eveneens beschreven. Bovendien worden de dominante gevoeligheden nader beschouwd. Daarna volgen in hoofdstuk 6 de geaggregeerde milieuanalyse resultaten; het betreft zowel de resultaten beschreven in hoofdstuk 4, als de resultaten van de gevoeligheidsanalyses, zoals gegeven in hoofdstuk 5. Tenslotte volgen in hoofdstuk 7 de conclusies en aanbevelingen.

**Deel I;
conform de ISO 14040 en de ISO 14044 standaards**

2. Levenscyclus koffiebekers

2.1 Doel en reikwijdte van de studie

De doelstelling van deze vergelijkende LCA is het actualiseren van de resultaten van de milieuvergelijking van drinksystemen in de eerder genoemde studies [1], [2]. Deze actualisatie betreft de toegepaste LCA methodiek en de aannamen, respectievelijk de waarden van de verschillende parameters, die zijn opgenomen in de uitgevoerde vergelijkingen. Daarnaast zal de gevoeligheid van de LCA resultaten voor belangrijke aannamen c.q. parameterwaarden worden getoetst.

De studie richt zich op een situatie, die representatief is voor West-Europa.

De beoogde doelgroep bestaat uit diegene die beslissen welk drinkstelsel in een bedrijf of instituut wordt gebruikt, de gebruikers van drinksystemen in een kantoor of fabrieksomgeving en diegene die de milieubelasting, veroorzaakt door werknemers, wil beïnvloeden

2.2 Functionele eenheid

Om de systemen op een gelijkwaardige manier met elkaar te kunnen vergelijken, is het noodzakelijk, dat zij allen onder dezelfde noemer worden gebracht. Dit gebeurt door de zogenaamde functionele eenheid te definiëren, die de door de systemen te vervullen functie op een eenduidige kwantitatieve wijze beschrijft. De functie is het verstrekken van warme dranken vanuit een drankenautomaat in een kantoor- of fabrieksomgeving. De hierbij horende functionele eenheid is de volgende:

Het verstrekken van 1000 eenheden warme drank (thee/koffie/chocolademelk) uit een automaat in een kantoor- of fabrieksomgeving.

Uitgaande van 220 werkbare dagen per jaar van een medewerker, moet deze gemiddeld iets meer dan 4,5 koppen per dag drinken om per jaar deze duizend eenheden te halen. Dit aantal consumpties is gebaseerd op een kleine steekproef binnen de TNO locatie Apeldoorn en het Huis der Provincie van de provincie Gelderland. Deze waarde ligt iets onder de opgave van Autobar Holland [3] van 6 consumpties per werknemer per dag. De functionele eenheid is zo gedimensioneerd dat ook bij de meermalige voorzieningen er inzichtelijke hoeveelheden materiaal (porselein/aardewerk) worden gebruikt.

In de TAUW studie [2] werd als functionele eenheid één producteenheid (kop en schotel, beker) gebruikt. Dit is niet zo zeer een functionele eenheid als wel een rekeneenheid. Op basis van de resultaten van de rekeneenheden werden omslag-

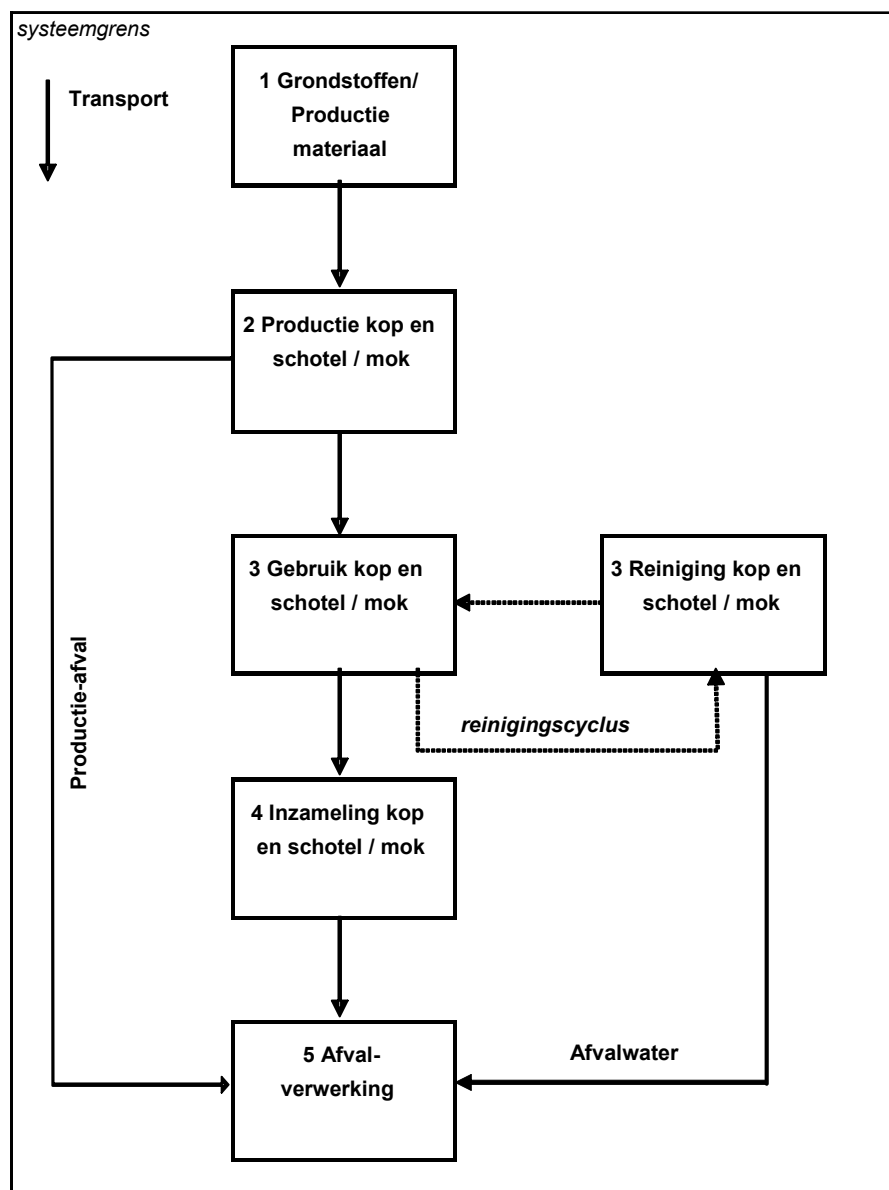
punten¹ tussen de eenmalige en het meermalige systemen bepaald. In deze studie is gekozen voor een benadering vanuit de functie van het verstrekken van warme dranken en dus niet het verstrekken van koude dranken.

De meest gebruikte eenmalige automatenbekers hebben een vulvolume van 150 of 180 ml. Bij het kiezen van de exacte invulling van de systemen zullen deze vulvolumes als referentie worden gebruikt.

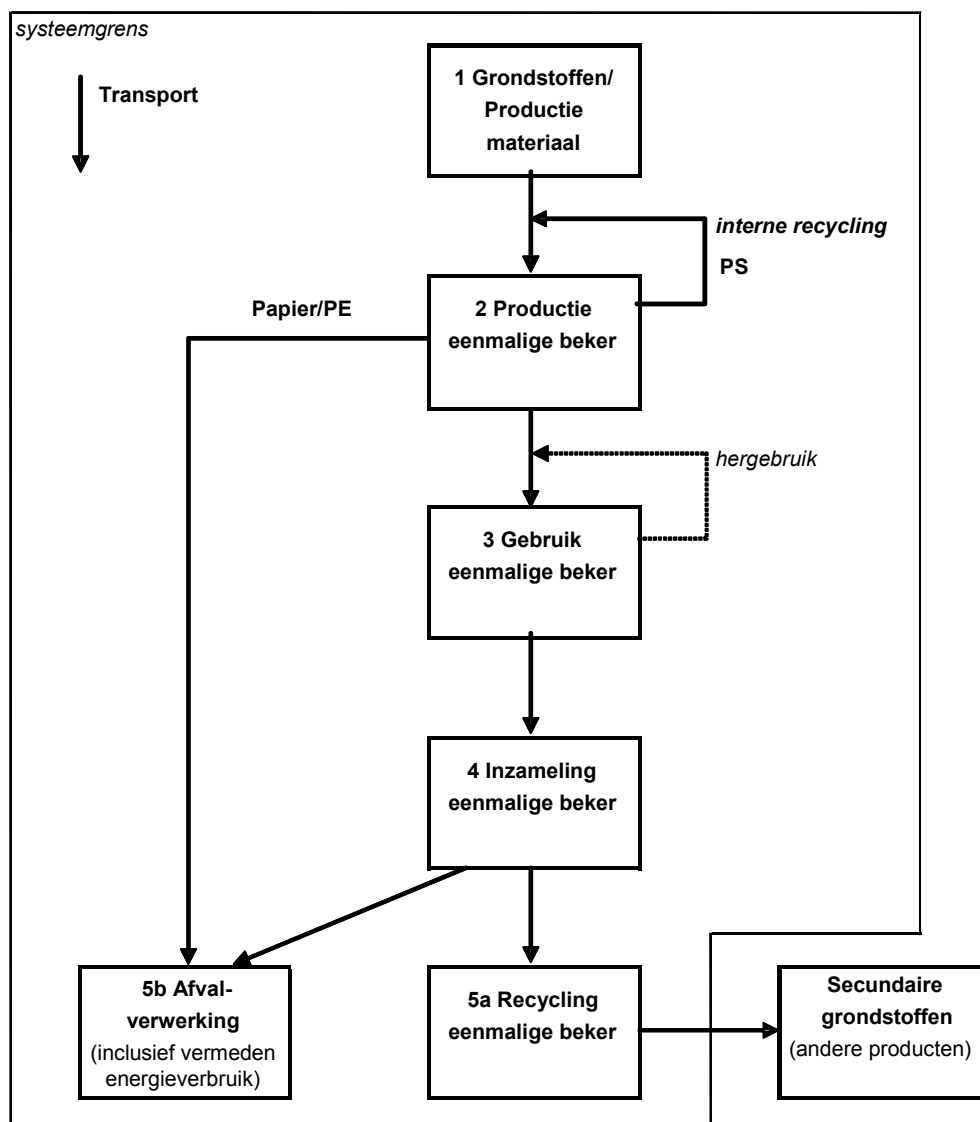
2.3 Drinksystemen

In de studie is een dusdanige keuze van systemen gemaakt, dat deze globaal de West-Europese situatie goed dekken. Er is daarom gekozen voor systemen, waarbij gebruik wordt gemaakt van een meermalige voorziening en systemen, waarbij gebruik wordt gemaakt van een eenmalige beker ten behoeve van de drankenvoorziening. De meermalige voorziening kan een porseleinen kop en schotel of een aardewerk mok zijn. In Figuur 1 is het productsysteem schematisch weergegeven. Het schema voor de eenmalige systemen is gegeven in Figuur 2. Hierbij is dezelfde nummering van de levensfasen als in Figuur 1 gebruikt. De cijfers in deze figuren geven de verschillende levensfasen aan. Deze nummering wordt ook bij het presenteren (met name met behulp van figuren) van de resultaten gebruikt (zie Hoofdstuk 4 en 5).

¹ Een omslagpunt is het punt waarbij een systeem beter gaat presteren dan het systeem waarmee het wordt vergeleken. Hierbij wordt een variabele, bijvoorbeeld het aantal gebruiken waarna de porseleinen kop en schotel wordt gereinigd, gevarieerd. De vergelijking vindt per milieueffectcategorie (bijvoorbeeld broeikaseffect of humane toxiciteit) plaats. Het kan zijn dat er tussen twee systemen voor een specifieke vergelijking geen omslagpunt bestaat, omdat het ene systeem altijd beter presteert dan het andere.



Figuur 1 Schema voor het gebruik van de meermalige systemen (porseleinen kop en schotel, aardewerk mok).



Figuur 2 Schema voor het gebruik van de eenmalige systemen. Het eventuele vaker gebruiken van de bekertjes is met een stippellijn aangegeven.

2.4 Systeemgrenzen

Voor een goed inzicht in de milieueffecten van het gebruik van koffiebekers worden de systeemgrenzen nader beschreven. Hierbij wordt duidelijk wat wel in de milieuanalyse is betrokken en wat niet. In Figuur 1 en Figuur 2 is de systeemgrens te zien als de begrenzing van de figuur.

Niet in de analyse betrokken

- Transportverpakkingen voor eenmalige en meermalige drinksystemen
- Apparatuur/automaten voor het zetten van koffie/thee
- Het produceren en zetten van koffie/thee

- Productie van de apparatuur voor het reinigen van de beker
- Gebouwdelen waar de koffieautomaat staat, de keuken, et cetera.
- Infrastructuur (wegen, transportmiddelen, productiemiddelen)

De massa van transportverpakkingen, vergeleken met die van bekers, is kleiner dan 10% en de desbetreffende materialen worden volledig gerecycled. Omdat de milieubelasting ervan laag is, worden transportverpakkingen niet meegenomen.

Wel in de analyse betrokken

- Productie van de grondstoffen
- Productie van de eenmalige en meermalige systemen
- Gebruik van de systemen (eventuele reiniging van de kop en schotel/mok)
- Inzameling van gebruikte eenmalige of meermalige systemen (inclusief het specifieke inzameltransport)
- Afvalverwerking en recycling
- Transporten van materialen en van de beker naar de afnemer en transporten naar recycling en afvalverwerking

Bij het reinigen van de meermalige beker is ook de behandeling van het afvalwater in een RWZI opgenomen. De gegevens hiervan zijn opgenomen in Bijlage 3.

De Nederlandse markt van drinksystemen is deel van een Europese markt; grondstoffen komen uit Europa en ook de meermalige kop en schotels, mokken en eenmalige bekers worden deels geïmporteerd. Voor de scope van de studie is daarom die van Europa gekozen, dit houdt in dat waar nodig en mogelijk LCI gegevens die geldig zijn voor (West-)Europa bij voorkeur worden gebruikt. Voor de afvalverwerking is voor de Nederlandse situatie gekozen, omdat dit veelal hier plaatsvindt.

2.5 Milieueffectcategorieën

De studie maakt gebruik van de in Nederland en daarbuiten goed geaccepteerde CML2 methode [7] om de inputs en outputs van een productsysteem te vertalen naar milieueffecten. De basis effectcategorieën zijn:

- Uitputting van abiotische grondstoffen (ADP)
- Klimaatverandering (GWP)
- Aantasting ozonlaag (ODP)
- Humane, aquatische en terrestrische toxiciteit (HTP, FAETP, MAETP, TETP)
- Fotochemische oxidantvorming (POCP)
- Eutrofiëring (EP)
- Verzuring (AP)

De in deze studie gehanteerde effectcategorieën zijn in Bijlage 2 nader toegelicht. In Bijlage 2 wordt ook dieper ingegaan op de ecotoxiciteit van metalen, die bijzondere aandacht kan vragen bij de interpretatie van de resultaten van de LCA.

2.6 Normalisatie

Na het karakteriseren van de systemen, door het geven van de absolute scores voor de afzonderlijke effectcategorieën, is de volgende stap in de interpretatie van de LCA-resultaten het normaliseren van de scores. Deze normalisatie vindt plaats door de absolute scores te relateren aan de scores voor de bijdragen per jaar aan de effectcategorieën voor een referentiegebied. Voor deze studie is gekozen voor West-Europa, waarbij het gebruikte referentiejaar 1995 is [7]. Bij normalisatie ontstaat de dimensie jaar. De gebruikte normalisatiedata zijn gegeven in Tabel 1.

Tabel 1 Normalisatiefactoren voor de (milieu)effectcategorieën voor West-Europa in 1995 [7].

Milieueffectcategorie	Afkorting	Waarde (jaar/kg) ¹
Uitputting grondstoffen	ADP	6,74E-11
Broeikaseffect	GWP	2,08E-13
Aantasting ozonlaag	ODP	1,20E-08
Humane toxiciteit	HTP	1,32E-13
Zoetwater ecotoxiciteit	FAETP	1,98E-12
Zoutwater ecotoxiciteit	MAETP	8,81E-15
Terrestrische ecotoxiciteit	TETP	2,12E-11
Fotochemische oxidantvorming	POCP	1,21E-10
Verzuring	AP	3,66E-11
Eutrofiëring	EP	8,02E-11

¹ Het gekarakteriseerde effect (in kg) wordt bij de normalisatie in feite gedeeld door de referentie-emissie per jaar (kg eq./jaar). De normalisatiefactor, waarmee het gekarakteriseerde effect wordt vermenigvuldigd, heeft daarom de eenheid van jaar/kg.

2.7 Allocatie

Een invloedrijke activiteit bij het uitvoeren van een LCA is allocatie. Allocatie is het, op de juiste wijze, toerekenen van inputs en outputs aan een bepaald proces. Productieprocessen kunnen meerdere producten leveren waarbij een keuze moet worden gemaakt welke inputs en emissies aan een specifiek product moeten worden toegekend. In veel van de processen in LCI databases (zie bijv. [15]) is allocatie reeds doorgevoerd.

Allocatie speelt een zeer belangrijke rol bij het toekennen van de gunstige effecten van recycling. De norm ISO 14041 die ondermeer betrekking heeft op allocatie geeft als mogelijkheden:

- Fysische eigenschappen (massa, verbrandingswaarde, etc.)
- Economische waarde (bijvoorbeeld waarde secundaire grondstof t.o.v. waarde primaire grondstof)
- Het aantal malen dat een materiaal gerecycled kan worden (downcycling).

Omdat er in deze studie met productsystemen binnen de West-Europese economie wordt gewerkt is bij voorkeur uitgegaan van economische allocatie.

Voor de volgende processen is allocatie toegepast:

- Recycling van gebruikt polystyreen: toerekening vermeden polystyreenproductie op basis van verhouding prijs secundair PS versus primair PS.
- Recycling van de stansafval van karton: gebaseerd op kwaliteitsvermindering (20% per cyclus) van de vezel [11].
- Energieopwekking door verbranding van afval. Verbranding van materialen in een AVI kan energie opleveren. Deze energie wordt deels toegepast voor het opwekken van elektriciteit en voor het distribueren van warmte. Hiermee wordt de opwekking van elektriciteit elders in het net vermeden (productiemix UCTE) en wordt het opwekken van warmte met aardgas in een industriële boiler vermeden. De toerekening vindt op basis van de materiaalspecifieke onderste verbrandingswaarde plaats. Daarnaast is het gebruik van hulpstoffen in de AVI stofafhankelijk toegerekend (zie voor details de VLCA database [21]).

2.8 Benodigde kwaliteit van de gegevens

Kwaliteit van de gegevens kan in het algemeen gedefinieerd worden als “karakteristieken van gegevens, die gedefinieerde vereisten vervullen”. In de meeste LCAs worden gegevens voor de beschrijving van verschillende typen technische systemen verkregen. Afhankelijk van het doel van de studie, worden vereisten gesteld aan de kwaliteit van de gegevens en aan welk soort gegevens, die gebruikt kunnen worden in de LCA. De vereisten betreffen zowel kwalitatieve als kwantitatieve aspecten, zoals hoe uitgebreid beschrijven de gegevens de bestudeerde technologie, de nauwkeurigheid van de gegevens, etc. De kwaliteit van elke specifieke LCI set van gegevens is daarom afhankelijk van de context waarin deze wordt toegepast. De kwaliteit van elke LCI set van gegevens, wat betreft een specifieke toepassing, mag slechts bepaald worden op basis van een grondige kennis van het systeem en van de gegevens [22].

De benodigde kwaliteit van de gegevens betreft de volgende aspecten [27]:

- a. Tijdgerelateerde dekking. Voor deze studie moeten de gegevens representatief zijn voor 2005. De gegevens mogen bij voorkeur niet ouder zijn dan vijf jaar.
- b. Dekking van het geografisch gebied. De gegevens dienen representatief te zijn voor West Europa.
- c. Dekking van de technologie. Toepassing van bestaande technologie, beschikbaar op de markt.
- d. Representativiteit. Kwalitatieve beoordeling van de mate waarin de set gegevens de echte belangrijke populatie reflecteert (o.a. geografisch gebied, de tijdsperiode, dekking van de toegepaste technologie).
- e. Bronnen van de gegevens.

Het kan zijn dat niet alle gegevens van een proces eenheid bekend zijn. In dat geval kan de grootte van de verwachte massastroom op nul worden gesteld of kan die van een vergelijkbaar proces worden berekend.

2.9 Kritisch herziening

De intentie bestaat om de studie met een vergelijkende beschouwing te openbaren aan het brede publiek; daarom stelt ISO 14040 additionele vereisten. De belangrijkste eis is dat een beoordelingspanel, bestaande uit belanghebbende partijen, een kritische herziening uitvoert [28].

Het proces van kritische beoordeling zal zeker stellen dat:

- de gebruikte methoden voor de uitvoering van de LCA consistent zijn met de Internationale Standaard;
- de gebruikte methoden voor de uitvoering van de LCA wetenschappelijk en technisch deugdelijk zijn;
- de gebruikte gegevens geschikt en reëel zijn met betrekking tot het doel van de studie;
- de interpretaties de geïdentificeerde beperkingen reflecteren met betrekking tot het doel van de studie;
- het rapport van de studie transparant en consistent is.

In het geval de kritische herziening wordt uitgevoerd door belanghebbende partijen, dient een externe onafhankelijke expert, die optreedt als voorzitter, geselecteerd te worden door de opdrachtgever van de oorspronkelijke studie en dient het panel uit tenminste drie personen te bestaan. Gebaseerd op het doel en de reikwijdte van de studie kan de voorzitter andere onafhankelijke gekwalificeerde beoordeelaars selecteren.

De uiteenzetting van de beoordeling en het beoordelingsrapport, met zowel de commentaren van de expert als elke respons op aanbevelingen van de expert of van het panel, zullen worden opgenomen in het LCA rapport.

Het beoordelingspanel voor de studie bestond uit:

- Theo Geerken, VITO, België (voorzitter)
- Päivi Harju-Eloranta, Stora-Enso, Finland
- Kasturirangan Kannah, NOVA Innovence, Groot-Brittannië
- Yannick Leguern, BIO Intelligence Service, Frankrijk

3. Beschrijving drinksystemen

3.1 Inleiding

Bij de beschrijving van de drinksystemen is onder andere gebruik gemaakt van de studies uit de begin jaren negentig [1], [2] en de studie naar de inzameling en recycling van gebruikte polystyreenbekers [4]. Deze gegevens zijn aangevuld met recente externe gegevens, metingen en schattingen. Voor de milieueffecten van de productie van de materialen en producten zijn recente gegevens gebruikt (zoals o.a. [15]).

3.2 Meermalige systemen

Er zijn in de studie twee meermalige systemen onderscheiden. Ten eerste, de porseleinen kop en schotel, die na ieder gebruik (de gebruikte kop en schotel worden in een verzamelkorf bij de automaat geplaatst) in een centrale vaatwasser in het bedrijfsrestaurant worden gewassen.

Het tweede systeem is de meermalige mok, die eigendom van de werknemer zelf is, en door haar/hem in een pantry/keuken wordt afgewassen. De basissituatie is, dat dit na ieder gebruik gebeurt en dat warm water uit een elektrische keukenboiler wordt gebruikt.

3.2.1 Meermalige porseleinen kop en schotel

Beschrijving porseleinen kop en schotel

De meermalige kop en schotel wordt van porselein gemaakt. Er zijn zowel Nederlandse als geïmporteerde producten op de Nederlandse markt. Op basis van Tabel 3.4 uit [1] blijkt dat de import 85% bedraagt. Aangenomen is dat deze import vanuit Europa geschiedt.

Op basis van het TAUW rapport [1], eigen metingen en marktinformatie is het gemiddeld gewicht van de porseleinen kop en schotel van 0,473 ($\pm 0,056$) kg gebruikt. Dit ligt iets boven de 0,45 kg, die in de TAUW studie voor een 190 ml porseleinen kop en schotel werd gebruikt.

Er is verondersteld dat de meermalige porseleinen kop en schotel gemiddeld 3000 drankverstrekkingen meegaat [1]. Dit heeft als consequentie dat voor het vervullen van de functionele eenheid er (gemiddeld) 1/3 porseleinen kop en schotel nodig is.

Gebruiksfase porseleinen kop en schotel

De gebruikte porseleinen kop en schotels worden in een verzamelkorf bij de automaat geplaatst en in een centrale vaatwasser in het bedrijfsrestaurant gewassen. Conform het basis scenario wordt de porseleinen kop en schotel na één verstrekking weggezet in de verzamelkorf om te worden afgewassen. Het is bekend dat veel gebruikers de porseleinen kop en schotel voor meer dan één verstrekking gebruiken. Omdat het aantal verstrekkingen een belangrijke rol zal spelen in de milieubelasting, wordt in een gevoeligheidsanalyse het effect hiervan nader bepaald.

In de TAUW studie [1] is het gebruik van een vaatwasser gedefinieerd, waarbij per kg porselein 0,68 l water en 0,91 gram vaatwasmiddel wordt gebruikt. Er zijn in de literatuur recentere gegevens van het gebruik van een professionele doorloopvaatwasser (zie Figuur 3) gevonden. De studie ‘Weggooien of spoelen’ [5] is hiervoor als basis gebruikt. In Bijlage 3 vindt men de details. Het is wel gebleken dat het energie- en waterverbruik per eenheid sterk kunnen variëren [13]. De gebruikte waarde van 0,0184 kWh per porseleinen kop en schotel (incl. drogen) ligt dicht bij de door Fresenius [13] gemeten waarde van 0,015 kWh voor eenzelfde type professionele vaatwasser. Het waterverbruik ligt met 0,126 l per porseleinen kop en schotel duidelijk onder de meetwaarde van 1.1 liter, maar ligt wel binnen de opgave van de fabrikanten [13]. Uit een recente maar vertrouwelijke LCA van het gebruik van een porseleinen kop en schotel in een kantooromgeving blijkt, dat het hier ingeschatte gebruik van water, elektriciteit en vaatwasmiddel aan de lage kant is [14].



Figuur 3 Voorbeeld van een professionele vaatwasser voor de grootkeuken [16].

De gegevens van het vaatwasmiddel zijn verkregen via de Nederlandse Vereniging van Zeepfabrikanten (NVZ) [12] en opgenomen in de inventory (zie Bijlage 2). In tegenstelling tot de TAUW studie [1] is ook het gebruik van de RWZI in het productsysteem betrokken.

Afvalverwerking

De gebruikte porseleinen kop en schotel wordt aan het einde van de levensloop met het niet-procesgebonden afval afgevoerd. Aangenomen is dat het porselein zich in de AVI als inert materiaal gedraagt.

Milieugegevens

In Tabel 2 is een overzicht gegeven van de bronnen voor de milieugegevens.

Tabel 2 Milieugegevens van de toepassing van de porseleinen kop en schotel.

Item	Proces; bron	Opmerking
Porselein productie	Sanitärkeramik, ab Regionallager; [15]	Meest recente en gelijkende proces; maakt oorspronkelijk gebruik van mix klei en kaolien, maar in deze studie 100% kaolien
Vaatwasmiddel	Zie Bijlage 3; [12], [15]	Energiegebruik mengen niet meegenomen. Samenstelling via [12]
Elektriciteit	Elektriciteit laag voltage, gebruikt in UCTE [15]	Meest recente West-Europese data en meest voorkomende technologie. Representatief voor 2000
RWZI	Treatment, sewage, to wastewater treatment, class 2/CH; [15]	Zwitserse RWZI. Infrastructuur niet meegenomen.
Afvalverwerking	Afvalverbrandingsmodel van TNO [21]	Modern (1995-2000) afvalverbrandingsproces, representatief voor processen met energietेरugwinning

De productie van (sanitair) porselein is niet volledig representatief voor die van de kop en schotel. Echter het proces maakt gebruik van 100% kaolien. In het geval dit proces zeer significant is voor de overall resultaten, zal het een onderwerp zijn voor verdere evaluatie.

3.2.2 Meermalige aardewerk mok

Beschrijving aardewerk mok

De meermalige mok wordt van porselein of aardewerk gemaakt. Er is een verhouding van 10% porselein, 90% aardewerk aangehouden. Vergeleken met porselein gebruikt aardewerk minder kaolien als grondstof en wordt het bij lagere temperaturen gebakken. Dit leidt tot een lagere milieubelasting.

Gebruiksfase

Na ieder gebruik wordt de aardewerk mok met de hand afgewassen met heet water uit een elektrische keukenboiler. Op basis van het dagverbruik, inclusief stilstandverliezen, aan elektriciteit (1,63 kWh) van een keukenboiler en het geschatte waterverbruik van dit soort boilers in een kantoor situatie (15 l), is een elektriciteitsge-

bruik van 0,109 kWh.l⁻¹ geschat [24], [25]. Het afwassen van een aardewerk mok kent een verbruik van naar schatting 0,4 l per keer.

Met een gevoeligheidsanalyse zal het effect van het niet na iedere verstrekking reinigen van de aardewerk mok op de milieueffecten worden bepaald.

Afvalverwerking

De gebruikte aardewerk mok wordt aan het einde van de levensloop met het niet-procesgebonden afval afgevoerd. Aangenomen is dat het aardewerk zich in de AVI als inert materiaal gedraagt.

Milieugegevens

In Tabel 3 is een overzicht gegeven van de bronnen voor de milieugegevens.

Tabel 3 Milieugegevens van de toepassing van de aardewerk mok.

Item	Proces; bron	Opmerking
Aardewerk en porselein productie	Sanitärkeramik, ab Regional-lager; [15]	90% bestaat uit aardewerk. Meest recente en gelijkende proces. Grondstoffen samenstelling is aangepast voor steengoed (stoneware). Voor aardewerk 80% van het energiegebruik van porselein.
Vaatwasmiddel	Zie Bijlage 3; [12], [15]	Energiegebruik mengen en evt. procesemissies niet meegenomen. Samenstelling op basis [12]
Elektriciteit	Elektriciteit laag voltage, gebruikt in UCTE [15]	Meest recente West-Europese data en meest voorkomende technologie. Representatief voor 2000
RWZI	Treatment, sewage, to wastewater treatment, class 2/CH; [15]	Zwitserse RWZI. Infrastructuur niet meegenomen.
Afvalverwerking	Afvalverbrandingsmodel van TNO [21]	Modern (1995-2000) afvalverbrandingsproces, representatief voor processen met energierterugwinning

De productie van (sanitair) porselein zal niet volledig representatief zijn voor die van de aardewerk mok. Echter de grondstoffensamenstelling en het energiegebruik zijn aangepast voor steenwerk. In het geval dit proces zeer significant is voor de overall resultaten, zal het een onderwerp zijn voor verdere evaluatie.

3.2.3 Transportafstanden en transportmiddelen voor meermalige systemen

Voor de meermalige systemen vindt transport plaats vanaf het begin van de levenscyclus tot en met de afdanking ervan. De transportafstanden en de middelen die

niet altijd in de Ecoinvent processen zijn opgenomen, worden gegeven in Tabel 4 en Tabel 5.

Tabel 4 Transportafstanden en transportmiddelen tussen de verschillende stappen van de levenscyclus voor de porseleinen kop en schotel, die niet altijd in de (Ecoinvent) LCI gegevens zijn opgenomen.

Van	Naar	Afstand (km)	Terug	Transportmiddelen
Grondstoffen (kaolien)	Productie kop en schotel	760	N	aak
Grondstoffen (kaolien)	Productie kop en schotel	47	N	vrachtwagen 32 ton
Grondstoffen (veldspaat)	Productie kop en schotel	120	N	vrachtwagen 32 ton
Grondstoffen (veldspaat)	Productie kop en schotel	1600	N	kustvaarder
Grondstoffen (kwarts)	Productie kop en schotel	25	J	vrachtwagen 32 ton
Grondstoffen (gips)	Productie kop en schotel	600	N	vrachtwagen 32 ton
Productie afwasmiddel	Gebruik kop en schotel	150	J	vrachtwagen 16 ton
Productie kop en schotel	Afvalverwerking	50	N	vrachtwagen 16 ton
Productie kop en schotel	Gebruik kop en schotel	300	N	vrachtwagen 16 ton
Gebruik kop en schotel	Afvalverwerking	100	J	vrachtwagen 16 ton

Tabel 5 Transportafstanden en transportmiddelen tussen de verschillende stappen van de levenscyclus voor de aardewerk mok, die niet altijd in de (Ecoinvent) LCI gegevens zijn opgenomen.

Van	Naar	Afstand (km)	Terug	Transportmiddelen
Grondstoffen (kaolien/klei)	Productie mok	760	N	aak
Grondstoffen (kaolien/klei)	Productie mok	47	N	vrachtwagen 32 ton
Grondstoffen (veldspaat)	Productie mok	120	N	vrachtwagen 32 ton
Grondstoffen (veldspaat)	Productie mok	1600	N	kustvaarder
Grondstoffen (kwarts)	Productie mok	25	J	vrachtwagen 32 ton
Grondstoffen (gips)	Productie mok	600	N	vrachtwagen 32 ton
Productie mok	Afvalverwerking	50	N	vrachtwagen 16 ton
Productie mok	Productie mok	300	N	vrachtwagen 16 ton
Gebruik mok	Afvalverwerking	100	J	vrachtwagen 16 ton

3.3 Eenmalige systemen

3.3.1 Eenmalige polystyreen beker

De polystyreen automaatbekers op de Nederlandse markt hebben veelal een (vul)volume van 150 of 180 ml. De studie met berekeningen is uitgevoerd voor de 180 ml bekers.

Beschrijving eenmalige polystyreen beker

De TAUW studie [1] ging uit van een bekgewicht van 4,1 gram, terwijl op basis van de gegevens van Stichting Disposables Benelux een bekgewicht van 4,0 gram werd gebruikt in de TNO studie [4]. De range voor polystyreen automaatbekers ligt tussen de 3,8 en 4,5 gram. Als basis voor de studie zal het bekgewicht van 4,0 gram worden gebruikt, hetgeen correspondeert met het 180 ml volume.



Figuur 4 Polystyreen automatenbeker.

De witte polystyreen bekers bevatten 1-2% kleurstof. In deze studie is 2% titaanoxide aangenomen. Het polystyreen dat wordt gebruikt is voor 60% General Purpose PS (GPPS) en voor 40% High Impact PS (HIPS). De bekers worden door thermoforming uit PS-folie gemaakt. Bij het maken van de folie en van de bekers ontstaat per kg bekers 0,54 kg afval (zie Tabel 6) die of intern of extern worden gerecycled. Voor deze studie is interne recycling aangenomen, omdat dit bij de bekerproducenten de meest voorkomende wijze is (zogenoemde in-line productie).

Inzameling eenmalige polystyreen beker

Na het gebruik gaan de polystyreen bekers in een verzamelzak of in een kartonnen verzameldoos. Het vuilpercentage voor de ingezamelde bekers is hoog en de bekers bevatten gemiddeld 23,7% vuil in de vorm van drankresten, sigarettenpeuken en ander afval [4].

De zakken en/of dozen met gebruikte polystyreen bekers worden met een bestelwagen bij de bij Retour aangesloten bedrijven opgehaald en naar een opslaglocatie gebracht. Daar worden de dozen en zakken in containers opgeslagen en wanneer er twee containers vol zijn, worden ze naar een voorbereider getransporteerd. Deze voorbereider verwijdert de dozen en perst de polystyreen bekers (en zakken) tot balen. De balen gaan voor verdere bewerking vervolgens naar de kunststof recycler [4].

Recycling en afvalverwerking

De recycler past voor de verwerking van de gebruikte bekers een nat proces toe [4]. De polystyreen bekers worden samen met materialen van de bloemenveilingen, zoals PS plantentrays, verwerkt. Gekozen is voor het natte proces, omdat de uit-

gangsproducten zijn vervuild. Door een gesloten watersysteem is het waterverbruik beperkt.

Het toegepaste scheidings- en reinigingsproces kent de volgende stappen:

1. Verwijderen binddraden van de baal
2. Afbrokkelen balen en visuele inspectie
3. Transportband
4. Verkleinen bekers
5. Zeven verkleind materiaal
6. Wassen van het zeefgoed
7. Nat malen
8. Scheiden via drijf/zink-scheiding
9. Scheiden via hydrocycloon
10. Mechanisch drogen van de kunststoffracties

Het tijdens stap 1 vrijkomende ijzer wordt afgevoerd naar een oudmetaalhandel. De verwerking van de geringe hoeveelheid ijzer is niet meegenomen in de berekeningen.

De polystyreen bekers komen vanaf stap 5 samen met andere kunststof producten (o.a. PE). Daardoor is het scheiden van de verschillende kunststoffen noodzakelijk en dat geschiedt tijdens de stappen 8 en 9.

Op basis van de door de Stichting Disposables Benelux beschikbaar gestelde data is berekend dat bij de recycling 16% vuil en vocht, ten opzichte van de bruto hoeveelheid polystyreen bekers, vrijkomt [4]. Van deze 16% wordt de helft verbrand en de andere helft op het riool geloosd. Aangenomen is dat de milieueffecten van deze afvalverwerkingen verwaarloosbaar zijn.

Milieugegevens

In Tabel 6 is een overzicht gegeven van de bronnen voor de milieugegevens.

Tabel 6 Milieugegevens van toepassing voor polystyreen automaatbeker.

Item	Proces; bron	Opmerking
PS productie	Polystyrene, GPPS ¹ , at plant; HIPS ¹ en Titanium dioxide, production mix, at plant [15]	2% TiO ₂ als witte kleurstof. Representatief voor West-Europa, gemiddelde technologie en meest recente data
Productie beker	Extrusion, plastic film en thermoforming [15]; Energieverbruik van productie beker: 0,9322 kWh/kg beker [20]	De productie van 1 kg bekers kent rand- en stansverliezen [23]. Deze verliezen worden in het in-line systeem intern gerecycled. In het in-line systeem vindt de thermoforming direct na de extrusie plaats; hierdoor is het 1 maal extra verhitten van de folie niet nodig. Representatief voor huidige moderne technologie in West-Europa
Inzameling	Volgens systeem Stichting Disposables Benelux [4]	Huidig specifiek Nederlands inzamelsysteem
Afvalverwerking	Afvalverbrandingsmodel [21]	Modern (1995-2000) afvalverbrandingsproces, representatief voor proces met energierterugwinning

¹ Deze processen zijn op de gegevens van Plastics Europe [36] gebaseerd.

3.3.2 Eenmalige polystyreen inzetbeker

Deze beker is nieuw ten opzichte van de systemen geanalyseerd in de TAUW-studie [1].



Figuur 5 Polystyreen inzetbeker en bekerhouder.

Beschrijving eenmalige polystyreen inzetbeker

Het systeem van de eenmalige polystyreen inzetbeker bestaat uit een eenmalige inzetbeker en een meermalige bekerhouder. De inzetbeker gebruikt minder polystyreen per vulvolume omdat deze de stevigheid aan de bekerhouder ontleent. De bekerhouder wordt ook veelal van polystyreen gemaakt.

De polystyreen inzetbeker heeft een gewicht van 2,7 gram voor de 180 ml beker en de bekerhouder heeft een gewicht van 35,3 gram. Deze waarden zullen in de studie worden gebruikt. De impact van een geringere massa van de polystyreen inzetbeker zal met een gevoeligheidsanalyse worden bepaald. Er is aangenomen dat de bekerhouder gemiddeld 1000 verstrekkingen meegaat.

Inzameling eenmalige polystyreen inzetbeker

De inzameling van de polystyreen inzetbeker vindt via het in 3.3.1 beschreven retoursysteem plaats. De bekerhouder gaat aan het eind van de levensloop met het niet-procesgebonden bedrijfsafval mee.

Recycling en afvalverwerking

Zie 3.3.1.

Milieugegevens

In Tabel 7 is een overzicht gegeven van de bronnen voor de milieugegevens.

Tabel 7 Milieugegevens van de toepassing van de PS inzetbeker en bekerhouder.

Item	Proces; bron	Opmerking
PS productie	Polystyrene, general purpose, GPPS ¹ , at plant, HIPS ¹ , en Titanium dioxide, production mix, at plant [15]. Energieverbruik van de productie inzetbeker: 0,9322 kWh/kg inzetbeker [20]	2% TiO ₂ als witte kleurstof. Representatief voor West-Europa, gemiddelde technologie en meest recente data
Productie inzetbeker	Extrusion, plastic film en thermoforming [15]. Energieverbruik van de productie inzetbeker: 0,9322 kWh/kg inzetbeker [20]	De productie van 1 kg inzetbeker kent rand- en stansverliezen [23]. Deze verliezen worden in het in-line systeem intern gerecycled. In het in-line systeem vindt de thermoforming direct na de extrusie plaats; hierdoor is het 1 maal extra verhitten van de folie niet nodig. Representatief voor huidige moderne technologie in West-Europa, meest recente data
Productie bekerhouder	Injection moulding; [15]	Voor 1 kg bekerhouders is 1,006 kg PS nodig i.v.m. spuitgietverliezen.
Inzameling inzetbeker	Volgens systeem Stichting Disposables Benelux [4]	Huidig specifiek Nederlands inzamelsysteem
Afvalverwerking	Afvalverbrandingsmodel van TNO [21]	Modern (1995-2000) afvalverwerkingsproces, representatief voor proces met energierugwinning

¹ Deze processen zijn op de gegevens van Plastics Europe [36] gebaseerd.

3.3.3 Eenmalige kartonnen beker

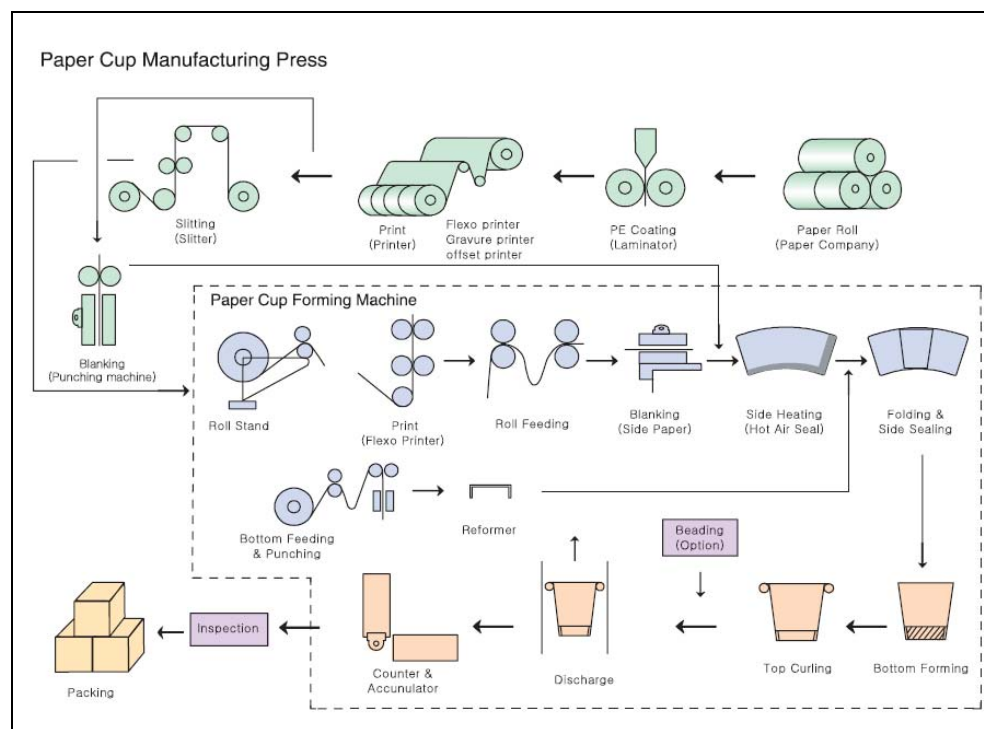
De kartonnen beker is waarschijnlijk het oudste systeem voor automaatbekers. Het aandeel op de markt is gering ten opzichte van de kunststof beker.



Figuur 6 Kartonnen drinkbeker.

Beschrijving eenmalige kartonnen beker

De kartonnen beker wordt gemaakt uit twee stukken karton, de bodem en de wand, die waterdicht worden samengevoegd (zie Figuur 7). Het karton is aan één of beide zijden met een laag polyethyleen (PE) bekleed. De verhouding tussen het karton en het PE is niet goed bekend, maar van kartonnen bekertjes, gebruikt voor koude dranken, is bekend dat verhoudingen van 19:1 en 16:1 [5] voorkomen. Voor het basis scenario is op basis van gegevens uit de StoraEnso Product Selector een verhouding van 17:1 (5,9% PE) voor éézijdig gecoat karton [26] aangenomen. Tweezijdig gecoat karton wordt door StoraEnso voor koude dranken aanbevolen, dit materiaal bevat gemiddeld 10,1% PE. De buitenzijde van de beker is veelal bedrukt. Als een representatief gewicht van de 180 ml beker is 5,0 gram aangenomen op basis van [18], [19], [20].



Figuur 7 Productieproces van de kartonnen drinkbeker [17].

Voor het produceren van kartonnen drinkbekers voor warme dranken zijn geen specifieke LCI gegevens voorhanden. In andere studies wordt voor het karton wel gebruik gemaakt van ‘solid bleached board (SBB)’, of wel van kraftpapier [5]. Dit laatste materiaal lijkt een onwaarschijnlijke keuze te zijn. In deze studie is gebruik gemaakt van liquid packaging board [15], dat voor food toepassingen wordt gebruikt.

Inzameling en verwerking eenmalige kartonnen beker

Tot voor kort heeft de Stichting Disposables Benelux ook kartonnen bekens ingezameld. Door teruglopende hoeveelheden is deze inzameling gestopt. De gebruikte kartonnen bekens gaan nu naar de afvalverbranding (AVI).

Milieugegevens

In Tabel 8 is een overzicht gegeven van de bronnen voor de milieugegevens.

Tabel 8 Milieugegevens van de toepassing van de PE-gecoate kartonnen beker.

Item	Proces; bron	Opmerking
PE gecoat karton productie	Liquid packaging board, at plant en Polyethylene granulate, at plant [15]	93,3% LPB, 6,7% PE
Productie beker	Production of liquid packaging board containers, at plant [15]	Gebaseerd op productie van drankenkarton. Voor 1 kg bekert is 1,27 kg karton nodig i.v.m. stans- en aanloopverliezen. Deze verliezen worden extern gerecycled. Het energieverbruik is gebaseerd op meting bij één bekerfabrikant [20] en op het energieverbruik van Production of liquid packaging board containers, at plant [15]. Als waarde is 150% van dit laatste proces gebruikt.
Recycling stansafval pre-consumer karton	Recyclingproces: Paper, recycling, deinking; Vermeden product: Sulphate pulp, unbleached [15]	Kwaliteitsverlies (80% oorspronkelijke kwaliteit) vezel is in vermeden product verwerkt.
Afvalverwerking	Afvalverbrandingsmodel van TNO [21]	Modern (1995-2000) afvalverbrandingsproces, representatief voor proces met energierugwinning

3.3.4 Transportafstanden en transportmiddelen voor eenmalige systemen

In een aantal LCI (Ecoinvent) gegevens is transport reeds opgenomen. Echter voor een aantal transporten tussen specifieke levenscyclus stappen waren deze gegevens niet beschikbaar of zijn ze aangepast, specifiek voor deze studie. Deze transport gegevens worden gepresenteerd in twee tabellen (Tabel 9 en Tabel 10).

Tabel 9 Transportafstanden en transportmiddelen tussen verschillende stappen van de levenscyclus voor de polystyreen (inzet) beker, die niet altijd in de (Ecoinvent) LCI gegevens zijn opgenomen.

Van	Naar	Afstand (km)	Terug	Transportmiddelen
Grondstoffen (PS)	Productie beker	300	N	vrachtauto 32 ton
Productie beker	Gebruik beker	150	N	vrachtauto 16 ton
Gebruik beker	Inzameling (overslag)	216	N	bestelauto <3,5 ton
	Vorbewerking	210	N	vrachtauto 16 ton
	Recycling	200	J	vrachtauto 16 ton
Vorbewerking (dozen)	Recycling	150	N	vrachtauto 16 ton

Tabel 10 Transportafstanden en transportmiddelen tussen de verschillende stappen van de levenscyclus voor de kartonnen beker, die niet altijd in de (Ecoinvent) LCI gegevens zijn opgenomen.

Van	Naar	Afstand (km)	Terug	Transportmiddelen
Grondstoffen	Productie karton	298	N	vrachtauto 32 ton
Grondstoffen	Productie karton	166	N	per spoor
Productie karton	Productie beker	100	N	vrachtauto 32 ton
Productie karton	Productie beker	186	N	per spoor
Productie beker	Recycling	150	N	vrachtauto 16 ton
Productie beker	Gebruik beker	150	N	vrachtauto 16 ton
Gebruik beker	Recycling	150	N	vrachtauto 16 ton
Gebruik beker	Afvalverwerking	100	J	vrachtauto 16 ton

3.4 Evaluatie van de kwaliteit van de gegevens

De verkregen LCI gegevens voor de meermalige en eenmalige systemen zullen worden geëvalueerd, gebruik makend van de vereiste kwaliteitscriteria, gesteld in paragraaf 2.8 “Benodigde kwaliteit van de gegevens”. De gegevens van de achtergrond systemen, zoals de levering van elektriciteit, opwekking van warmte en transport, worden verkregen vanuit de Ecoinvent database [15] en dekken de processen in West-Europa in 2000. Het zijn de meest recente en meest representatieve gegevens, beschikbaar tijdens de uitvoering van de studie.

De gewichten van alle drinksystemen zijn gebaseerd op een gemiddelde waarde van de meest recente systemen in de Nederlandse situatie. Omdat de Nederlandse markt voor deze systemen betrokken is op binnenlandse en Europese productie, betreft het de huidige situatie voor West-Europa. De productieprocessen zijn gebaseerd op recente industriespecifieke gegevens (PS beker en PS inzetbeker) of op vergelijkbare processen, gegeven door de Ecoinvent database (porseleinen kop en schotel, aardewerk mok en kartonnen beker).

Het energieverbruik tijdens de gebruiksfase van de meermalige systemen is gebaseerd op gegevens van voor 2000. De onzekerheid in deze gegevens zal worden ondervangen door een gevoeligheidsanalyse.

Gegevens voor het actuele gebruik van elk drinkstelsel in de praktijk werden bepaald, omdat gemeten waarden niet beschikbaar waren. Dit creëert onzekerheid in de LCA resultaten; daarom zijn gevoeligheidsanalyses uitgevoerd om de impact van deze onzekerheid te bepalen.

4. Milieueffecten gebruik drinksystemen

4.1 Inleiding

Bij het bespreken van de resultaten van de effectbeoordeling is het van belang om te weten of een proces een **significante bijdrage** levert aan een effectcategorie of niet. ISO geeft geen exacte richtlijnen op dit punt, maar als een vuistregel kan een bijdrage van 20% of meer worden gehanteerd.

Een ander punt is of een bijdrage verwaarloosbaar kan worden genoemd. In ISO 14043 wordt de mate van belang voor bijdragen aan de LCI geïnclassificeerd in termen van procentuele bijdragen. De criteria zijn:

- A: Meest belangrijk, significante invloed, bijdrage > 50%
- B: Zeer belangrijk, relevante invloed, $25\% < \text{bijdrage} \leq 50$
- C: Tamelijk belangrijk, enige invloed, $10\% < \text{bijdrage} \leq 25$
- D: Weinig belangrijk, geringe invloed, $2,5\% < \text{bijdrage} \leq 10$
- E: Onbelangrijk, verwaarloosbare invloed, bijdrage < 2,5

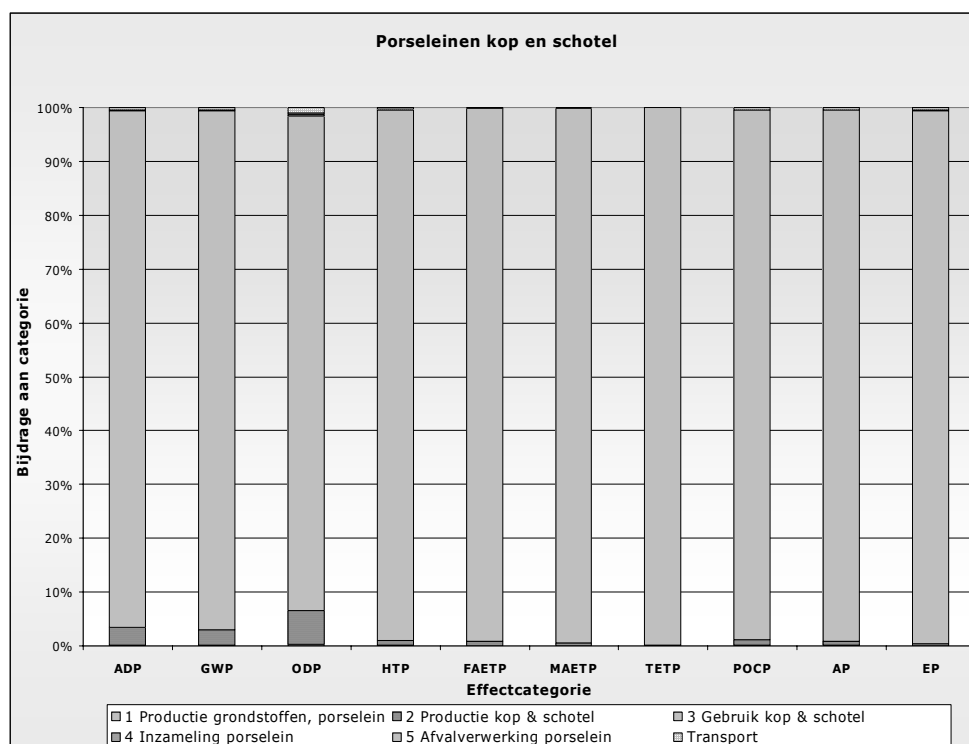
Deze indeling zal bij het beoordelen van de resultaten worden gehanteerd.

4.2 Meermalige porseleinen kop en schotel

Het milieuprofiel wordt gedomineerd door de gebruiksfase, de bijdrage varieert tussen de 97 en 99%, afhankelijk van welke effectcategorie, zie Figuur 8. De absolute waarden per effectcategorie vindt men in Tabel 11. De productie van het porselein heeft een geringe invloed voor de categorieën ADP, GWP, en ODP. De overige levenscyclusfasen hebben een verwaarloosbare invloed.

Tabel 11 Milieuprofiel van de porseleinen kop en schotel.

Categorie	Eenheid	Totaal
ADP	kg Sb eq.	8.15E-02
GWP	kg CO ₂ eq.	1.18E+01
ODP	kg CFC-11 eq.	5.42E-07
HTP	kg 1,4-DB eq.	4.36E+00
FAETP	kg 1,4-DB eq.	1.64E+00
MAETP	kg 1,4-DB eq.	8.68E+03
TETP	kg 1,4-DB eq.	1.92E-01
POCP	kg C ₂ H ₂	3.52E-03
AP	kg SO ₂ eq.	7.34E-02
EP	kg PO ₄ ³⁻ eq.	1.16E-02



Figuur 8 Milieuprofiel van de porseleinen kop en schotel.

Voor de gebruiksfase zal nu een nadere uitleg worden gegeven per effectcategorie (zie Tabel 12).

Tabel 12 Belangrijkste bijdragen/emissies van de zeer tot meest belangrijke levensfasen van de meermalige porseleinen kop en schotel aan de effectcategorieën.

Categorie	3 ¹ Gebruik porseleinen kop en schotel
ADP	Gebruik steenkool en aardgas
GWP	Emissie CO ₂ bij opwekking elektriciteit
ODP	Emissie CFC-10 en Halon-1301 bij winning brandstoffen.
HTP	Emissie van selenium bij verbranding vaste fossiele brandstoffen
FAETP	Emissie van vanadium bij verbranding aardolie
MAETP	Emissie van waterstoffluoride bij verbranding vaste fossiele brandstoffen
TETP	Emissie van vanadium en kwik bij verbranding vaste fossiele brandstoffen
POCP	Emissie van koolmonoxide, methaan en pentaan bij verbranding fossiele brandstoffen
AP	Emissie van zwavel- en stikstofoxiden bij verbranding vaste fossiele brandstoffen
EP	Emissie van stikstofoxiden bij verbranding brandstoffen, nitraat en fosfaat in effluent RWZI

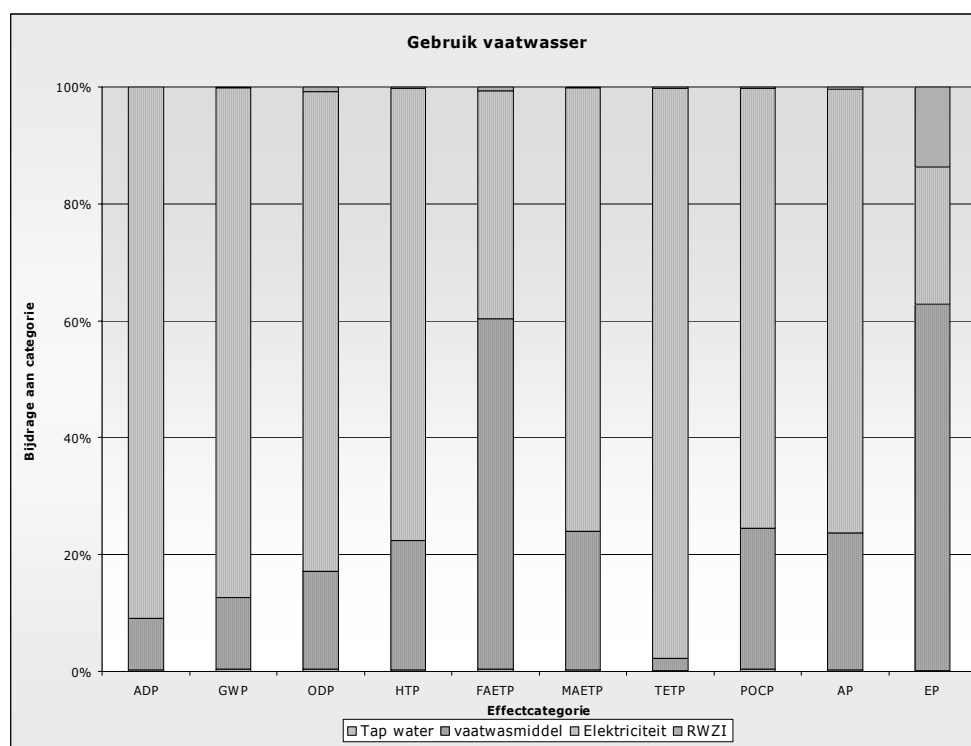
¹ Het cijfer 3 verwijst naar de derde levensfase (zie Figuur 1).

Voor ADP (uitputting grondstoffen) wordt 87% van de belasting veroorzaakt door het elektriciteitsverbruik van de vaatwasser. Het gaat daarbij vooral om de uitputting van kolen en gas.

Ook voor het broeikaseffect (GWP) levert het elektriciteitsverbruik de grootste bijdrage. De emissie van CO₂ bij de opwekking van elektriciteit uit fossiele brandstoffen is de belangrijkste oorzaak.

De emissies van halonen en CFCs, die met name vrijkomen bij de productie van aardolie en het elektriciteitsverbruik, zijn de belangrijkste oorzaak voor de hoge ODP score van de vaatwasser. Het gebruik van de vaatwasser draagt hierdoor voor 92% bij aan de totaalscore voor ODP.

Vanwege de significante bijdrage van de vaatwasser aan het milieuprofiel, zal hierop nader worden ingegaan. In Figuur 9 is per effectcategorie de relatieve bijdrage van de verschillende deelprocessen van het gebruik van de vaatwasser weergegeven. Omdat daarnaast de onzekerheid in de (gebruiks)gegevens van de vaatwasser groot is, zal dit een onderwerp zijn voor een gevoeligheidsanalyse.



Figuur 9 Milieueffecten van het gebruik van de vaatwasser.

Voor de categorie humane toxiciteit (HTP) is het gebruik van elektriciteit het meest belangrijke proces en het gebruik van vaatwasmiddel is een zeer belangrijk proces. Bij het elektriciteitsgebruik is de emissie van selenium het meest bepalend; bij het gebruik van het vaatwasmiddel is de emissie van natriumpolyfosfaat bepalend. De emissie van vanadium naar het oppervlaktewater bij de productie van het vaatwasmiddel vormt de belangrijkste bijdrage aan de categorie zoetwater ecotoxiciteit.

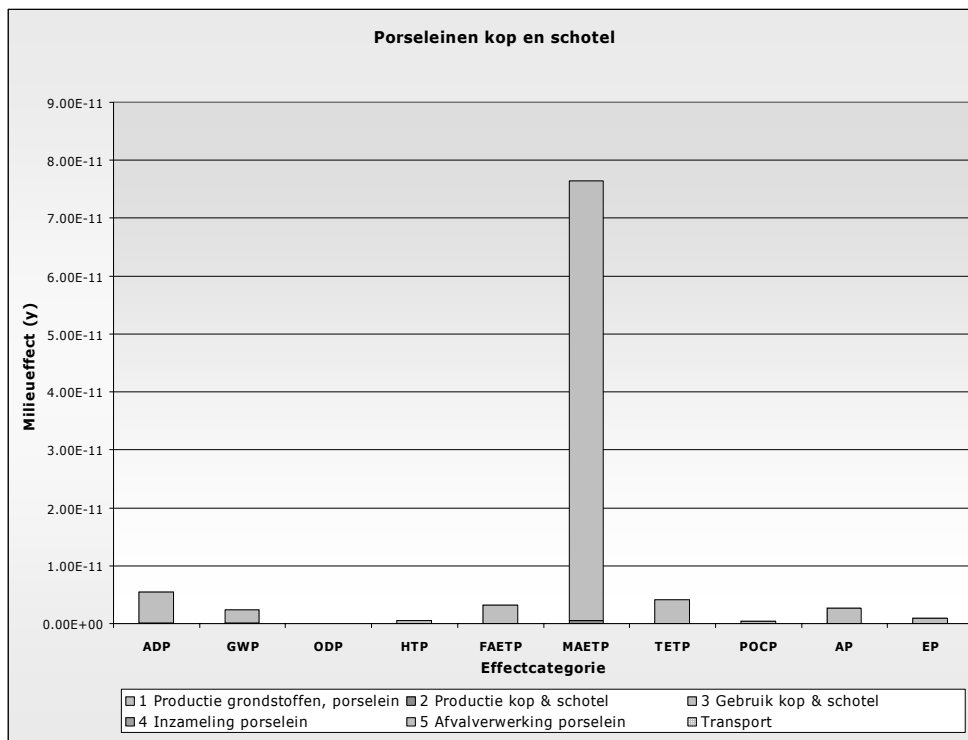
(FAETP). Het gebruik van het vaatwasmiddel is het meest belangrijke proces, wat betreft de bijdrage aan deze effectcategorie; het gebruik van elektriciteit is zeer belangrijk.

Voor de categorie mariene ecotoxiciteit (MAETP) is het gebruik van elektriciteit het meest belangrijk; het gebruik van het vaatwasmiddel is nu zeer belangrijk. De emissie van waterstoffluoride (HF) naar de lucht is de meest bijdragende emissie aan de categorie MAETP.

De laatste ecotoxiciteitscategorie is de terrestrische (TETP). Het gebruik van elektriciteit is vanwege de emissies van vanadium en kwik het meest belangrijke deelproces.

De effectcategorie fotochemische oxidantvorming (POCP) kent het gebruik van het vaatwasmiddel als meest belangrijke proces en het elektriciteitsgebruik als zeer belangrijk proces. De emissie van zwaveldioxide is het meest bepalend.

Voor verzuring (AP) is de emissie van zwaveldioxide de meest bepalende emissie. Deze emissie treedt op bij de productie van elektriciteit en van het vaatwasmiddel. Als laatste effectcategorie wordt eutrofiëring (EP) behandeld. Het gebruik van het vaatwasmiddel is het meest belangrijk; het gebruik van elektriciteit is zeer belangrijk en de afvalwaterbehandeling in een RWZI is tamelijk belangrijk. De emissie van fosfaat naar water en van stikstofoxiden naar de lucht zijn de meest bijdragende.



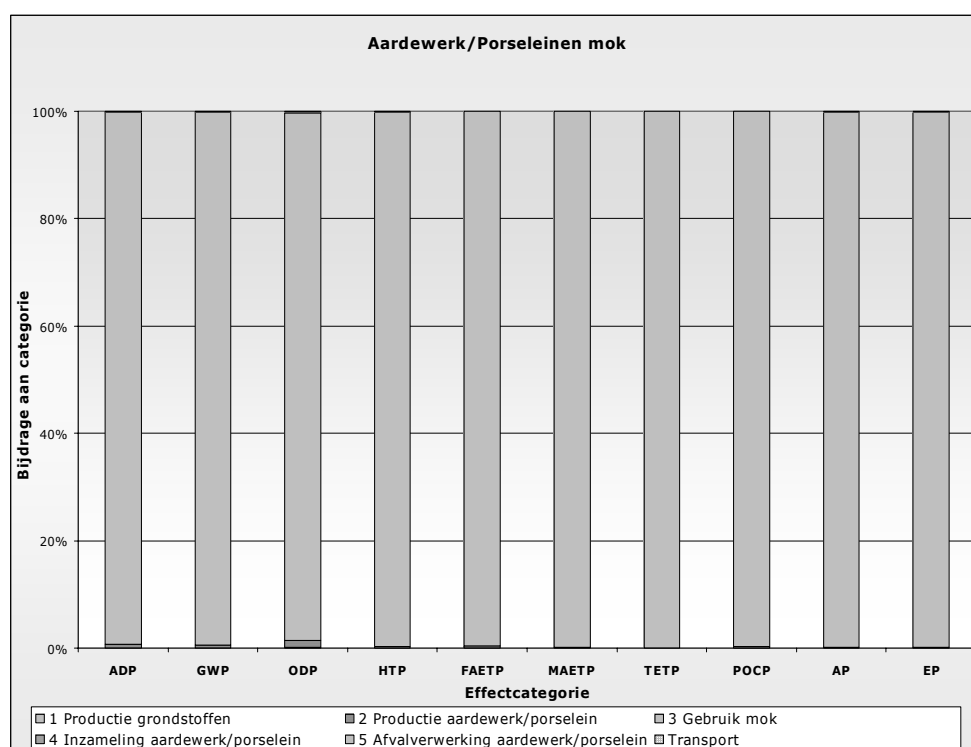
Figuur 10 Genormaliseerd milieuprofiel van de porseleinen kop en schotel.

Wanneer in het milieuprofiel de scores voor iedere categorie worden gerelateerd aan de waarden die de totale Europese emissies in 1995 hadden, ontstaat het

genormaliseerde milieuprofiel. Voor de porseleinen kop en schotel (Figuur 10) is het duidelijk het milieuprofiel wordt gedomineerd door de mariene ecotoxiciteit (MAETP). Dit wordt veroorzaakt door het feit dat de waterstoffluoride emissie niet in de normalisatiefactor is verwerkt.

4.3 Meermalige aardewerk mok

Ook voor de meermalige aardewerk/porseleinen mok is de gebruiksfase het meest belangrijke proces (zie Figuur 11). De productie van het aardewerk (waarvan 90% van de mokken zijn gemaakt) en van het porselein is verwaarloosbaar (bijdrage minder dan 2,5%). De productie van de grondstoffen voor aardewerk en porselein heeft een verwaarloosbare invloed op het milieuprofiel. Dit geldt ook voor de transporten in het systeem, voor de inzameling van de aardewerk mokken aan het eind van hun gebruiksfase en voor de afvalverbranding.



Figuur 11 Milieuprofiel van de meermalige aardewerk/porseleinen mok.

Tabel 13 Milieuprofiel van de meermalige aardewerk/porseleinen mok.

Categorie	Eenheid	Totaal
ADP	kg Sb eq.	1.71E-01
GWP	kg CO ₂ eq.	2.38E+01
ODP	kg CFC-11 eq.	1.00E-06
HTP	kg 1,4-DB eq.	7.97E+00
FAETP	kg 1,4-DB eq.	1.56E+00
MAETP	kg 1,4-DB eq.	1.56E+04
TETP	kg 1,4-DB eq.	4.45E-01
POCP	kg C ₂ H ₂	6.39E-03
AP	kg SO ₂ eq.	1.32E-01
EP	kg PO ₄ ³⁻ eq.	1.14E-02

De milieueffecten van het gebruik van de aardewerk mok (na ieder gebruik wordt de mok met de hand gewassen met heet water uit een elektrische keukenboiler) zijn vrijwel volledig het gevolg van het gebruik van elektriciteit. De effecten van het afvalwater dat voor reiniging naar de RWZI gaat, zijn niet of van gering belang. Een uitzondering hierop vormt het effect eutrofiëring, waaraan de RWZI voor meer dan 40% bijdraagt (zie Tabel 14). Hierbij moet rekening worden gehouden met het feit dat de effecten van de RWZI op een gemiddelde afvalwaterstroom zijn gebaseerd. De vuillast van het afwassen van de aardewerk mok zal onder dat gemiddelde liggen.

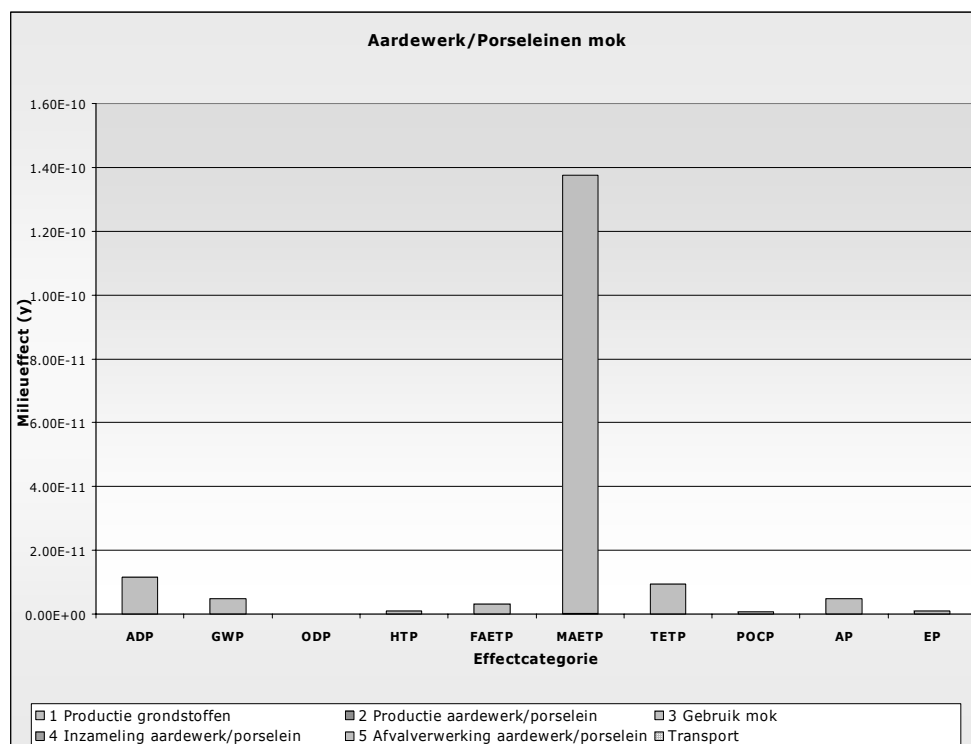
Tabel 14 Belangrijkste bijdragen/emissies van de zeer tot meest belangrijke levensfasen van de meermalige aardewerk/porseleinen mok aan de effectcategorieën.

Categorie	3 ¹ Gebruik aardewerk mok
ADP	Gebruik steenkool en aardgas
GWP	Emissie CO ₂ bij opwekking elektriciteit
ODP	Emissie CFC-10 en Halon-1301 bij winning brandstoffen.
HTP	Emissie van selenium bij verbranding vaste fossiele brandstoffen
FAETP	Emissie van vanadium bij verbranding aardolie
MAETP	Emissie van waterstofluoride bij verbranding vaste fossiele brandstoffen
TETP	Emissie van vanadium en kwik bij verbranding vaste fossiele brandstoffen
POCP	Emissie van koolmonoxide, methaan en pentaan bij verbranding fossiele brandstoffen
AP	Emissie van zwavel- en stikstofoxiden bij verbranding vaste fossiele brandstoffen
EP	Emissie van stikstofoxiden bij verbranding brandstoffen, nitraat en fosfaat in effluent RWZI

¹ Het cijfer 3 verwijst naar de derde levensfase (zie Figuur 1).

Het normaliseren van de gekarakteriseerde waarden (zie Tabel 13) geeft het genormaliseerde milieuprofiel (zie Figuur 12). Evenals bij het milieuprofiel van de porseleinen kop en schotel (zie Figuur 10) domineert de mariene ecotoxiciteit het

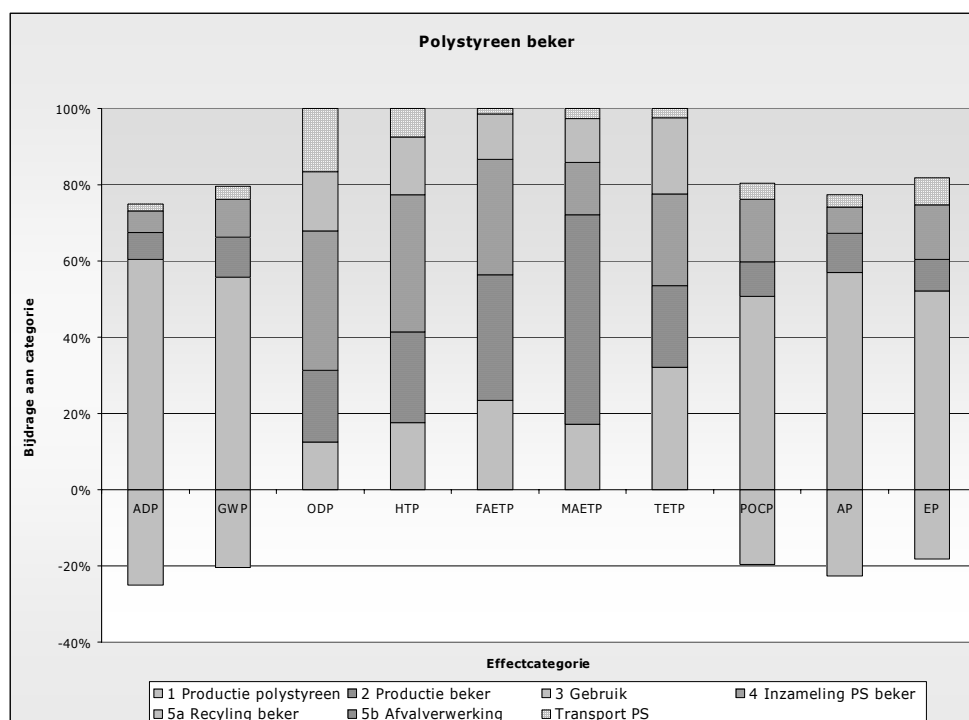
beeld, veroorzaakt door de HF emissies tijdens de toepassing van vast fossiele brandstoffen.



Figuur 12 Genormaliseerd milieuprofiel van de meermalige aardewerk/porseleinen mok.

4.4 Eenmalige polystyreen beker

Het milieuprofiel van de eenmalige polystyreen beker wijkt duidelijk af van die van de meermalige bekers. In plaats van dat het gebruik van de beker het milieuprofiel bepaalt, zijn het nu de productie van de grondstof, het produceren van de beker, de inzameling van de beker en de recycling die beeldbepalend zijn (zie Figuur 13).



Figuur 13 Milieuprofiel van de eenmalige polystyreen automaatbeker.

De productie van polystyreen levert met uitzondering van de effecten ODP, HTP, FAETP, MAETP en TETP een significante tot relevante bijdrage aan de milieueffecten. De productie van de beker uit polystyreen levert een zeer belangrijke tot meest belangrijke bijdrage aan vijf effectcategorieën (ODP, HTP, FAETP, MAETP, TETP). De inzameling van de eenmalige polystyreen koffiebekers levert relatieve bijdragen van 20% of groter voor de effecten ODP, HTP, FATP, TETP. De recycling van de bekens levert een zeer belangrijke positieve bijdrage aan het milieu bij de effecten ADP en AP.

Tabel 15 Milieuprofiel van de eenmalige polystyreen beker.

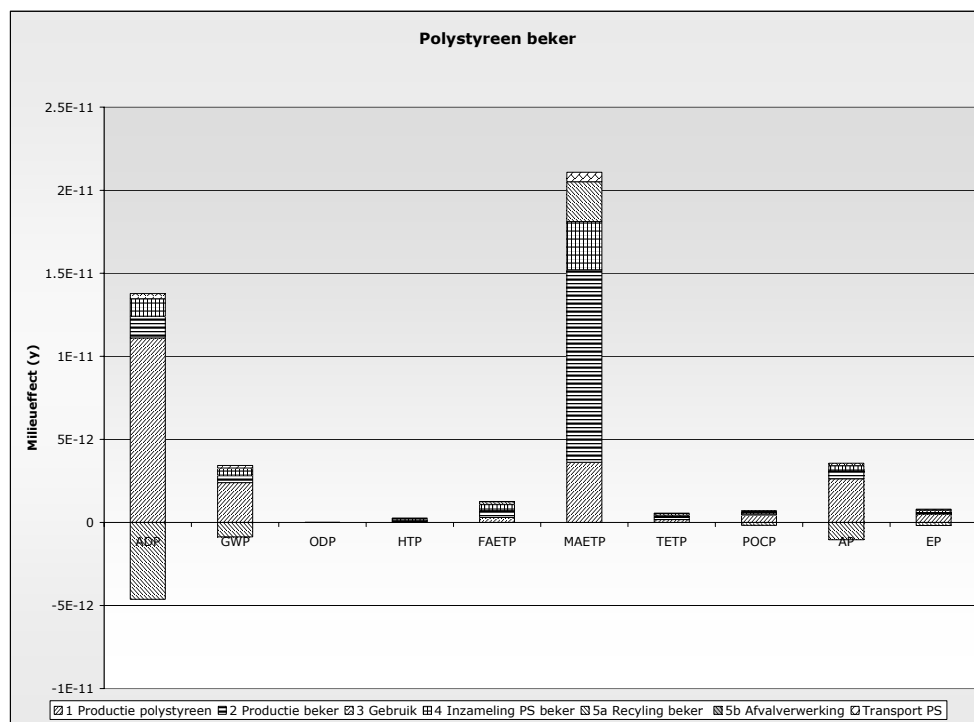
Categorie	Eenheid	Totaal
ADP	kg Sb eq.	1.36E-01
GWP	kg CO ₂ eq.	1.29E+01
ODP	kg CFC-11 eq.	5.41E-07
HTP	kg 1,4-DB eq.	1.95E+00
FAETP	kg 1,4-DB eq.	6.38E-01
MAETP	kg 1,4-DB eq.	2.39E+03
TETP	kg 1,4-DB eq.	2.62E-02
POCP	kg C ₂ H ₂	4.40E-03
AP	kg SO ₂ eq.	6.91E-02
EP	kg PO ₄ ³⁻ eq.	7.79E-03

In Tabel 16 wordt aangegeven wat tijdens de zeer tot meest belangrijke levensfasen de meest belangrijke bijdragen zijn voor de score van een bepaalde effectcategorie. De emissies van CO₂, dioxinen, zware metalen, HF, SO₂ en NO_x zoals die in Tabel 16 voorkomen, hangen allen samen met het verbranden van fossiele brandstoffen voor het opwekken van energie.

Tabel 16 Belangrijkste bijdragen/emissies van de zeer tot meest belangrijke levensfasen van de eenmalige polystyreen beker aan de effectcategorieën.

Categorie	1 ¹ Productie PS	2 ¹ Productie beker	4 ¹ Inzameling beker	5a ¹ Recycling beker
ADP	Winning aardgas en aardolie			Vermeden productie PS: (aardgas en aardolie)
GWP	Emissie CO ₂			Vermeden productie PS, (CO ₂)
ODP			Emissie halon 1211 (gaswinning) en 1301 (oliewinning)	
HTP		Emissie dioxinen, Cr(VI)	Emissie benzeen, dioxinen Cr(VI)	
FAETP		Emissie V, Zn, en Be	Emissie Cu, dino-seb, Ni en Va	
MAETP		Emissie HF		
TETP	Emissie V en Hg			
POCP	Emissie SO ₂	Emissie SO ₂	Emissie CO, NO _x en SO ₂	Emissie SO ₂
AP	Emissie SO ₂ en NO _x			Vermeden productie PS, SO ₂ en NO _x
EP	Emissie NO _x			Vermeden productie PS, SO ₂ en NO _x

¹ De cijfers verwijzen naar de levensfasen (zie Figuur 2).

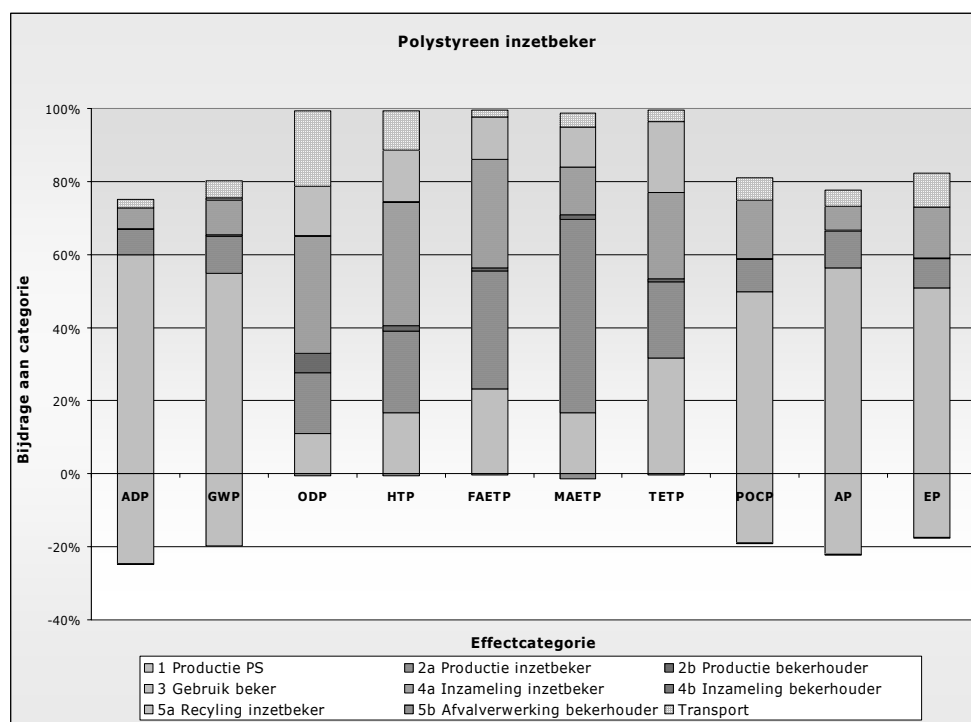


Figuur 14 Genormaliseerd milieuprofiel van de polystyreen automaatbeker.

In het genormaliseerde milieuprofiel (Figuur 14) is, zoals al eerder is opgemerkt, de mariene ecotoxiciteit de categorie met de hoogste score. De uitputting van grondstoffen (ADP) is de daarna de hoogst scorende effectcategorie.

4.5 Eenmalige polystyreen inzetbeker

Het milieuprofiel (zie Figuur 15) van de eenmalige polystyreen inzetbeker heeft, logischerwijze, overeenkomsten met die van de eenmalige polystyreen beker (zie Figuur 13). De productie van de grondstof en de inzetbeker zijn beeldbepalend. Ook nu is het gunstige effect (negatieve milieubelasting) van de recycling van kunststoffen zichtbaar. In Tabel 17 zijn de netto absolute waarden voor iedere milieueffectcategorie gegeven.



Figuur 15 Milieuprofiel van de eenmalige polystyreen inzetbeker met meermalige bekerhouder.

Tabel 17 Milieuprofiel van de eenmalige polystyreen inzetbeker met meermalige bekerhouder.

Categorie	Eenheid	Totaal
ADP	kg Sb eq.	9.33E-02
GWP	kg CO ₂ eq.	9.00E+00
ODP	kg CFC-11 eq.	4.06E-07
HTP	kg 1,4-DB eq.	1.37E+00
FAETP	kg 1,4-DB eq.	4.30E-01
MAETP	kg 1,4-DB eq.	1.61E+03
TETP	kg 1,4-DB eq.	1.78E-02
POCP	kg C ₂ H ₂	3.07E-03
AP	kg SO ₂ eq.	4.77E-02
EP	kg PO ₄ ³⁻ eq.	5.47E-03

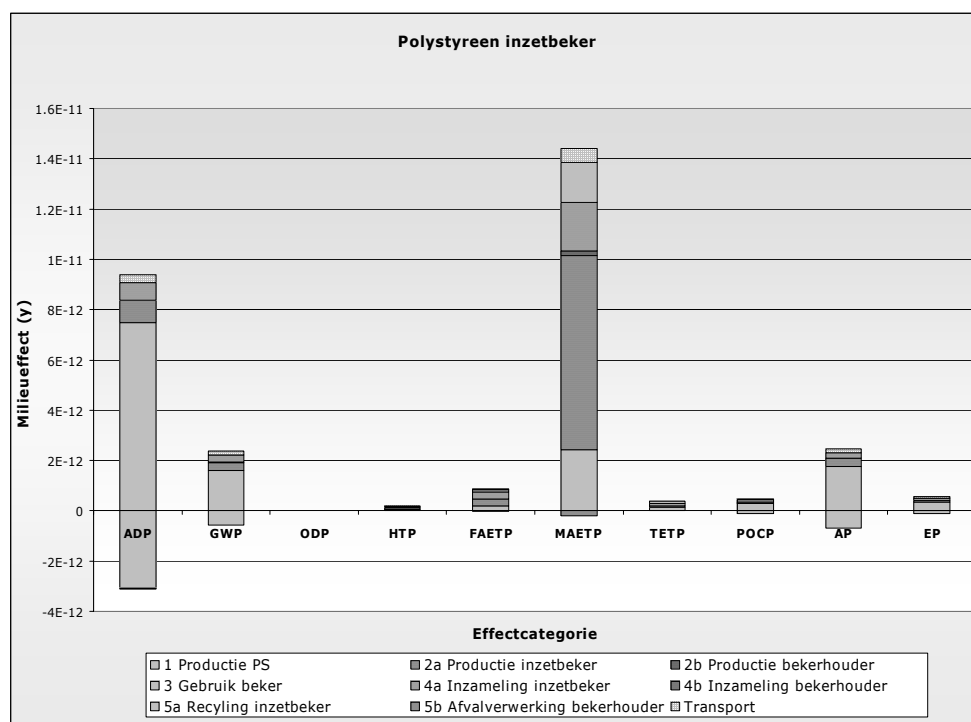
De productie van polystyreen is voor de effectcategorieën ADP, GWP, POCP, AP en EP het meest belangrijke tot een zeer belangrijk proces. De productie van de eenmalige PS inzetbeker is voor de vijf andere effectcategorieën een zeer belangrijk tot het meest belangrijke proces. De recycling van de ingezamelde eenmalige PS inzetbekers levert een zeer belangrijke positieve bijdrage aan het milieu voor de categorieën ADP en AP. Bij ODP is sprake van een milieubelasting ten gevolge van het gebruik van fossiele brandstoffen eerder in de keten (productie van PS, inzetbeker en bekerhouder).

In Tabel 18 zijn voor de zeer tot meest belangrijke levensfasen de belangrijkste oorzaken van de bijdrage aan een effectcategorie weergegeven.

Tabel 18 Belangrijkste bijdragen/emissies van de zeer tot meest belangrijke levensfasen van de eenmalige polystyreen inzetbeker aan de effectcategorieën.

Categorie	1 ¹ Productie PS	2 ¹ Productie inzetbeker	4 ¹ Inzameling inzetbeker	5a ¹ Recycling inzetbeker
ADP	Winning aardgas en aardolie			Vermeden productie PS: (aardgas en aardolie)
GWP	Emissie CO ₂			Vermeden productie PS, (CO ₂)
ODP			Emissie halon 1211 (gaswinning) en 1301 (oliewinning)	
HTP		Emissie dioxinen, Cr(VI)	Emissie benzeen, dioxinen Cr(VI)	
FAETP		Emissie V, Zn, en Be	Emissie Cu, dioxin, Ni en Va	
MAETP		Emissie HF		
TETP	Emissie V en Hg			
POCP	Emissie SO ₂	Emissie SO ₂	Emissie CO, NO _x en SO ₂	Emissie SO ₂
AP	Emissie SO ₂ en NO _x			Vermeden productie PS, SO ₂ en NO _x
EP	Emissie NO _x			Vermeden productie PS, SO ₂ en NO _x

¹ De cijfers verwijzen naar de levensfasen (zie Figuur 2).



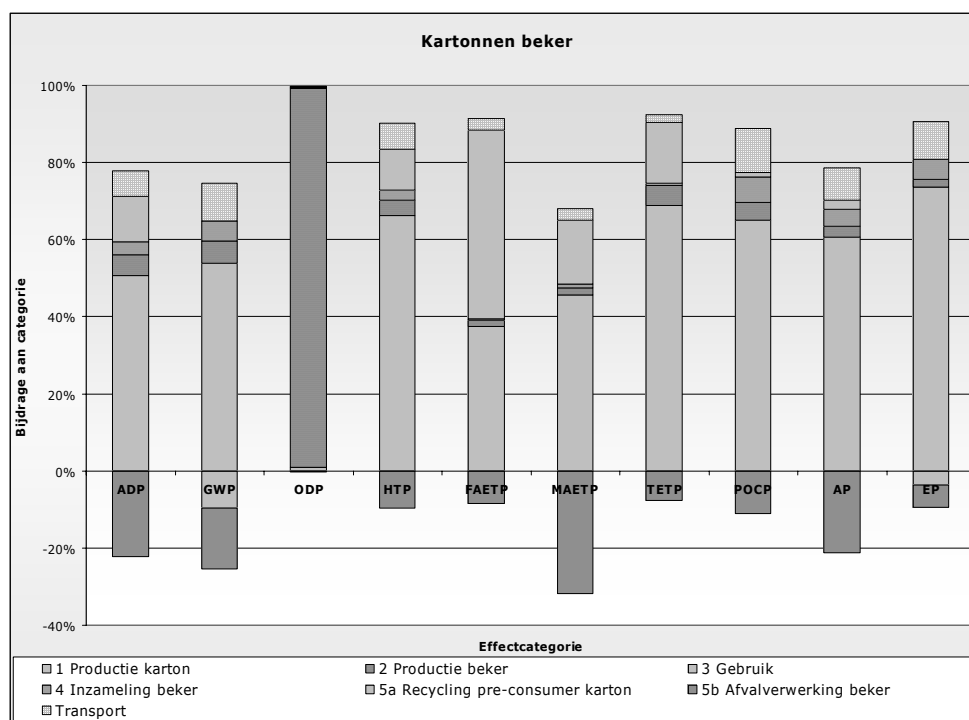
Figuur 16 Genormaliseerd milieuprofiel van de eenmalige polystyreen inzetbeker.

In het genormaliseerde milieuprofiel (Figuur 16) is duidelijk dat MAETP wederom de hoogste score heeft, echter ook de uitputting van grondstoffen (ADP) heeft een relatief hoge score ten opzichte van de overige categorieën.

4.6 Eenmalige kartonnen beker

In het milieuprofiel (Figuur 17) van de met PE gecoate eenmalige kartonnen beker springen de bijdragen van de productie van het karton en de afvalverwerking het meest in het oog. Met uitzondering van ODP is de productie van het gecoate karton het meest belangrijke tot een zeer belangrijk proces met betrekking tot de bijdrage(n) aan de effectcategorieën. Voor deze categorie is namelijk de productie van de beker het meest belangrijke proces.

De afvalverwerking van karton levert voor alle categorieën een positief effect op het milieu doordat de verbranding van karton in de AVI de productie van elektriciteit vermijdt en karton een relatief schone brandstof is.



Figuur 17 Milieuprofiel van de eenmalige met PE gecoate kartonnen beker.

De eenmalige met PE gecoate kartonnen beker laat in het milieuprofiel de voordelen van de afvalverwerking van de gebruikte bekertjes in de AVI duidelijk zien; er treden duidelijke negatieve bijdragen op voor met name ADP, GWP, MAETP en AP (zie Figuur 17). De energierugwinning in de AVI leidt bijvoorbeeld voor ADP tot een voordeel door de uitgespaarde fossiele brandstoffen die worden gebruikt bij de conventionele opwekking van elektriciteit.

Tabel 19 Milieuprofiel van de eenmalige kartonnen beker.

Categorie	Eenheid	Totaal
ADP	kg Sb eq.	4.10E-02
GWP	kg CO ₂ eq.	3.81E+00
ODP	kg CFC-11 eq.	3.77E-05
HTP	kg 1,4-DB eq.	3.01E+00
FAETP	kg 1,4-DB eq.	9.22E-01
MAETP	kg 1,4-DB eq.	1.37E+03
TETP	kg 1,4-DB eq.	4.33E-02
POCP	kg C ₂ H ₂	2.20E-03
AP	kg SO ₂ eq.	2.92E-02
EP	kg PO ₄ ³⁻ eq.	7.03E-03

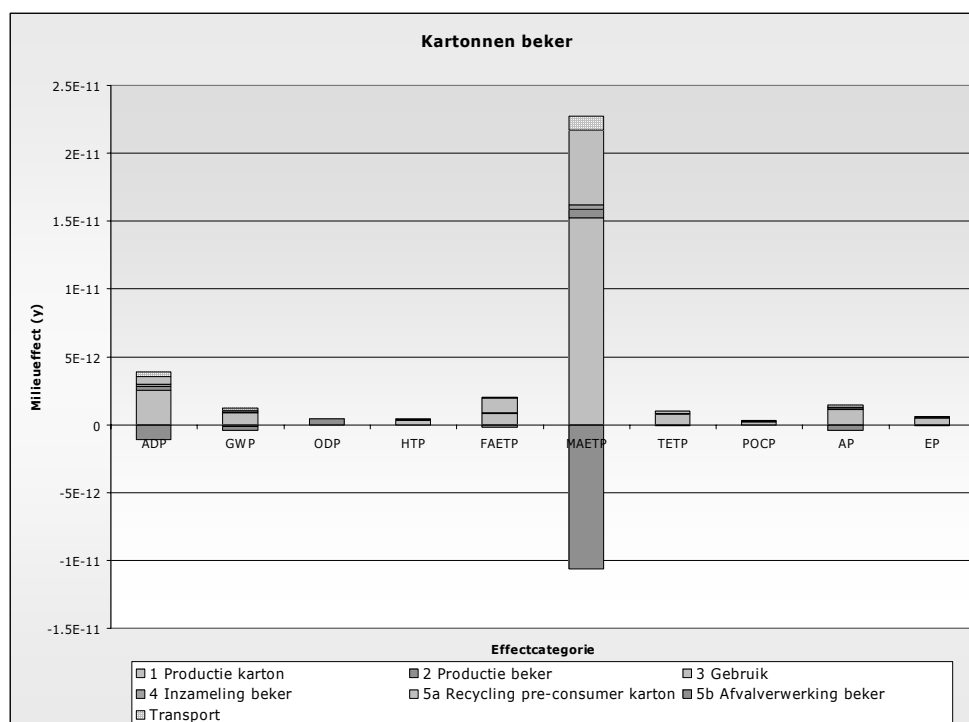
Voor de zeer tot meest belangrijke levensfasen zijn in Tabel 20 de belangrijkste bijdragen/emissies aangegeven.

Tabel 20 Belangrijkste bijdragen/emissies van de zeer tot meest belangrijke levensfasen van de eenmalige kartonnen beker aan de effectcategorieën.

Categorie	1¹ Productie karton	2¹ Productie beker	5b¹ Afvalverwerking karton
ADP	Winning kolen, gas en olie		Vermeden fossiele brandstoffen elektriciteitsproductie
GWP	Emissie CO ₂		
ODP		Halon-1301 winning aardolie	
HTP	Emissie dioxinen		
FAETP	Emissie van Ni en Zn		
MAETP	Emissie HF		Vermeden emissie HF (elektriciteitsproductie)
TETP	Emissie V en Hg		
POCP	Emissie SO ₂ en CO		
AP	Emissie SO ₂ en NO _x		Emissie SO ₂ en NO _x (elektriciteitsproductie)
EP	Emissie NO _x en CZV		

¹ De cijfers verwijzen naar de levensfasen (zie Figuur 2).

Emissies en vermeden emissies van zware metalen spelen een belangrijke rol voor de waarden van de effectcategorieën HTP, FAETP en TETP. De belangrijkste reden is de verbranding van brandstoffen voor de opwekking van energie. Bij eutrofiëring speelt ook het chemisch zuurstofverbruik (CZV) van het afvalwater van de kartonfabriek een rol.



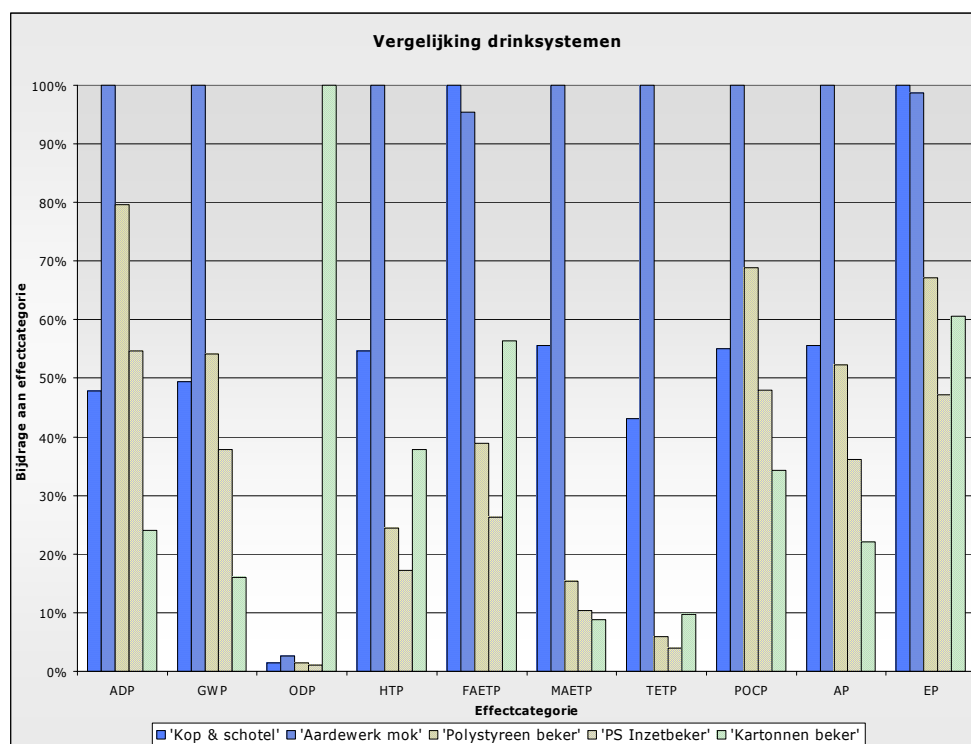
Figuur 18 Genormaliseerd milieuprofiel van de eenmalige kartonnen beker.

In het genormaliseerde milieuprofiel (Figuur 18) springt de negatieve bijdrage bij MAETP in het oog. Na MAETP is ADP de effectcategorie met de hoogste score.

4.7 Vergelijking drinksystemen

Bij het vergelijken van de verschillende systemen zullen verschillen kleiner dan 20% als niet-significant worden beschouwd.

ISO 14040 staat alleen het per enkele effectcategorie vergelijken van alternatieven toe. Voor deze vergelijking wordt naar Figuur 19 verwezen. Uit de scores weergegeven in figuur 19 blijkt dat de meermalige aardewerk mok voor zeven (ADP, GWP, HTP, MAETP, TETP, POCP en AP) van de tien categorieën het meest milieubelastende systeem is.



Figuur 19 Vergelijking van de vijf onderzochte drinksystemen.

De eenmalige kartonnen beker is voor vijf van de tien categorieën (ADP, GWP, MAETP, POCP en AP) het minst milieubelastende systeem. Voor de overige vijf categorieën is de eenmalige PS inzetbeker het minst milieubelastende systeem. Voor ODP scoort de eenmalige kartonnen beker het allerhoogst. De meermalige porseleinen kop en schotel scoort voor twee categorieën het hoogst (FAETP en EP) en de meermalige aardewerk mok scoort voor de overige zeven categorieën het hoogst (ADF, GWP, HTP, MAETP, TETP, POCP en AP). De eenmalige polystyreen beker scoort niet het hoogst en niet het laagst bij het beschouwen van de scores van de tien categorieën.

Bij de vergelijking van de diverse drinksystemen moet echter rekening worden gehouden met grote onzekerheden en variatie van de waarden van de belangrijke parameters zoals de levensduur van de porseleinen kop en schotel en van de aardewerk mok, de wijze (frequentie en verbruiken van energie en afwasmiddel) van afwassen bij de meermalige systemen, de afvalverwerking van de eenmalige bekers, et cetera.

Conclusies zijn op grond van deze vergelijking daarom nog niet op voorhand te trekken. De resultaten van de in het volgende hoofdstuk uitgevoerde gevoeligheidsanalyses zijn derhalve voor het trekken van meer definitieve conclusies heel wezenlijk.

5. Gevoeligheidsanalyses

5.1 Inleiding

Een gevoeligheidsanalyse is een systematische procedure om te bepalen in welke mate de gekozen berekeningsmethoden en aannamen voor de waarden van de belangrijke parameters in de inventarisatie fase de uitkomsten van de LCIA bepalen [27], [29]. Ook de wijze van allocatie, zoals die bijvoorbeeld voor recycling wordt toegepast, kan onderwerp zijn van een gevoeligheidsanalyse [27].

Uit de resultaten van deze studie is gebleken dat de volgende onderwerpen in aanmerking komen voor een gevoeligheidsanalyse:

1. Voor de eenmalige systemen zijn de grondstoffen en productie van de beker zelf van belang. De variabiliteit in het gewicht van de bekerafval speelt dus een rol.
2. De reiniging van de bekerafval voor meermalige systemen. Met name hoe vaak de beker wordt gereinigd en het water- en energiegebruik per reiniging spelen een rol.
3. De levensduur van de bekerafval voor meermalige systemen. Voor de levensduur is bij deze studie 3000 maal gebruiken aangenomen. Deze aanname, die ook Tauw deed [1], [2], kent een grote onzekerheid. Bij de aangenomen levensduur hebben de porseleinen kop en schotel en aardewerk mok zelf een geringe bijdrage aan de totale milieubelasting van het totale systeem. Bij een aanzienlijk kortere levensduur kan dit anders liggen.
4. Het vaker gebruiken van de eenmalige bekerafval. Voor de basis situatie is er van uitgegaan dat de gebruiker de beker één maal gebruikt. Het komt ook voor dat een beker meerdere malen wordt gebruikt. Dit heeft effect op de totale hoeveelheid te gebruiken bekerafval en dus op de milieubelasting van het totale systeem.
5. Recycling van eenmalige bekerafval als scenario na gebruik. Belangrijke processen zijn hierbij de organisatie van het transport en de bonus die voor recycling wordt gegeven (zie ook [4]). Voor de basis situatie is uitgegaan dat de waarde van het maalgoed 50% van die van primair GPPS is. Momenteel lijkt deze waarde boven de 60% te liggen.
6. Verbranding van de eenmalige bekerafval als scenario na gebruik. In plaats van de eenmalige bekerafval te recyclen kunnen de bekerafval ook met het kantoorafval worden verwerkt. Zij worden dan voornamelijk in een AVI verbrand. Voor energiehoudende materialen, zoals kunststoffen, is verbranding in de AVI een enigszins milieuvriendelijke oplossing daar energie wordt teruggewonnen. Een andere mogelijkheid is om het bekerafval in te zetten voor de productie van subcoal dat het gebruik van poederkool in elektriciteitscentrales uitspaart.

In Tabel 21 zijn de gekozen onderwerpen voor de gevoeligheidsanalyses aangegeven.

Tabel 21 Onderwerpen voor gevoeligheidsanalyses.

Onderwerp	Basis scenario	Gevoeligheid
Gebruiksfase meermalige systemen; aantal malen gebruik	– Porseleinen kop en schotel hebben levensduur van 3000 maal gebruiken [1]	– Levensduur van 1500, 1000 en 500 maal gebruiken
Gebruiksfase meermalige systemen; reinigingsfrequentie	– Kop en schotel: reinigen na elk gebruik – Aardewerk mok: reinigen na elk gebruik	– Porseleinen kop en schotel: reinigen na 2 of 4,5 maal gebruiken – Aardewerk mok: reinigen na 2 of 4,5 maal gebruiken
Gebruiksfase meermalige systemen; water en energieverbruik voor vaatwasser	– Vaatwasser: 0,0184 kWh, 0,126 l water en 0,4 gr vaatwasmiddel per gereinigde beker – Handmatig: 0,4 l heet water, 0,109 kWh per reiniging	– Vaatwasser TAUW, 70% en 130% energiegebruik – Handmatig; gebruik koud water i.p.v. heet water; 0,2 en 0,6 l heet water per reiniging
Productiefase eenmalige systemen; variatie bekergewicht	– PS inzetbeker: 2,7 gram – PS automaatbeker: 4,0 gram – Kartonnen beker: 5,0 gram	– Minus en plus 20%.
Gebruiksfase eenmalige systemen; aantal malen gebruik	– Één maal gebruik	– 2 en 4,5 maal gebruik van de beker.
Recycling eenmalige kunststof (inzet)bekers	– Recycling kunststoffen; allocatie op basis economische waarde (50%)	– Allocatie op basis 65% en 90% waarde primaire grondstof.
Recycling/verbranding eenmalige kunststof (inzet)bekers	– Recycling kunststoffen	– 100% AVI; 100% sub-coal

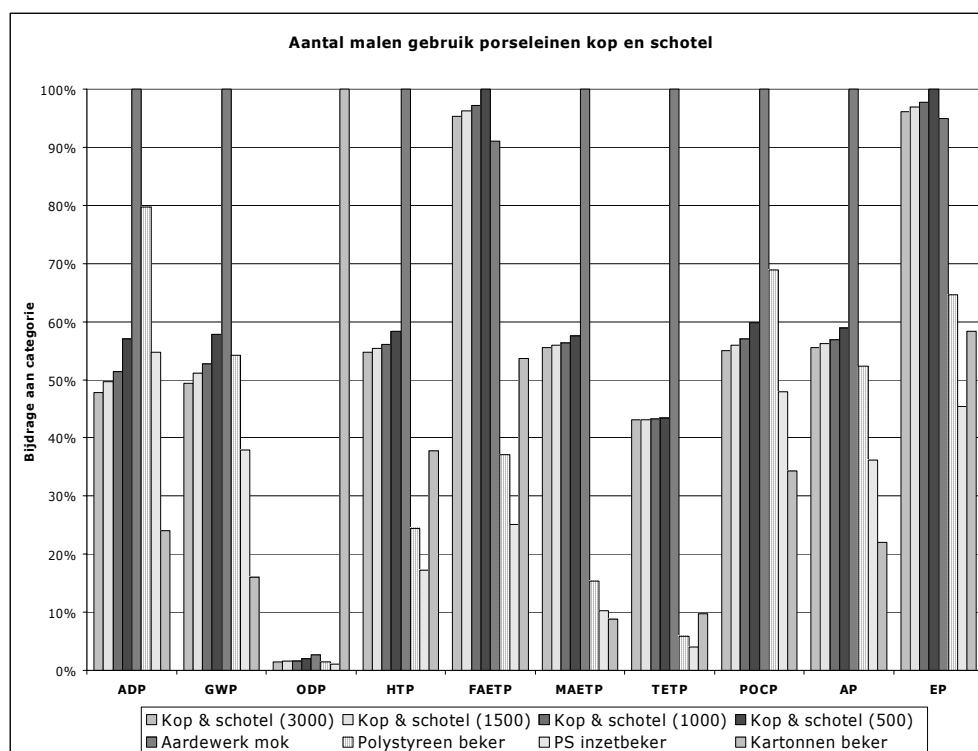
5.2 Aantal malen gebruik meermalige porseleinen kop en schotel

De levensduur van de porseleinen kop en schotel bepaalt welke fractie van de massa van de porseleinen kop en schotel wordt toegerekend aan de duizend verstrekkingen, die de functionele eenheid vormen. In het basis scenario wordt 1/3 van het gewicht toegerekend. Dit omdat de levensduur 3000 maal gebruiken is [1]. Hoewel in andere openbare bronnen de levensduur van een kop en schotel niet wordt gegeven, is het bekend dat voor porseleinen kop en schotels, die door bedrijven worden gebruikt, de levensduur geringer is. Een levensduur van 1000 maal gebruiken wordt ook als reëel gekenmerkt. Daarom is gekeken naar het effect van een kortere levensduur van 1500, 1000 en 500 maal gebruiken. In het laatste geval betekent dit, dat voor duizend maal gebruiken twee porseleinen kop en schotels nodig zijn.

Tabel 22 Gevoeligheid van de waarden van de effectcategorieën voor een verandering in de levensduur van de porseleinenkop en schotel. Hierbij is het basis scenario op 100% gesteld.

Categorie	Kop & schotel (3000 maal gebruiken)	Kop & schotel (1500 maal gebruiken)	Kop & schotel (1000 maal gebruiken)	Kop & schotel (500 maal gebruiken)
ADP	100%	104%	108%	119%
GWP	100%	103%	107%	117%
ODP	100%	108%	115%	139%
HTP	100%	101%	103%	107%
FAETP	100%	101%	102%	105%
MAETP	100%	101%	101%	104%
TETP	100%	100%	100%	101%
POCP	100%	101%	103%	107%
AP	100%	101%	102%	106%
EP	100%	101%	102%	104%

Zelfs een zes maal kortere levensduur (500 maal gebruiken i.p.v. 3000) leidt voor de meeste effectcategorieën niet tot een meer dan 10% grotere effectscore (zie Tabel 22). Uitzonderingen zijn de categorieën ODP (139%), ADP (119%) en GWP (117%).



Figuur 20 Invloed van de variatie van de levensduur van de porseleinen kop en schotel op het milieuprofiel. Per categorie is het hoogst scorende systeem op 100% gesteld. In het basis scenario heeft de porseleinen kop en schotel een levensduur van 3000 maal gebruiken. In de gevoeligheidsanalyse geeft het getal bij 'Kop en schotel (1500)' aan dat de porseleinen kop en schotel een levensduur van 1500 maal gebruiken heeft.

Het is gebleken dat de porseleinen kop en schotel relatief ongevoelig is voor veranderingen in de levensduur. De verkorting van de levensduur leidt daarom niet tot significante verschillen in de rangorde per effectcategorie voor de verschillende systemen (zie figuur 20).

5.3 Reinigingsfrequentie meermalige systemen

Het reinigen van de meermalige systemen heeft een grote invloed op de waarden van de effectcategorieën in het milieuprofiel van de meermalige porseleinen kop en schotel en meermalige aardewerk mok (zie 4.2 en 4.3). Daarom zijn deze systemen bijzonder gevoelig voor een verandering in de reinigingsfrequentie (zie Tabel 23 en Figuur 21). Voor de meermalige porseleinen kop en schotel leidt een verlaging van de reinigingsfrequentie, van na elk gebruik naar na elk 2^e gebruik, tot een verlaging van de milieubelasting van ca 50%. Ook voor de meermalige aardewerk mok zien we een grote gevoeligheid voor een verandering in de reinigingsfrequentie (zie Tabel 23).

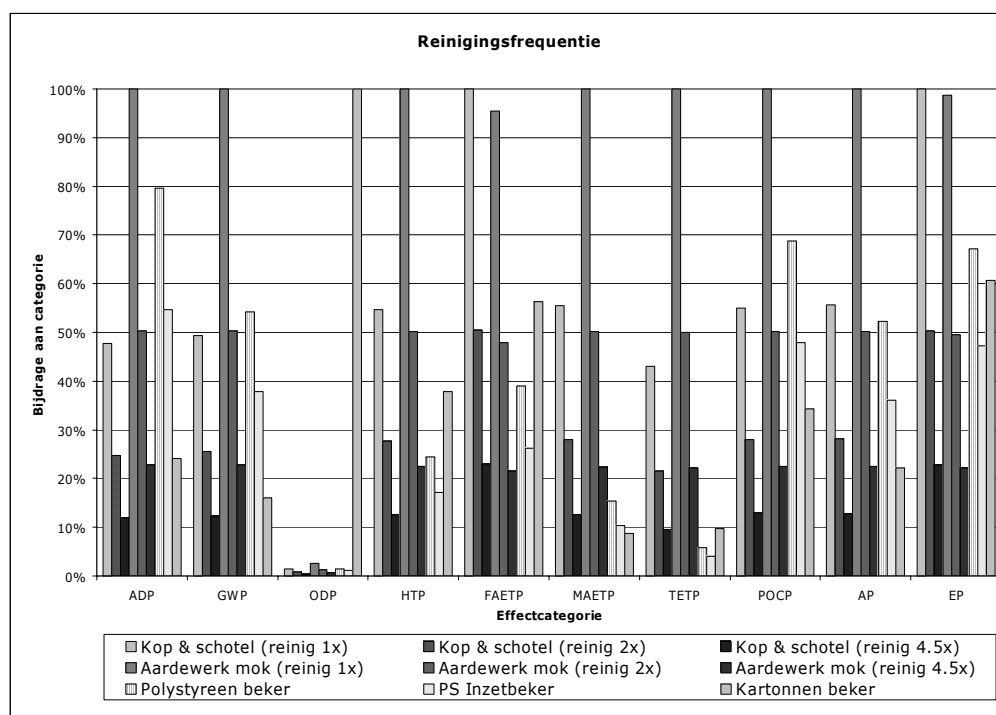
Tabel 23 *Gevoeligheid van de waarden van de effectcategorieën voor een verandering in de reinigingsfrequentie van de meermalige systemen. Hierbij is het basis scenario op 100% gesteld.*

Categorie	Porseleinen kop & schotel	Porseleinen kop & schotel (2) ¹	Porseleinen kop & schotel (4,5) ²	Aardewerk mok	Aardewerk mok (2) ¹	Aardewerk mok (4,5) ²
ADP	100%	52%	25%	100%	50%	23%
GWP	100%	52%	25%	100%	50%	23%
ODP	100%	54%	28%	100%	51%	24%
HTP	100%	51%	23%	100%	50%	22%
FAETP	100%	50%	23%	100%	50%	23%
MAETP	100%	50%	23%	100%	50%	22%
TETP	100%	50%	22%	100%	50%	22%
POCP	100%	51%	23%	100%	50%	22%
AP	100%	51%	23%	100%	50%	22%
EP	100%	50%	23%	100%	50%	22%

¹ Reinigen na 2 maal gebruiken.

² Reinigen na 4,5 maal gebruiken.

De frequentie waarmee de meermalige systemen worden gereinigd, heeft duidelijk invloed op de hoedanigheid van het milieuprofiel van deze systemen. Dit geldt met name voor de effectcategorieën GWP, HTP, FAETP, MAETP en EP waaraan de porseleinen kop en schotel met de hoge reinigingsfrequente (na elke verstrekking) het meest bijdraagt (zie Figuur 21).



Figuur 21 Invloed van de verandering in de frequentie van het reinigen van de meermalige systemen. Per categorie is het hoogst scorende systeem op 100% gesteld. In het basis scenario worden de meermalige systemen na ieder gebruik gereinigd. In de gevoeligheidsanalyse betekent (reinig 2x) na 2 gebruiken reinigen, (reinig 4,5x) na gemiddeld 4,5 gebruiken reinigen.

Met name voor de toxiciteitscategorieën (HTP, FAETP, MAETP, TETP) gaat de meermalige porseleinen kop en schotel beter of gelijkwaardig presteren vergeleken met de eenmalige polystyreen beker wanneer de reiniging pas na 4,5 maal gebruiken plaats vindt. De meermalige porseleinen kop en schotel is zeer gevoelig voor veranderingen in de frequentie van reinigen; veranderingen hebben nagenoeg een evenredig effect op de waarden in het milieuprofiel (zie Figuur 21). Omdat de gebruiker in het geval van meermalige systemen ten aanzien van de reinigingsfrequentie een grote mate van vrijheid heeft, zijn conclusies alleen op basis van een specifieke situatie te trekken.

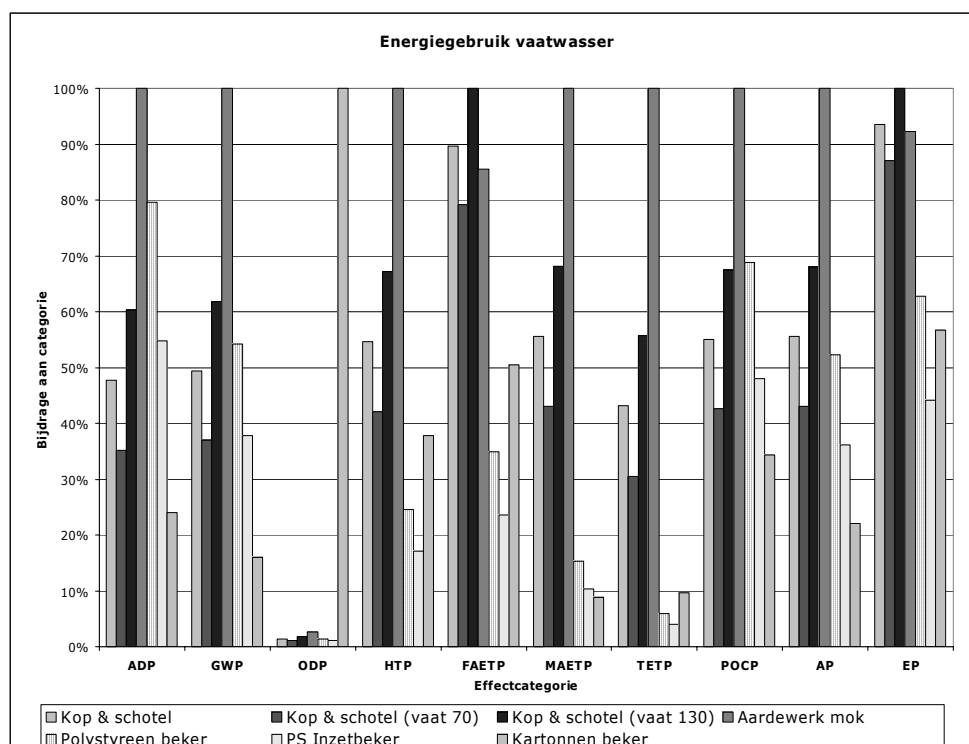
5.4 Energiegebruik vaatwasser

Één van de grote onzekerheden bij het systeem van de meermalige porseleinen kop en schotel is het energiegebruik van de vaatwasser. Dit energiegebruik heeft een grote invloed op het milieuprofiel van dit systeem. In het basis scenario verbruikt de vaatwasser per kop en schotel 0,0124 kWh voor het wassen en 0,006 kWh voor het drogen. Voor de gevoeligheidsanalyse zijn waarden voor deze verbruiken van 70% en 130% gehanteerd.

Tabel 24 Gevoeligheid van de waarden van de effectcategorieën voor een verandering in het energiegebruik van de vaatwasser voor het reinigen van de porseleinen kop en schotel. Hierbij is het basis scenario op 100% gesteld. Het scenario 'vaat 70' geeft het effect aan van een energiegebruik van 70% van het basis scenario; 'vaat 130' een gebruik van 130%.

Categorie	Kop & schotel	Kop & schotel (vaat 70)	Kop & schotel (vaat 130)
ADP	100%	74%	126%
GWP	100%	75%	125%
ODP	100%	77%	122%
HTP	100%	77%	123%
FAETP	100%	88%	112%
MAETP	100%	77%	123%
TETP	100%	71%	129%
POCP	100%	78%	122%
AP	100%	78%	122%
EP	100%	93%	107%

Voor de terrestrische ecotoxiciteit (TETP) is het effect van een verandering in het energiegebruik van de vaatwasser het sterkst; voor eutrofiëring (EP) is het effect het kleinst (zie Tabel 24). Bij het hoogste energieverbruik scoort de meermalige porseleinen kop en schotel voor GWP nu hoger dan het systeem eenmalige polystyreen beker (zie Figuur 22).



Figuur 22 Invloed van de verandering van het energieverbruik van de vaatwasser voor het reinigen van de porseleinen kop en schotel op het milieuprofiel. Per categorie is het hoogst scorende systeem op 100% gesteld. De toevoeging (vaat 70) geeft een energiegebruik van 70% van het basis scenario aan; (vaat 130) een gebruik van 130%.

Het energieverbruik van de op de markt zijnde vaatwassers kent een grote onderlinge variatie [13]. Omdat deze variatie sterk doorwerkt in het milieuprofiel van de meermalige porseleinen kop en schotel leidt dit tot een relatief grote onzekerheid in het milieuprofiel van de meermalige porseleinen kop en schotel.

5.5 Water- en energiegebruik

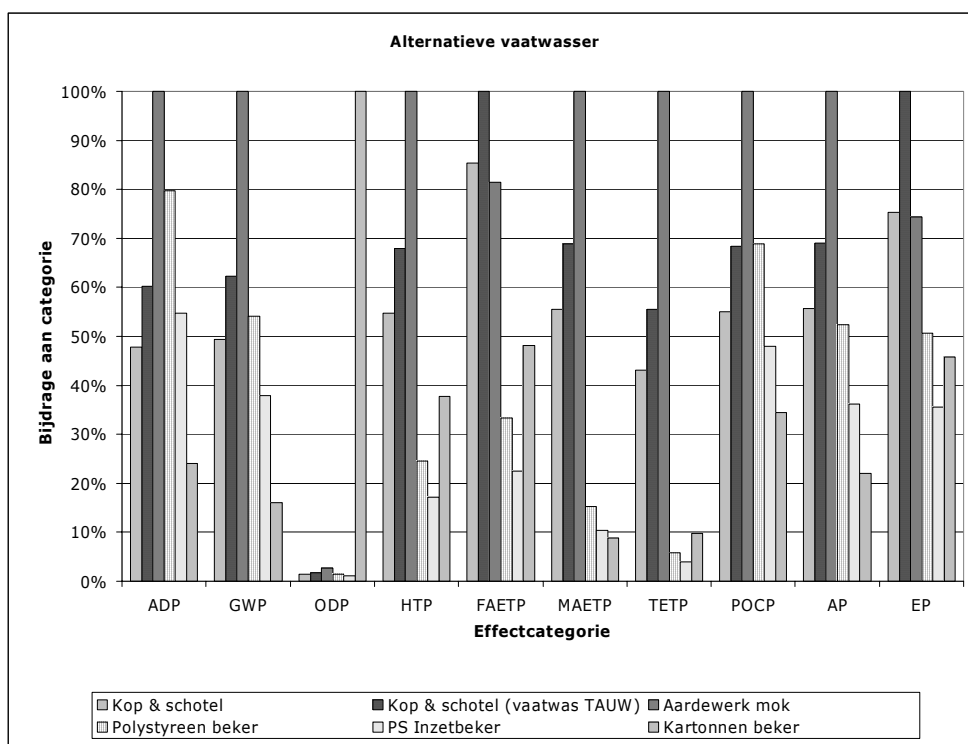
In het basis scenario van deze studie is het gebruik van water, energie en vaatwasmiddel van een professionele vaatwasser gebaseerd op gegevens genoemd in de studie 'Weggoaien of spoelen' [5]. In de TAUW studie [1] is het energiegebruik en het vaatwasmiddelverbruik voor reinigen van porselein gegeven. Het effect van het gebruiken van deze, oudere, gegevens op het milieuprofiel van de meermalige porseleinen kop en schotel wordt hierna getoond. Omdat in het TAUW rapport niet het waterverbruik van de vaatwasser is aangegeven, is aangenomen dat dit waterverbruik gelijk is aan de waarde, gehanteerd voor het basis scenario in deze studie.

Het toepassen van de gegevens voor de vaatwasser conform de TAUW studie leidt tot een toename van de milieubelasting van rond de 25% (zie Tabel 25). De meest gevoelige categorie is hierbij TETP; de minst gevoelige is FAETP.

Tabel 25 Gevoeligheid van de waarden van de effectcategorieën voor een verandering in de milieugegevens van de vaatwasser voor de meermalige porseleinen kop en schotel. Hierbij is het basis scenario op 100% gesteld. '(TAUW)' geeft het scenario van gebruik van de vaatwasser volgens [1] aan.

Categorie	Kop & schotel	Kop & schotel (TAUW)
ADP	100%	126%
GWP	100%	126%
ODP	100%	124%
HTP	100%	124%
FAETP	100%	117%
MAETP	100%	124%
TETP	100%	129%
POCP	100%	124%
AP	100%	124%
EP	100%	133%

Voor de effectcategorieën HTP, FAETP, POCP, AP en EP leidt gebruik van de TAUW gegevens tot een wijziging in de rangorde van de systemen (zie Figuur 23). Wat betreft het basis scenario in deze studie scoort de meermalige porseleinen kop en schotel beter dan de eenmalige polystyreen beker bij POCP en GWP. Bij toepassing van de TAUW gegevens scoren beide systemen gelijkwaardig of scoort de eenmalige polystyreen beker zelfs beter.



Figuur 23 Invloed van de verandering in de milieugegevens voor de vaatwasser voor de porseleinen kop en schotel op het milieuprofiel. Per categorie is het hoogst scorende systeem op 100% gesteld. (vaatwas TAUW) geeft het scenario aan, waarbij de gegevens voor de vaatwasser uit [1] zijn gebruikt.

Vergelijking van het basis scenario van de onderhavige studie met het scenario met de TAUW gegevens laat zien dat voor FAETP en EP de waarden voor de porseleinen kop en schotel veranderen van “gelijkwaardig” in “slechter” presenterend.

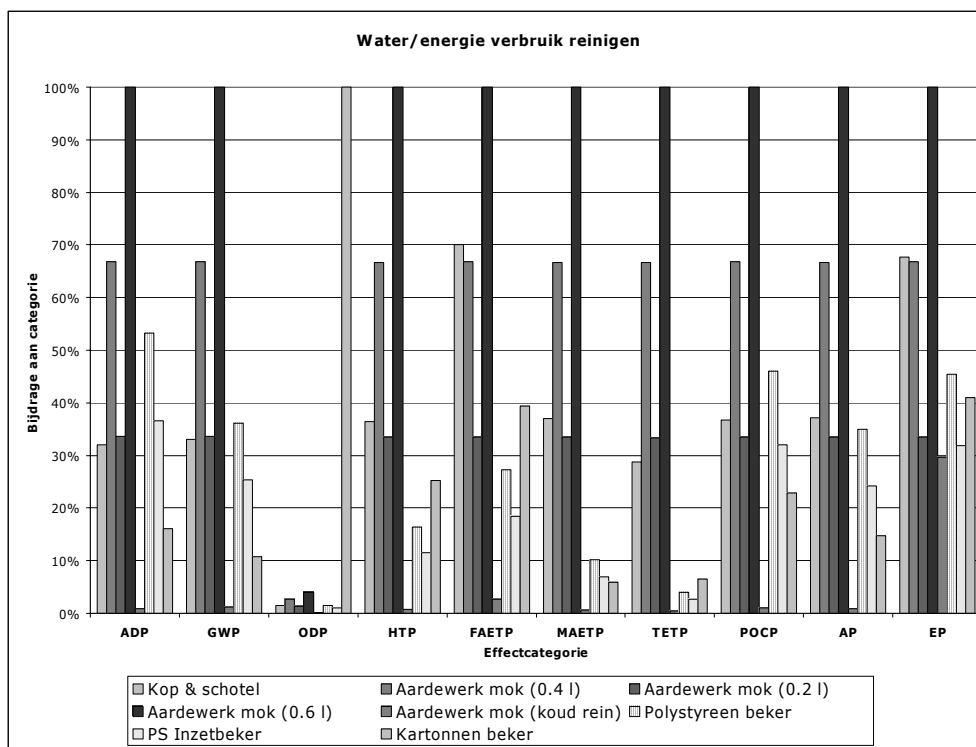
Voor de aardewerk mok, die door de gebruiker zelf wordt schoongemaakt, wordt per wasbeurt 0,4 l heet water uit een keukenboiler gebruikt¹. Het is bekend dat in de praktijk sommige gebruikers koud water gebruiken voor het schoonmaken van de mok; dit ondanks het feit dat dit vanuit het aspect hygiëne niet verantwoord is. Het effect hiervan is met een gevoeligheidsanalyse bepaald. Daarnaast is er een analyse uitgevoerd voor het effect van het gebruik van 0,2 en 0,6 l heet water per reiniging.

¹ Kijkend naar de Hazard Analysis and Critical Control Points (HACCP) principes kan men vraagtekens zetten bij de hygiëne van dit systeem [37].

Tabel 26 *Gevoeligheid van de waarden van de effectcategorieën voor een verandering in de reinigingsomstandigheden van de meermalige aardewerk mok. Hierbij is het basis scenario op 100% gesteld.*

Categorie	Aardewerk mok (basis scenario)	Aardewerk mok (gebruik 0,2 l heet water)	Aardewerk mok (gebruik 0,6 l heet water)	Aardewerk mok (gebruik koud water)
ADP	100%	50%	150%	1%
GWP	100%	50%	150%	1%
ODP	100%	51%	149%	3%
HTP	100%	50%	150%	1%
FAETP	100%	50%	150%	4%
MAETP	100%	50%	150%	1%
TETP	100%	50%	150%	1%
POCP	100%	50%	150%	2%
AP	100%	50%	150%	1%
EP	100%	50%	150%	45%

Het effect van het veranderen van de hoeveelheid heet water voor het reinigen van de meermalige aardewerk mok op de waarden van de effectcategorieën is gegeven in Tabel 26. Het effect van het gebruik van koud in plaats van heet water leidt tot een zeer sterke reductie van de waarden van de effectcategorieën. De categorieën TETP en MAETP dalen bijvoorbeeld tot 1% van de oorspronkelijke waarden. De waarde voor eutrofiëring is relatief het minst gevoelig en daalt tot 45% van de oorspronkelijke waarde.



Figuur 24 Invloed van de verandering in de hoeveelheid heet water voor het afwassen van de aardewerk mok. Per categorie is het hoogst scorende systeem op 100% gesteld. In het basis scenario wordt de aardewerk mok met 0,4 l heet water gereinigd. Alternatieven zijn: (0,2 l) reinigen met 0,2 l heet water, (0,6 l) reinigen met 0,6 l heet water en (koud rein) reinigen met koud water.

Zoals de waarden in Tabel 26 tonen, laat het gebruik van koud water een zeer sterke reductie van de waarden van de effectcategorieën zien. Dit leidt er toe dat onder deze omstandigheden de aardewerk mok voor alle categorieën het best scorende, hoewel hygiënisch bedenkelijk, systeem is (zie Figuur 24). Het gebruik van de hoeveelheid heet water heeft eveneens een invloed op de rangorde van de beschouwde systemen.

Het grote aantal mogelijkheden, dat de gebruiker heeft bij het reinigen van de aardewerk mok, en de grote gevoeligheid hierdoor van het milieuprofiel van dit systeem, leidt ertoe dat uitspraken over de milieuprestatie ervan niet op voorhand zijn te doen.

5.6 Variatie bekgewichten eenmalige systemen

Bij de eenmalige systemen speelt het gewicht van de bekertjes een belangrijke rol, omdat de productie van de grondstof en die van de beker zelf een grote bijdrage leveren aan het milieuprofiel. Er is voor deze systemen nagegaan wat de invloed is van een variatie van het gewicht met plus en min 20%. Hierbij is aangenomen dat

de effecten van de inzameling van de bekertjes op de waarden van de effectcategorien recht evenredig zijn met het gewicht van de eenmalige bekertjes.

Tabel 27 Variatie in de gewichten van de eenmalige bekertjes voor de gevoeligheidsanalyse.

Type beker	Basis gewicht (kg)	Basis -20% (kg)	Basis +20% (kg)
Polystyreen	0,0040	0,0032	0,0048
PS Inzetbeker	0,00266	0,00213	0,00320
Kartonnen beker	0,0050	0,0040	0,0060

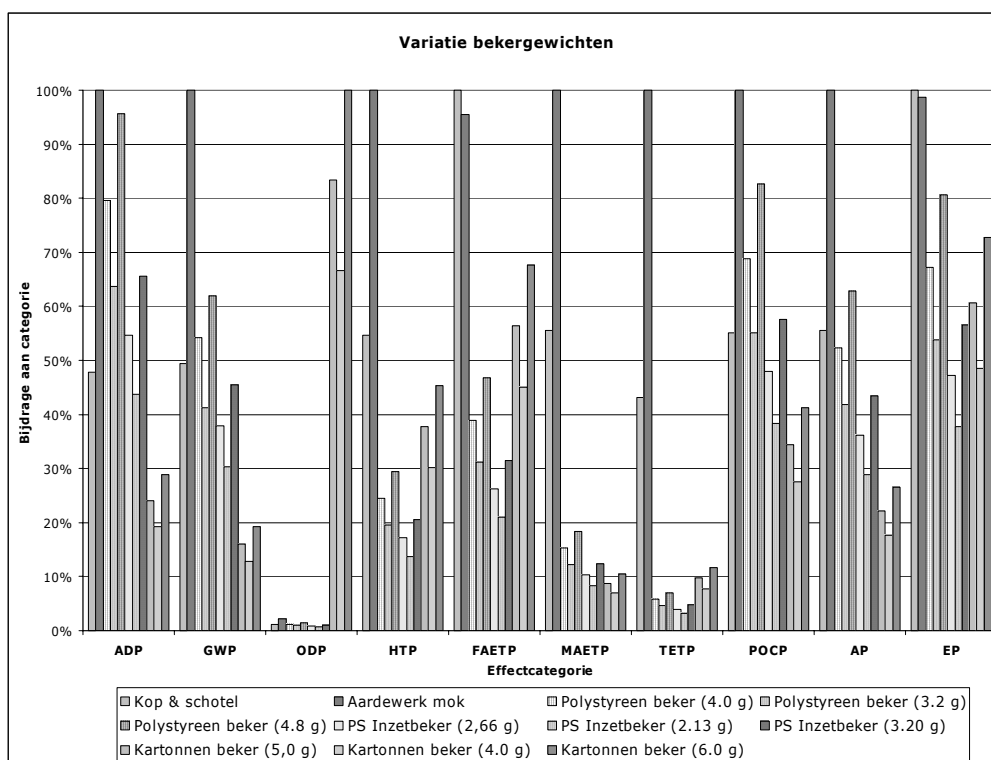
Uit de resultaten, vermeld in Tabel 28, blijkt dat de verandering in gewicht evenredig doorwerkt in de waarden van de effectcategorien. Dit komt doordat de milieueffecten gedurende alle levensfasen voor de polystyreen en de kartonnen beker volledig gekoppeld zijn aan het gewicht van de bekertjes. Voor de PS inzetbeker is deze koppeling bijna 100%, omdat de bekerhouder, waarvan het gewicht niet wordt gevarieerd, een te verwaarlozen bijdrage levert.

Tabel 28 Gevoeligheid van de waarden van de effectcategorien voor een verandering in het gewicht van de eenmalige bekertjes. Hierbij is het basis scenario op 100% gesteld.

Categorie	Polystyreen beker (4,0 gram)	Polystyreen beker (3,2 gram)	Polystyreen beker (4,8 gram)	PS inzetbeker (2,66 gram)	PS inzetbeker (2,13 gram)	PS inzetbeker (3,20 gram)	Kartonnen beker (5,0 gram)	Kartonnen beker (4,0 gram)	Kartonnen beker (6,0 gram)
ADP	100%	80%	120%	100%	80%	120%	100%	80%	120%
GWP	100%	80%	120%	100%	80%	120%	100%	80%	120%
ODP	100%	80%	120%	100%	80%	120%	100%	80%	120%
HTP	100%	80%	120%	100%	80%	120%	100%	80%	120%
FAETP	100%	80%	120%	100%	80%	120%	100%	80%	120%
MAETP	100%	80%	120%	100%	80%	120%	100%	80%	120%
TETP	100%	80%	120%	100%	80%	120%	100%	80%	120%
POCP	100%	80%	120%	100%	80%	120%	100%	80%	120%
AP	100%	80%	120%	100%	80%	120%	100%	80%	120%
EP	100%	80%	121%	100%	80%	120%	100%	80%	120%

De verandering van het bekergewicht van de eenmalige systemen leidt niet altijd tot veranderingen in de rangorde ten opzichte van de meermalige systemen. Een uitzondering vormt bijvoorbeeld de ADP waarde van de eenmalige PS inzetbeker met het laagste gewicht die nu gelijk is aan die van de porseleinen kop en schotel.

Een ander voorbeeld is de eenmalige kartonnen beker met het laagste gewicht die voor HTP en EP beter gaat scoren dan de kop en schotel. Rangorde verschillen treden met name op tussen de eenmalige bekers onderling, wanneer de beker met het laagste gewicht wordt vergeleken met een andere eenmalige beker met het hoogste gewicht. Voor GWP is bijvoorbeeld te zien dat de eenmalige polystyreen inzetbeker met de hoogste gewicht slechter scoort dan de eenmalige polystyreen beker met het laagste gewicht (Figuur 25).



Figuur 25 Invloed van een verandering in het gewicht van de eenmalige beker. Per categorie is het hoogst scorende systeem op 100% gesteld. In het basis scenario weegt de polystyreen beker 4,0 gram, de PS inzetbeker 2,66 gram en de kartonnen beker 5,0 gram. Alternatieven zijn: 80% van het basis scenario; 120% van het basis scenario. Het aangepaste gewicht is tussen haakjes weergegeven.

In de praktijk bestaat er een spreiding in de gewichten van de eenmalige bekers, welke één-op-één doorwerkt in het milieuprofiel van deze bekers.

5.7 Aantal malen gebruiken van eenmalige systemen

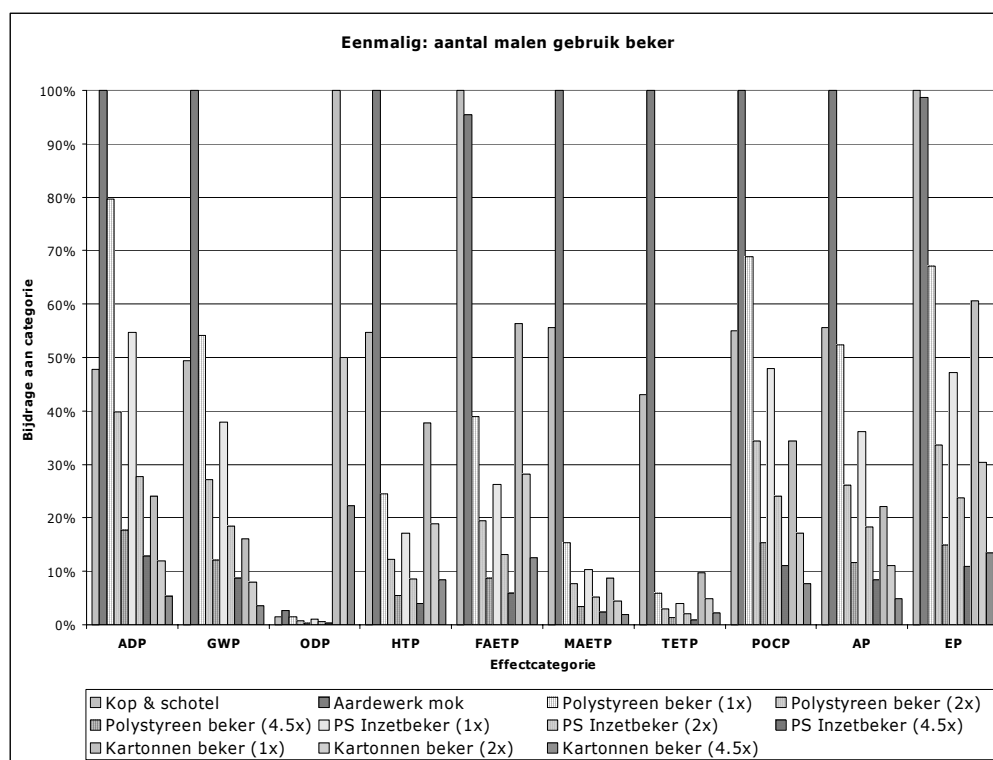
Het vaker gebruiken van de eenmalige bekers gebeurt in de praktijk; men haalt veelal meer dan eenmaal koffie/thee in hetzelfde bekertje. Als varianten in de gevoeligheidsanalyse zijn 2 maal gebruiken en 4,5 maal gebruiken onderzocht. Dit

vaker gebruiken laat zich vertalen in een geringer verbruik van bekertjes per 1000 maal gebruiken van respectievelijk 50% en 22,2%. Hierdoor zullen, gezien de resultaten in 5.6, de waarden van de effectcategorieën met dezelfde percentages afnemen. Dit is inderdaad het geval voor de eenmalige polystyreen en eenmalige kartonnen beker; voor de eenmalige PS inzetbeker is er een geringe afwijking (zie Tabel 29), doordat de bekerhouder een klein deel van het milieuprofiel bepaalt.

Tabel 29 Gevoeligheid van de waarden van de effectcategorieën voor het vaker gebruiken van de eenmalige beker. Hierbij is het basis scenario op 100% gesteld. Afwijkingen kunnen optreden door afrondingen.

Categorie	Polystyreen beker	Polystyreen (2 maal gebruiken)	Polystyreen (4,5 maal gebruiken)	PS inzetbeker	PS inzetbeker (2 maal gebruiken)	PS inzetbeker (4,5 maal gebruiken)	Kartonnen beker	Kartonnen beker (2 maal gebruiken)	Kartonnen beker (4,5 maal gebruiken)
ADP	100%	50%	22%	100%	51%	23%	100%	50%	22%
GWP	100%	50%	22%	100%	49%	23%	100%	50%	22%
ODP	100%	50%	22%	100%	52%	26%	100%	50%	22%
HTP	100%	50%	22%	100%	50%	23%	100%	50%	22%
FAETP	100%	50%	22%	100%	50%	22%	100%	50%	22%
MAETP	100%	50%	22%	100%	50%	22%	100%	50%	22%
TETP	100%	50%	22%	100%	50%	23%	100%	50%	22%
POCP	100%	50%	22%	100%	50%	23%	100%	50%	22%
AP	100%	50%	22%	100%	50%	23%	100%	50%	22%
EP	100%	50%	22%	100%	50%	23%	100%	50%	22%

Bij 2 maal gebruiken, treden reeds rangorde verschillen op. Zo is voor GWP te zien (Figuur 26) dat de eenmalige polystyreen beker nu beter scoort dan de meermalige porseleinen kop en schotel. Ook voor ADP is dit te zien. Bij 4,5 maal gebruiken, treden sterke rangorde verschillen op. Zo is het milieuprofiel van de eenmalige polystyreen beker nu gunstiger dan die van de meermalige porseleinen kop en schotel. Vaker gebruiken van de eenmalige bekertjes heeft een effect op de vergelijking van de scores met die van alle andere systemen.



Figuur 26 Invloed van het vaker gebruiken van de eenmalige bekens op het milieuprofiel. Per categorie is het hoogst scorende systeem op 100% gesteld. In het basis scenario worden de eenmalige bekens eenmaal gebruikt. Alternatieven zijn: (2x) 2 maal gebruiken; (4,5x) 4,5 maal gebruiken.

De eenmalige bekens zijn zeer gevoelig voor het meermaals gebruiken van de bekens, waarbij de milieubelasting sterk afneemt. Omdat de gebruiker bepaalt hoe vaak hij de (eenmalige) beker gebruikt, zijn algemene uitspraken over de milieubelasting van de eenmalige systemen ten opzichte van die van de meermalige systemen niet goed mogelijk.

5.8 Allocatie op basis van economische waarde van de recycling van kunststoffen

In het basis scenario is de recycling van kunststoffen gealloceerd op basis van een economische waarde van 50%¹. Een allocatie op basis van 65% en 90% van de economische waarde is als gevoeligheidsanalyse uitgevoerd. Hierdoor wordt de bonus voor de vermeden productie van primaire grondstof vergroot.

¹ 50% allocatie betekent dat aan het recyclaat een economische waarde van 50% van die van primair PS granulaat wordt toegekend. 1 kg recyclaat voorkomt dus de milieubelasting van 0,5 kg primair PS granulaat.

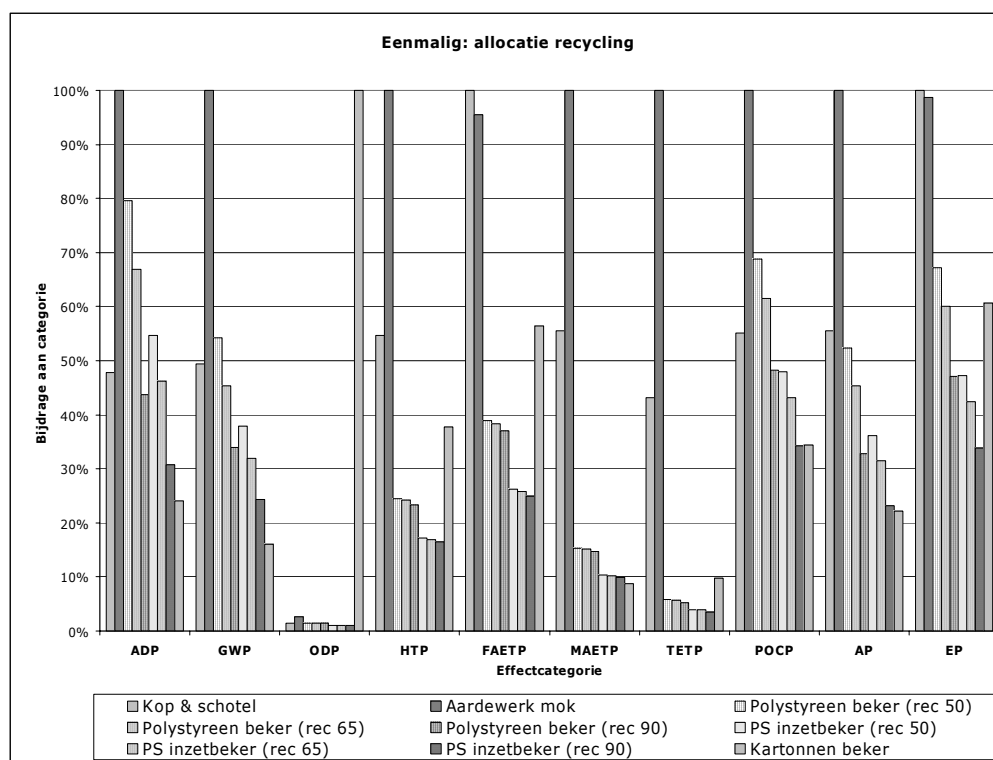
De verandering van de allocatie van 50% vermeden productie naar 65% vermeden productie levert geen verschillen groter dan 20% op (zie Tabel 30). Daarentegen geeft het scenario, dat uitgaat van een allocatie van 90% vermeden productie, voor een vijftal categorieën (ADP, GWP, AP en EP) verschillen van groter dan 20% te zien. Met name voor ADP zijn de systemen gevoelig voor verandering in de allocatie van vermeden productie door recycling.

Tabel 30 Gevoeligheid van de waarden van de effectcategorieën voor de allocatie op basis van de economische waarde van de vermeden primaire productie door recycling van de eenmalige PS bekers. Hierbij is het basis scenario op 100% gesteld.

Categorie	Polystyreen beker (50% allocatie)	Polystyreen beker (65% allocatie)	Polystyreen beker (90% allocatie)	PS inzetbeker (50% allocatie)	PS inzetbeker (65% allocatie)	PS inzetbeker (90% allocatie)
ADP	100%	84%	55%	100%	84%	56%
GWP	100%	84%	63%	100%	84%	64%
ODP	100%	100%	100%	100%	100%	100%
HTP	100%	99%	95%	100%	99%	96%
FAETP	100%	98%	95%	100%	98%	95%
MAETP	100%	99%	96%	100%	99%	96%
TETP	100%	97%	88%	100%	97%	88%
POCP	100%	89%	70%	100%	90%	71%
AP	100%	87%	63%	100%	87%	64%
EP	100%	89%	70%	100%	90%	72%

Ten aanzien van de rangorde treden er bij de scenario's met de hogere allocatiepercentages enige verschillen op, vergeleken met het milieuprofielen van de meermalige porseleinen kop en schotel (zie Figuur 27). Voor het basis scenario scoorde de eenmalige polystyreen beker voor GWP hoger dan de meermalige porseleinen kop en schotel. In het geval van 65% allocatie scoren beide systemen gelijkwaardig en in het geval van 90% allocatie scoort de eenmalige polystyreen beker beter. Voor POCP en AP treedt een vergelijkbare situatie op. Voor ADP nadert de eenmalige polystyreen beker de waarde van de meermalige porseleinen kop en schotel bij toenemende allocatie; de positie van de eenmalige PS inzetbeker wordt zelfs beter dan die van de meermalige porseleinen kop en schotel bij toenemende allocatie.

De eenmalige polystyreen beker en eenmalige PS inzetbeker zijn tamelijk gevoelig voor de specifieke allocatie op basis van de economische waarde van het milieuvoordeel van recycling.



Figuur 27 Invloed van de allocatie van de vermeden kunststofproductie door recycling van eenmalige PS bekert op het milieuprofiel. Per categorie is het hoogste scorende systeem op 100% gesteld. In het basis scenario wordt 50% van de vermeden productie toegewezen aan recycling. Alternatieven zijn: (rec 65) 65% allocatie; (rec 90) 90% allocatie.

5.9 Europees afvalscenario

Recycling systemen, anders dan het Nederlandse systeem voor gebruikte consumenten polystyreen bekert van bronnen zoals dienstverlening, kantoren en publieke instellingen, bestaan er in West-Europa (bijvoorbeeld in Groot-Brittannië en Zwitserland), maar het meeste van dit afval zal naar de afvalverwerking, zoals storten en verbranden, gaan.

Gebaseerd op de meest recente cijfers (2004, 2005) voor de verwerking van op huishoudelijk afval gelijkend bedrijfsafval in de EU15 wordt een afvalscenario voor de polystyreen (inzet) bekert en de kartonnen bekert gedefinieerd:

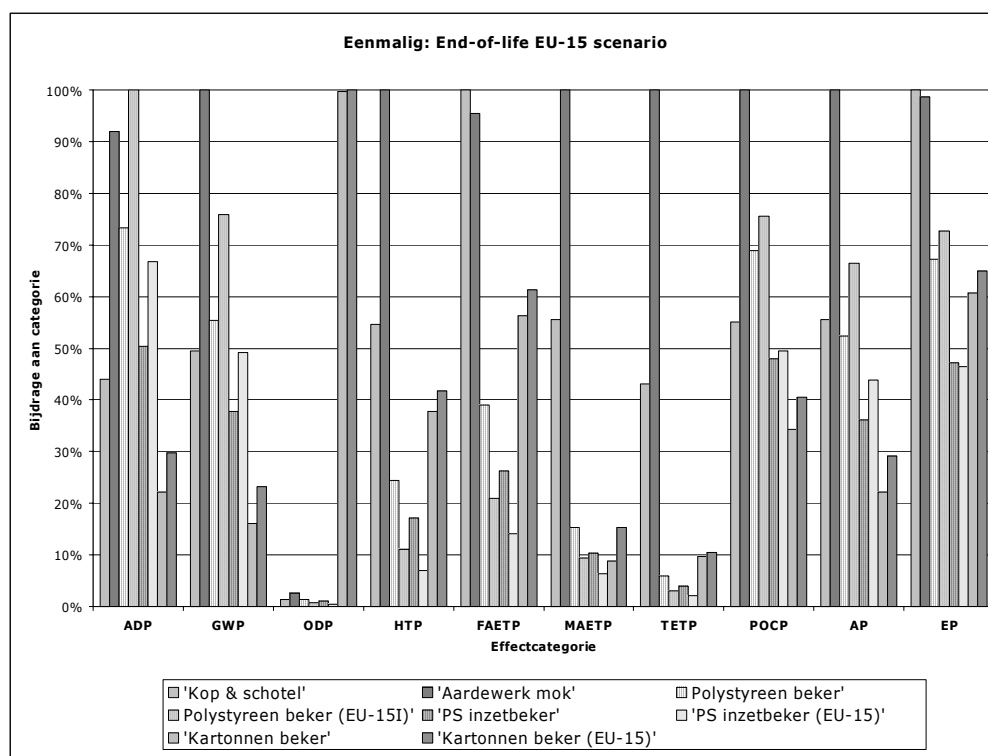
- Storten 78,0%
- Verbranden 22,0%
 - met energietegwinning 14,9%
 - zonder energietegwinning 7,1%

Tabel 31 Gevoeligheid van de waarden van de effect categorieën voor verandering in het afvalscenario naar het EU15 storten-verbranden scenario. Het basisscenario is op 100% gesteld.

Categorie	Polystyreen beker	Polystyreen beker (afval EU-15)	PS inzetbeker	PS inzetbeker (afval EU-15)	Kartonnen beker	Kartonnen beker (afval EU-15)
ADP	100%	136%	100%	133%	100%	134%
GWP	100%	137%	100%	130%	100%	145%
ODP	100%	49%	100%	42%	100%	100%
HTP	100%	45%	100%	41%	100%	111%
FAETP	100%	54%	100%	54%	100%	109%
MAETP	100%	62%	100%	61%	100%	175%
TETP	100%	53%	100%	52%	100%	108%
POCP	100%	110%	100%	103%	100%	118%
AP	100%	127%	100%	121%	100%	132%
EP	100%	108%	100%	99%	100%	107%

De verandering van afvalscenario voor de basis situatie, waarbij de polystyreen bекers worden gerecycled en de kartonnen bекers worden verbrand met energiete-rugwinning, in het EU15 afvalscenario leidt tot veranderingen in het milieuprofiel (zie Tabel 31 en Figuur 28) en tot enkele veranderingen in de rangorde van de sys-temen. Het laatste geschiedt voor ADP en AP, waarbij de polystyreen beker nu een hogere impact heeft dan de kop en schotel. De polystyreen inzetbeker krijgt voor GWP een vergelijkbare performance.

Voor een aantal impact categorieën wordt de performance van de polystyreen (in-zet) beker beter in het geval van het EU15 scenario. Dit geldt speciaal voor de toxi-citeit gerelateerde categorieën (HTP, FAETP, MAETP en TETP) en ODP. Met betrekking tot het EU15 scenario worden er geen kartonnen dozen voor de inzame-ling gebruikt, rijden er geen aparte bestelauto's om het afval gescheiden in te zame-len en wordt er minder elektriciteit verbruikt.



Figuur 28 Invloed van het EU15 afvalscenario voor de eenmalige systemen op het milieuprofiel. Het hoogst scorend systeem per categorie is op 100% gesteld.

5.10 Alternatieve end-of-life routes voor eenmalige bekiers

Conform het basis scenario gaan de eenmalige polystyreen bekiers via het inzame-lingssysteem van de Stichting Disposables Benelux naar een recyclingfaciliteit om te worden verwerkt tot secundaire PS grondstof. Andere routes aan het einde van de levensduur zijn natuurlijk mogelijk. Zo gaan eenmalige polystyreen bekiers ook met het overige bedrijfsafval naar de AVI. Als alternatief wordt van dit afval zoge-naamd subcoal gemaakt, als vervanger voor poederkool in een elektriciteitscentra-le. Voor de kartonnen beker gefabriceerd uit PE gecoat karton, is de subcoal route met energierugwinning ook een optie en daarom is deze ook meegenomen in de gevoeligheidsanalyse.

Voordat een vergelijking van de verschillende scenario's wordt gemaakt, zal de invloed van elk einde levensduur alternatief (AVI, dan wel subcoal) op het milieuprofiel van de eenmalige polystyreen beker worden toegelicht. Het is duidelijk dat verbranding in de AVI leidt tot een reductie van de milieubelasting van de eenma-lige polystyreen beker (zie Tabel 32 en Figuur 29). In de AVI wordt namelijk met de verbrandingswarmte elektriciteit opgewekt, die hierdoor niet op conventionele

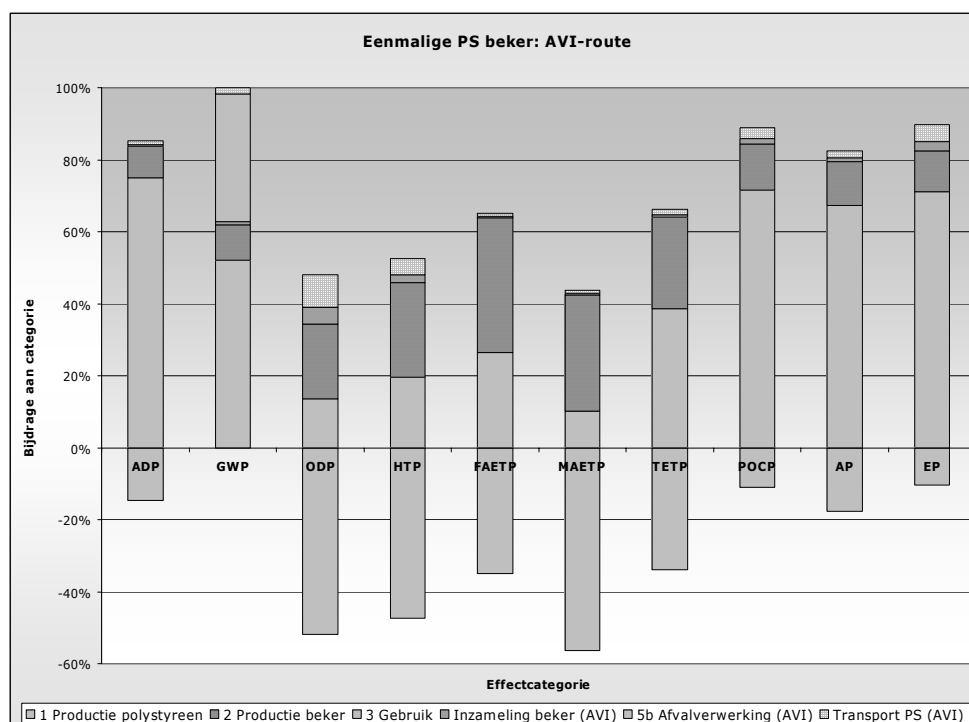
wijze¹ hoeft te worden opgewekt. Een deel van de vrijkomende warmte wordt daarnaast nuttig toegepast. Hierdoor hoeft deze warmte niet op conventionele wijze² te worden opgewekt. Voor ODP en MAETP leidt toepassing van de AVI als afvalverwerking tot een milieuwinst voor deze fase van de levenscyclus. Dit omdat er meer milieubelasting wordt uitgespaard door de opwekking van energie in de AVI, dan dat er bij verbranding in de AVI zelf optreedt aan milieubelasting. Voor ODP komt dit door het vermijden van de emissie van halonen die vrijkomt voor de opwekking van conventionele elektriciteit. Voor MAETP is dit de vermeden HF emissie (verbranden fossiele brandstofmix).

Tabel 32 Milieuprofiel van de eenmalige polystyreen beker met 100% AVI als end-of-life scenario.

Categorie	Eenheid	Totaal
ADP	kg Sb eq.	1.55E-01
GWP	kg CO ₂ eq.	2.21E+01
ODP	kg CFC-11 eq.	-1.86E-08
HTP	kg 1,4-DB eq.	9.02E-02
FAETP	kg 1,4-DB eq.	1.70E-01
MAETP	kg 1,4-DB eq.	-5.16E+02
TETP	kg 1,4-DB eq.	7.10E-03
POCP	kg C ₂ H ₂	3.99E-03
AP	kg SO ₂ eq.	6.92E-02
EP	kg PO ₄ ³⁻ eq.	7.12E-03

¹ De vermeden productie betreft die van de UCTE elektriciteit productie mix [15].

² De vermeden warmteproductie betreft 'Heat, natural gas, at industrial furnace >100kW/RER' [15].



Figuur 29 Milieuprofiel van de eenmalige polystyreen beker met als end-of-life scenario 100% AVI.

In het geval van het subcoal afvalscenario vindt inzameling van de bekertjes tezamen met droog bedrijfsafval plaats (zie ook [4]). Het polystyreen afval wordt samen met papierafval omgezet tot een brandstof voor een poederkoolcentrale. Aldaar wordt de brandstof omgezet in elektriciteit. In een afvalverwerkingsinstallatie wordt uit droog bedrijfsafval een plastic papier fractie (PPF) afgescheiden. Een deel van het vocht/vuil van de bekertjes (14,6%) wordt afgescheiden en in een AVI verbrand. Na te zijn gepelletiseerd, kan het PPF dienen als brandstof voor ondermeer de EZH-kolencentrale op de Maasvlakte [32]. Voordat het wordt verbrand, worden de pellets fijngemalen om samen met de poederkool te worden geïnjecteerd in de verbrandingskamer. Subcoal uit eenmalige PS bekertjes is relatief hoog energetisch; in deze LCA is met een LHV van 34,6 MJ/kg voor vuile koffiebekertjes van polystyreen gerekend [33]. De kolengestookte energiecentrale heeft een energierendement van 40% dat hoger is dan de 20% energierendement, die in een AVI wordt gerealiseerd [32]. Het opwekken van elektriciteit uit subcoal vermijdt de elektriciteitsproductie uit poederkool¹.

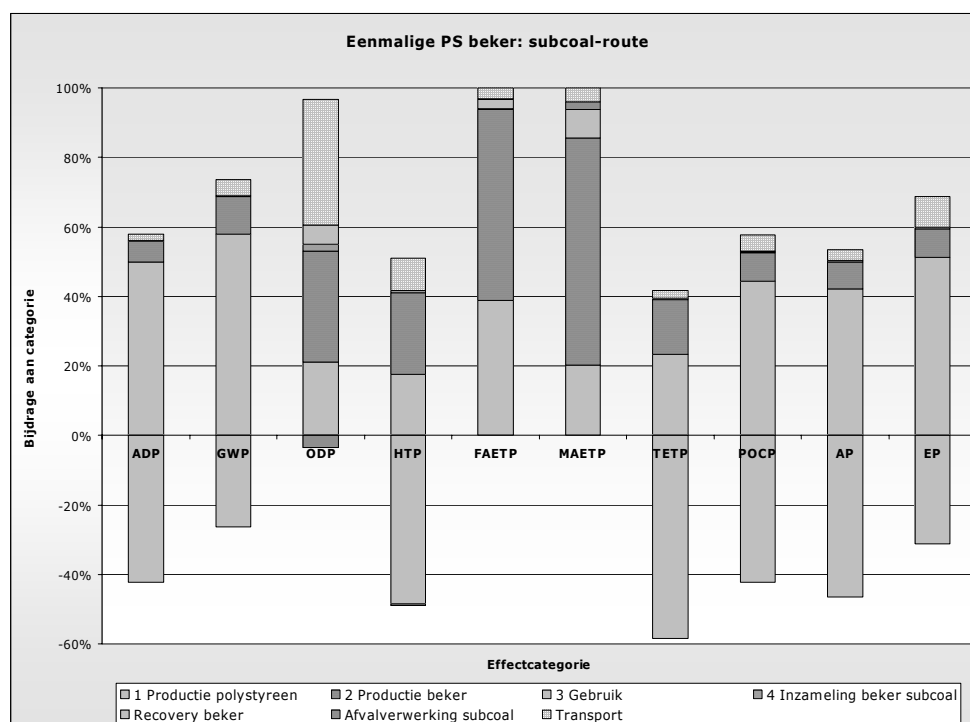
Voor de kartonnen beker is de LHV voor de subcoal gebaseerd op de resterende verontreiniging en de PE: karton verhouding. De berekende LHV is 16,2 MJ/kg.

¹ De vermeden productie is die van 'electricity, hard coal, at power plant UCTE' [15].

Tabel 33 Milieuprofiel van de eenmalige polystyreen beker en kartonnen beker bij verwerking subcoal als end-of-life scenario.

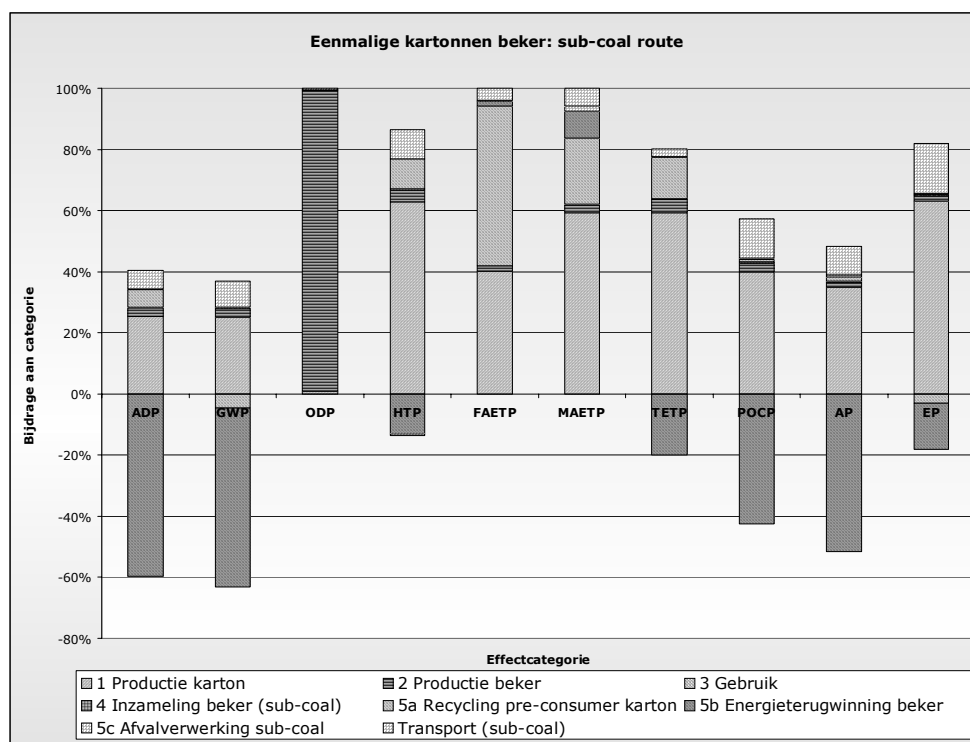
Categorie	Eenheid	PS beker	Kartonnen beker
ADP	kg Sb eq.	5.16E-02	-2.84E-02
GWP	kg CO ₂ eq.	9.44E+00	-4.37E+00
ODP	kg CFC-11 eq.	2.98E-07	3.79E-05
HTP	kg 1,4-DB eq.	3.94E-02	2.88E+00
FAETP	kg 1,4-DB eq.	3.83E-01	1.04E+00
MAETP	kg 1,4-DB eq.	2.02E+03	2.91E+03
TETP	kg 1,4-DB eq.	-6.04E-03	3.59E-02
POCP	kg C ₂ H ₂	1.27E-03	6.77E-04
AP	kg SO ₂ eq.	1.20E-02	-3.00E-03
EP	kg PO ₄ ³⁻ eq.	4.70E-03	6.45E-03

De toepassing van de afvalbeker als subcoal levert een reductie van de milieubelasting, waarbij de grootste reducties optreden voor de categorieën ADP, HTP, TETP, POCP en AP (zie Figuur 30 en Tabel 34).



Figuur 30 Milieuprofiel van de eenmalige polystyreen beker met toepassing subcoal als end-of-life scenario. De levensfase 'Recovery beker' omvat de productie van subcoal en de opwekking van elektriciteit uit subcoal.

De kartonnen beker vertoont ook reducties van de milieubelasting (zie Figuur 31). De meest opmerkelijke milieuwinsten zijn er voor ADP, GWP, POCP en AP. Voor ADP, EWP en AP zijn de winsten zelfs groter dan de belasting van de rest van het systeem en er treedt een netto winst op.



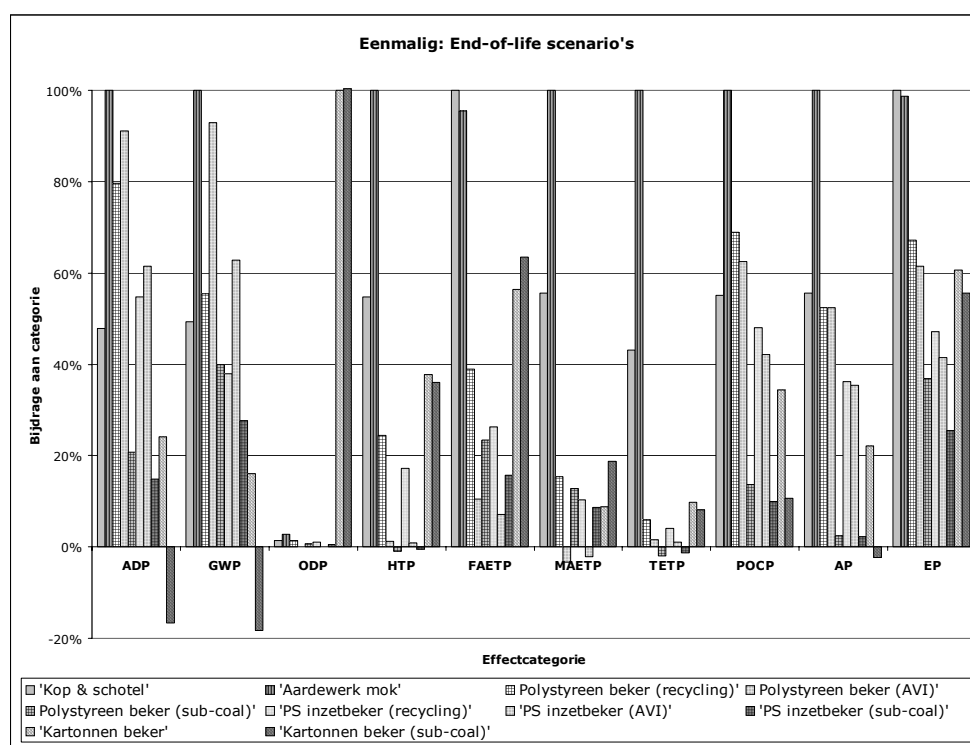
Figuur 31 Milieuprofiel van de eenmalige kartonnen beker met toepassing subcoal als end-of-life scenario.

Bij de toepassing van een alternatief afvalverwerkingsscenario treden er verschuivingen in rangorde op (zie Figuur 32). Met name de rangorde tussen de meermalige porseleinen kop en schotel en de eenmalige polystyreen beker en eenmalige PS inzetbeker verandert voor de meeste effectcategorieën. Voor ADP bijvoorbeeld is in het basis scenario voor de eenmalige polystyreen beker en voor de eenmalige PS inzetbeker een hogere score te zien, dan die voor de meermalige porseleinen kop en schotel. Bij toepassing van de subcoal route presteren de eenmalige polystyreen beker, de eenmalige PS inzetbeker en de eenmalige kartonnen beker beter dan de meermalige porseleinen kop en schotel. Een verbetering van de positie van de eenmalige polystyreen beker ten opzichte van de meermalige porseleinen kop en schotel treedt op voor meerdere effectcategorieën, zoals bijvoorbeeld voor GWP, POCP en AP.

Tabel 34 Gevoeligheid van de waarden van de effectcategorieën voor de keuze van end-of-life scenario van de eenmalige PS (inzet)bekers en de kartonnen bek-ers. Hierbij is het basis scenario op 100% gesteld.

Categorie	Polystyreen beker (recycling)	Polystyreen beker (AVI)	Polystyreen beker (subcoal)	PS inzetbeker (recycling)	PS inzetbeker (AVI)	PS inzetbeker (subcoal)	Kartonnen beker (AVI)	Kartonnen beker (subcoal)
ADP	100%	114%	38%	100%	112%	35%	100%	-69%
GWP	100%	172%	73%	100%	166%	71%	100%	-115%
ODP	100%	-3%	55%	100%	2%	54%	100%	100%
HTP	100%	5%	2%	100%	5%	1%	100%	96%
FAETP	100%	27%	60%	100%	27%	60%	100%	113%
MAETP	100%	-22%	84%	100%	-21%	83%	100%	212%
TETP	100%	27%	-23%	100%	28%	-25%	100%	83%
POCP	100%	91%	29%	100%	88%	26%	100%	31%
AP	100%	100%	17%	100%	98%	14%	100%	-10%
EP	100%	91%	60%	100%	88%	57%	100%	92%

De keuze van de end-of-life route heeft een duidelijk effect op de milieuprofielen van de eenmalige polystyreen bek-ers en de eenmalige kartonnen beker. Met name de subcoal route leidt tot een reductie van de milieubelasting.



Figuur 32 Invloed van de keuze van het end-of-life scenario van eenmalige PS (inzet)-bek-ers. Per categorie is de hoogst scorende op 100% gesteld. In het basis scenario worden de eenmalige polystyreen (inzet)bek-ers gerecycled.

5.11 Omslagpunten van het aantal malen gebruik van de meermalige porseleinen kop en schotel in vergelijking tot de eenmalige polystyreen beker

Voor een beperkt aantal variabelen is onderzocht wanneer het milieuprofiel van de eenmalige polystyreen beker beter scoort dan die van de meermalige porseleinen kop en schotel. De variabelen zijn:

- Levensduur kop en schotel (basis scenario; 3000 maal gebruiken);
- Reinigingsfrequentie kop en schotel (basis scenario; telkens na 1 maal gebruiken);
- Aantal malen gebruiken polystyreen beker (basis scenario; 1 maal gebruiken).

Het blijkt dat, wil het milieuprofiel van de eenmalige polystyreen beker positiever¹ zijn dan dat van de meermalige porseleinen kop en schotel, de levensduur van het laatste systeem beduidend lager moet liggen dan de 3000 maal gebruiken, zoals voor het basis scenario in deze studie aangenomen (zie Tabel 35). Om de eenmalige polystyreen beker vergelijkbaar of beter te laten scoren dan de meermalige porseleinen kop en schotel, is voor het broeikaseffect (GWP) een levensduur van 781 maal gebruiken of minder noodzakelijk.

Tabel 35 Omslagpunten¹ voor levensduur, reinigingsfrequentie meermalige porseleinen kop en schotel en aantal gebruiken eenmalige polystyreen beker, waarbij de scores van het milieuprofiel van de eenmalige polystyreen beker en de meermalige porseleinen kop en schotel gelijkwaardig zijn.

Categorie	omslagpunt		
	aantal malen gebruik kop en schotel ¹	reinigingsfrequentie kop en schotel ¹	aantal malen gebruik PS beker ¹
ADP	164	< 1	1,7
GWP	781	< 1	1,1
ODP	3043	1,0	– ²
HTP	– ²	2,3	– ²
FAETP	– ²	2,6	– ²
MAETP	– ²	3,7	– ²
TETP	– ²	7,4	– ²
POCP	196	< 1	1,3
AP	– ²	1,1	– ²
EP	– ²	1,5	– ²

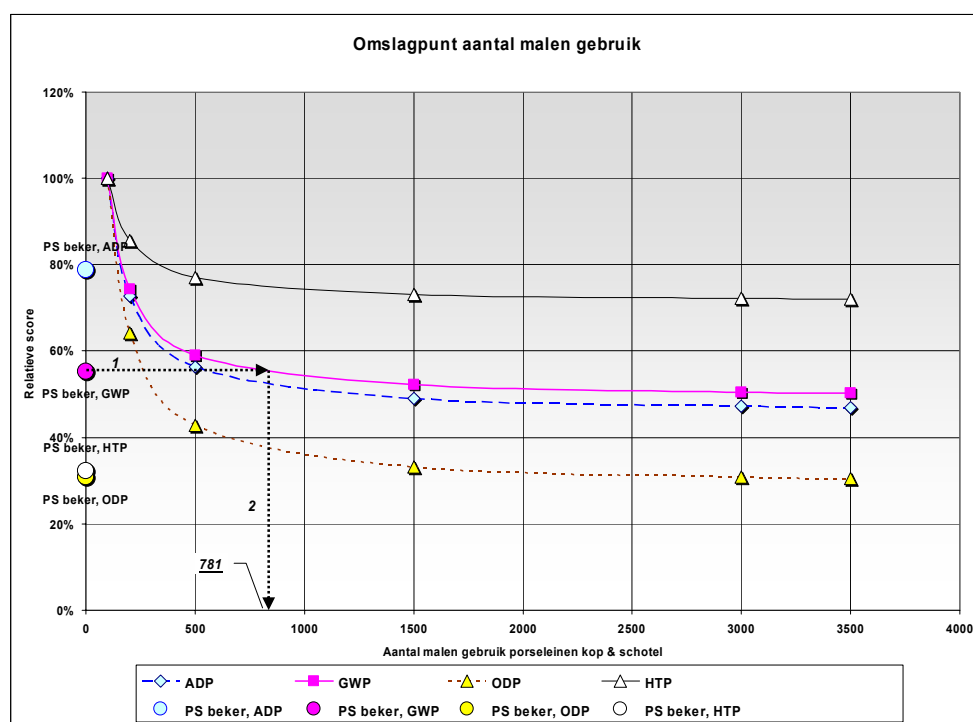
1 Een omslagpunt is het punt waarbij een systeem beter gaat presteren dan het systeem waarmee het wordt vergeleken. Hierbij wordt één variabele, bijvoorbeeld het aantal gebruiken waarna de porseleinen kop en schotel wordt gereinigd, gevarieerd. De vergelijking vindt per milieueffectcategorie (bijvoorbeeld broeikaseffect of humane toxiciteit) plaats. Het kan zijn dat er tussen twee systemen voor een specifieke vergelijking geen omslagpunt bestaat, omdat het ene systeem altijd beter presteert dan het andere.

2 De polystyreen beker presteert hier altijd beter dan de porseleinen kop en schotel.

¹ Het milieuprofiel is positiever als de waarden van alle effectcategorieën voor een systeem lager zijn dan die voor het andere systeem.

Een andere belangrijke parameter voor de vergelijking van de eenmalige polystyreen beker met de meermalige porseleinen kop en schotel is de reinigingsfrequentie van de laatste. In het basis scenario wordt na ieder gebruik de porseleinen kop en schotel gereinigd. Het blijkt dat voor een aantal categorieën de reinigingsfrequentie (uitgedrukt in het aantal malen gebruiken vóór iedere reiniging) theoretisch gezien kleiner dan 1 zou moeten zijn, wil de eenmalige polystyreen beker beter scoren. Praktisch gezien kan dit echter niet.

Voor de omslagpunten qua aantal malen gebruik van de porseleinen kop en schotel is in Figuur 33 een verduidelijking gegeven. Voor GWP blijkt dat de meermalige porseleinen kop en schotel een maximale levensduur mag hebben van 781 maal gebruiken (zie Tabel 35). In Figuur 33 is de eenmalige polystyreen beker op de y-as gezet ($x=0$). Gaan we vanuit dit punt naar rechts tot we de lijn van de porseleinen kop en schotel snijden dan zien dat dit op de x-as op 781 maal gebruiken uitkomt. Voor HTP zien we dat de eenmalige polystyreen beker al onder de lijn van de meermalige porseleinen kop en schotel ligt.



Figuur 33 Omslagpunt aantal malen gebruik van de meermalige porseleinen kop en schotel, ten opzichte van de eenmalige polystyreen beker, voor ADP, GWP, ODP en HTP als voorbeelden van de effectcategorieën. De polystyreen beker is op het nulpunt van de x-as geplaatst. Van de porseleinen kop en schotel is de hoogst mogelijke waarde per beschouwde effectcategorie op 100% gesteld. Het omslagpunt is in de grafiek af te lezen door vanuit de waarde voor de eenmalige PS beker horizontaal naar rechts te gaan tot dat de curve van dezelfde effectcategorie voor de meermalige porseleinen kop en schotel wordt gesneden (pijl 1 voor voorbeeld GWP). Vanuit dit punt wordt loodrecht omlaag gegaan; vervolgens kan de waarde van het omslagpunt (781) op de x-as worden afgelezen (pijl 2 voor voorbeeld GWP).

Deel II; niet conform de ISO 14040 en de ISO 14044 standaards

6. Aggregatie van milieueffecten

6.1 Schaduwkosten

De schaduwkosten drukken de milieubelasting van een productsysteem uit in een monetaire eenheid: de euro [34], [35]. De schaduwkosten zijn gebaseerd op de schaduwprijs per milieueffectcategorie van de CML2 methode (zie Tabel 36). Met behulp van de schaduwprijs methode kunnen verschillende milieueffectcategorieën gemakkelijk bij elkaar opgeteld worden, zodat systemen eenvoudig onderling vergelijkbaar worden. De schaduwprijs heeft tevens als voordeel dat deze aansluit bij het gebruik van marktconforme instrumenten.

De schaduwprijs wordt per effectcategorie (GWP, HTP, et cetera) gebaseerd op de emissie reductiedoelstellingen van de stoffen, die onder die categorie vallen, en op de kosten van de emissie reductiemaatregelen, die per eenheid moeten worden gemaakt om de doelstelling te realiseren. De schaduwprijs is nu de prijs per eenheid emissiereductie van de duurste nog te treffen maatregel om de doelstelling te behalen.

De ISO standaards staan niet toe, dat wegen geschiedt in het kader van vergelijkende openbare studies. ISO definieert weging als het proces van omrekening van verschillende impact categorieën door het gebruik van numerieke factoren gebaseerd op waarde keuzes. Het belangrijke aspect in het geval van niet toestaan is het gebruik van waarde keuzes. Natuurlijk betreffen politieke doelen waarde keuzes, maar ze zijn geaccepteerde waarde keuzes in ons democratisch systeem. De toepassing van schaduwprizen kan gezien worden als een wegingsmethode, die de ISO benadering van wetenschappelijke en waarde vrije LCA resultaten dicht benadert.

De inhoud van dit hoofdstuk is strikt genomen niet conform de ISO standaards voor vergelijkende verklaringen, gecommuniceerd naar het brede publiek.

De inhoud van dit hoofdstuk is strikt genomen niet conform de ISO standaards voor vergelijkende verklaringen, gecommuniceerd naar het brede publiek

Tabel 36 De schaduw prijzen per milieueffectcategorie, zoals die in dit rapport worden gebruikt.

Effectcategorie	Eenheid	Schaduw prijs [€/kg eq.]	Bron	
ADP	Sb eq	0	[25]	[34]
AP	SO ₂ eq	4	[26]	[35]
EP	PO ₄ ³⁻ eq	9	[26]	[35]
FAETP	1,4-DCB eq	0,04	[25]	[34]
GWP	CO ₂ eq	0,05	[26]	[35]
HTP	1,4-DCB eq	0,08	[25]	[34]
MAETP	1,4-DCB eq	0,0001	[25]	[34]
ODP	CFC11 eq	30	[26]	[35]
POCP	C ₂ H ₂ eq	2	[26]	[35]
TETP	1,4-DCB eq	1,3	[25]	[34]

De schaduwkosten van bijvoorbeeld de eenmalige polystyreen koffiebeker worden berekend door voor iedere milieueffectcategorie de hoeveelheid gevonden equivalenten te vermenigvuldigen met de schaduw prijs. De gesommeerde resultaten van deze berekening voor alle milieueffectcategorieën geven dan de uiteindelijke totale schaduwkosten.

Een voorbeeld van de berekening van de totale schaduwkosten van een productsysteem is te zien in Tabel 37. Op basis van de waarden uit het milieuprofiel van de meermalige porseleinen kop en schotel (zie Tabel 11) en de schaduw prijs per effectcategorie worden hier de schaduwkosten berekend.

Tabel 37 De berekening van de schaduwkosten per milieueffectcategorie van de meermalige porseleinen kop en schotel.

Effectcategorie	Schaduw prijs [€/kg eq.]	Effect [kg eq.]	Schaduwkosten [€]
ADP	0	8,15E-02	€ 0,00
GWP	0,05	1,17E+01	€ 0,59
ODP	30	5,42E-07	€ 0,00
HTP	0,08	4,36E+00	€ 0,35
FAETP	0,04	1,64E+00	€ 0,07
MAETP	0,0001	8,68E+03	€ 0,87
TETP	1,3	1,92E-01	€ 0,25
POCP	2	2,95E-03	€ 0,01
AP	4	7,34E-02	€ 0,29
EP	9	1,16E-02	€ 0,10
Totaal			€ 2,52

Een uitgebreidere beschrijving van de bepaling van schaduw prijzen is gegeven in Hoofdstuk 2 van het TNO-rapport [34]. Dit hoofdstuk is als Bijlage 4 opgenomen.

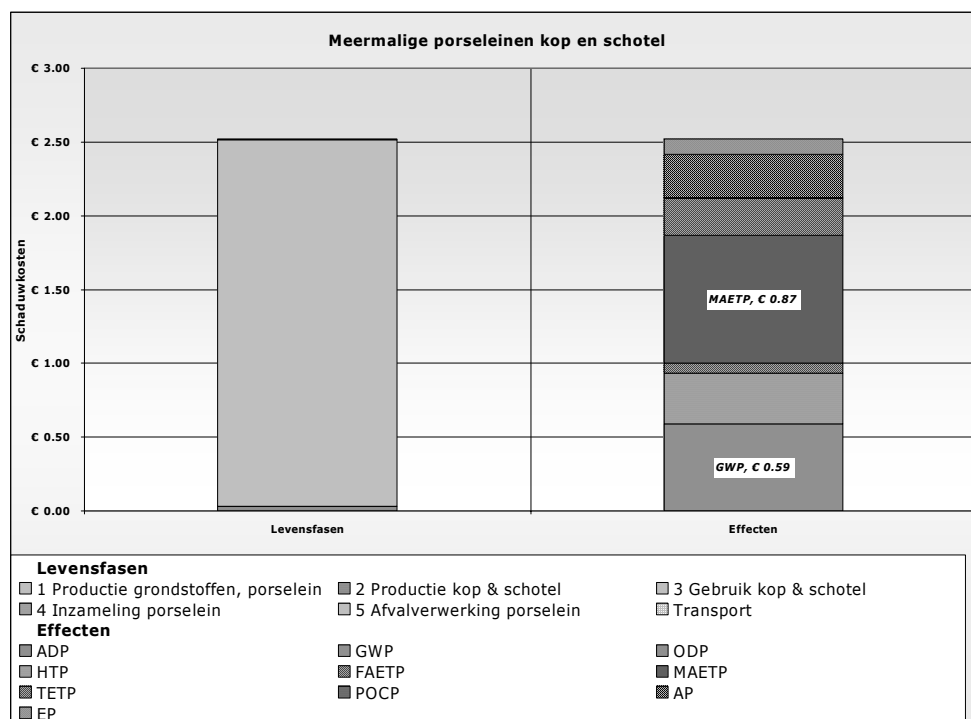
6.2 Meermalige porseleinen kop en schotel

De schaduwkosten (€ 2,52) van de meermalige porseleinen kop en schotel worden vrijwel volledig (98%) bepaald door de gebruiksfase (zie Tabel 38). De overige fasen leveren een te verwaarlozen bijdrage.

Tabel 38 *Schaduwkosten van de meermalige porseleinen kop en schotel per levensfase.*

Levensfasen	Schaduwkosten
1 Productie grondstoffen, porselein	€ 0,00
2 Productie kop & schotel	€ 0,03
3 Gebruik kop & schotel	€ 2,48
4 Inzameling porselein	€ 0,001
5 Afvalverwerking porselein	€ 0,002
Transport	€ 0,01
Totaal	€ 2,52

De opbouw van de schaduwkosten kan niet alleen per levensfase worden beschouwd, maar ook naar de effectcategorieën (GWP, HTP, et cetera) worden uitgesplitst. Uit de resultaten, getoond in Figuur 34, blijkt dat het broeikaseffect (GWP) en de marine ecotoxiciteit (MAETP) in het geval van de meermalige porseleinen kop en schotel de meest bijdragende effectcategorieën zijn.



Figuur 34 *Opbouw schaduwkosten per levensfase en per effectcategorie van de meermalige porseleinen kop en schotel.*

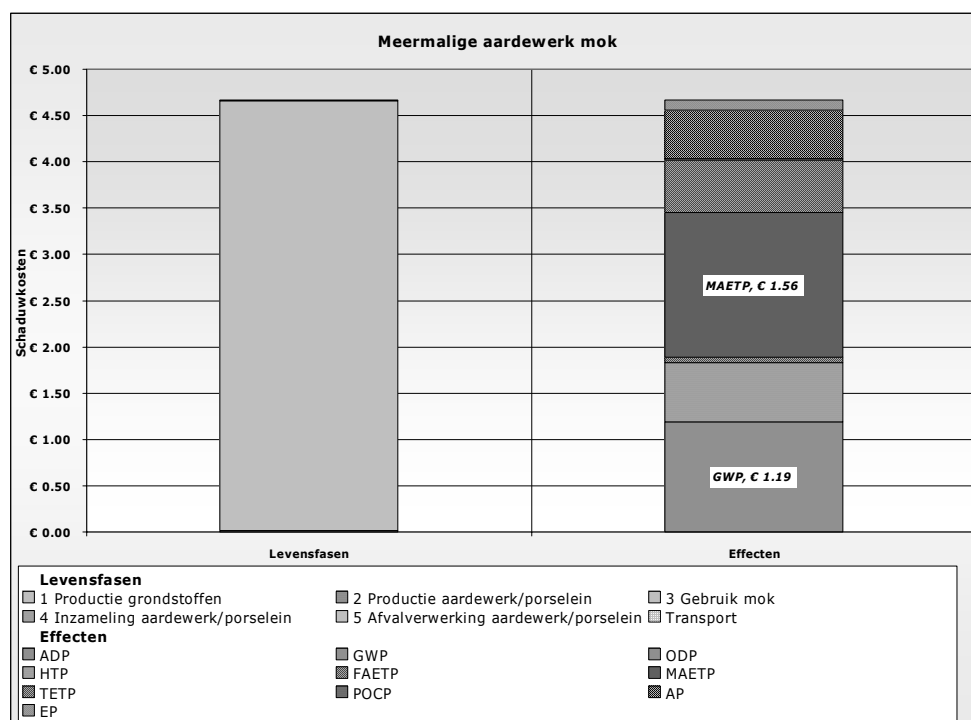
6.3 Meermalige aardewerk mok

De schaduwkosten (€ 4,67) van de meermalige aardewerk mok worden vrijwel volledig door de gebruiksfase bepaald (zie Tabel 39). Deze kosten zijn duidelijk hoger dan die van de meermalige porseleinen kop en schotel in de gebruiksfase. Het zelf afwassen van de meermalige aardewerk mok vraagt meer energie dan het afwassen voor de meermalige kop en schotel in een professionele vaatwasser. De overige fasen leveren een te verwaarlozen bijdrage.

Tabel 39 *Schaduwkosten van de meermalige aardewerk mok per levensfase.*

Levensfasen	Schaduwkosten
1 Productie grondstoffen	€ 0,00
2 Productie aardewerk mok	€ 0,01
3 Gebruik aardewerk mok	€ 4,65
4 Inzameling aardewerk	€ 0,001
5 Afvalverwerking aardewerk	€ 0,001
Transport	€ 0,001
Totaal	€ 4,67

Zoals ook bij de meermalige porseleinen kop en schotel hebben de effectcategorieën MAETP en GWP in het geval van de aardewerk mok de grootste bijdragen met respectievelijk 33% en 25%, zie Figuur 35.



Figuur 35 Opbouw schaduwkosten per levensfase en per effectcategorie van de meermalige aardewerk mok.

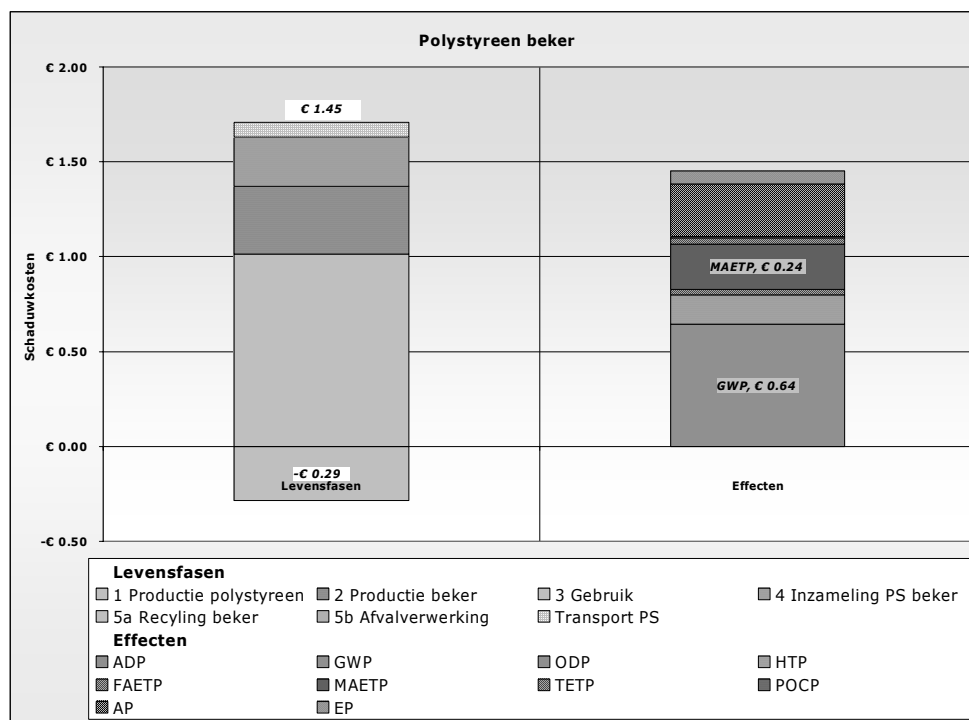
6.4 Eenmalige polystyreen beker

De totale schaduwkosten van € 1,42 van de eenmalige polystyreen beker worden grotendeels bepaald door de productie van polystyreen en de productie van de beker zelf (zie Tabel 40). De eindelevensfase, die bestaat uit de inzameling van de gebruikte bekertjes, de recycling van de beker en de verwerking van afval, geeft netto negatieve schaduwkosten te zien. Negatieve schaduwkosten betekenen dat hierbij een voordeel voor het milieu wordt behaald. Zie voor de verdere uitleg van dit gunstige effect Figuur 13 en paragraaf 4.4.

Tabel 40 Schaduwkosten van de eenmalige polystyreen beker per levensfase.

Levensfasen	Schaduwkosten
1 Productie PS	€ 1,01
2 Productie beker	€ 0,36
3 Gebruik	€ 0,00
4 Inzameling PS beker	€ 0,26
5a Recycling beker	– € 0,29
5b Afvalverwerking	€ 0,00
Transport PS	€ 0,08
Totaal	€ 1,42

De effectcategorieën die het meest bijdragen (zie Figuur 36) zijn wederom het broeikaseffect (GWP) en de marine ecotoxiciteit (MAETP). Zij dragen respectievelijk 44% en 17% bij.



Figuur 36 Opbouw schaduwkosten per levensfase en per effectcategorie van de eenmalige polystyreen beker.

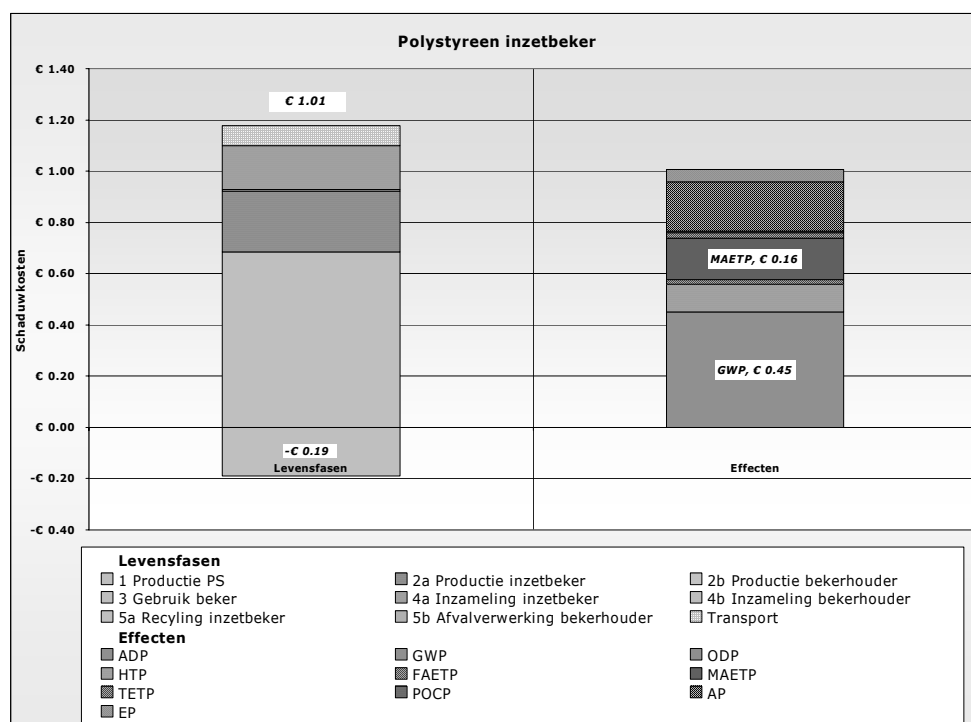
6.5 Eenmalige polystyreen inzetbeker

De productie van het polystyreen en de productie van de inzetbeker uit dit polystyreen bepalen met respectievelijk 67% en 24% het grootste deel van de totale schaduwkosten (€ 1,01) van de eenmalige polystyreen inzetbeker (zie Tabel 41). De recycling van de eenmalige polystyreen inzetbeker heeft een gunstig effect en reduceert de schaduwkosten met ruim 10%. Het effect van de bekerhouder (productie, gebruik, inzameling en afvalverwerking) op de schaduwkosten is te verwaarlozen.

Tabel 41 Schaduwwkosten van de eenmalige polystyreen inzetbeker per levensfase.

Levensfasen	Schaduwwkosten
1 Productie PS	€ 0.68
2a Productie inzetbeker	€ 0.24
2b Productie bekerhouder	€ 0.01
3 Gebruik inzetbeker	€ 0.00
4a Inzameling inzetbeker	€ 0.17
4b Inzameling bekerhouder	€ 0.00
5a Recycling inzetbeker	-€ 0.19
5b Afvalverwerking bekerhouder	€ 0.00
Transport PS	€ 0.08
Totaal	€ 1,01

De meest aan de schaduwwkosten bijdragende effectcategorieën zijn GWP en MAETP, die 45% en 16% van de totale schaduwwkosten uitmaken (zie Figuur 37).



Figuur 37 Opbouw schaduwwkosten per levensfase en per effectcategorie van de eenmalige polystyreen inzetbeker.

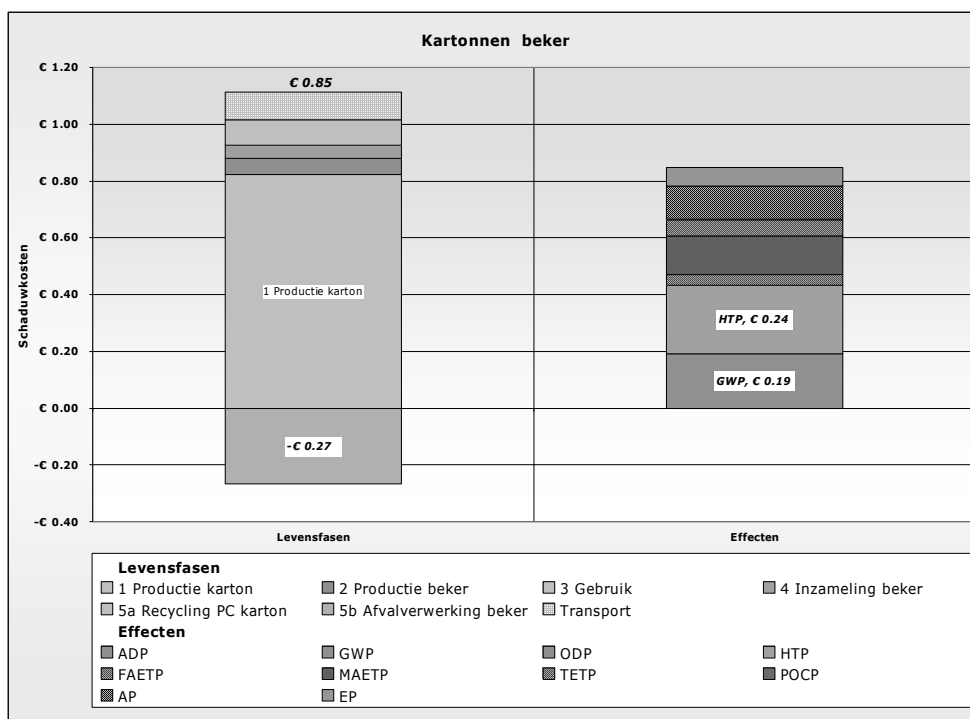
6.6 Eenmalige kartonnen beker

De productie van het karton-PE laminaat bepaalt voor een zeer groot deel (96%) de totale schaduwkosten (€ 0,85) van de eenmalige kartonnen beker (zie Tabel 42 en Figuur 38). De afvalverwerking van het karton, waarbij de beker in een AVI met energierugwinning wordt verbrand, reduceert de schaduwprijs met € 0,27.

Tabel 42 *Schaduwkosten van de eenmalige kartonnen beker per levensfase.*

Levensfasen	Schaduwkosten
1 Productie karton	€ 0,82
2 Productie beker karton	€ 0,06
3 Gebruik karton	€ 0,00
4 Inzameling karton	€ 0,05
5a Recycling pre-consumer karton	€ 0,09
5b Afvalverwerking karton	– € 0,27
Transport karton	€ 0,10
Totaal	€ 0,85

De milieueffectcategorieën, die het meest bepalend zijn voor de schaduwkosten, zijn het broeikaseffect (GWP) en de humane toxiciteit (HTP). Deze bepalen respectievelijk 22% en 28% van het totaal; zie Figuur 38.

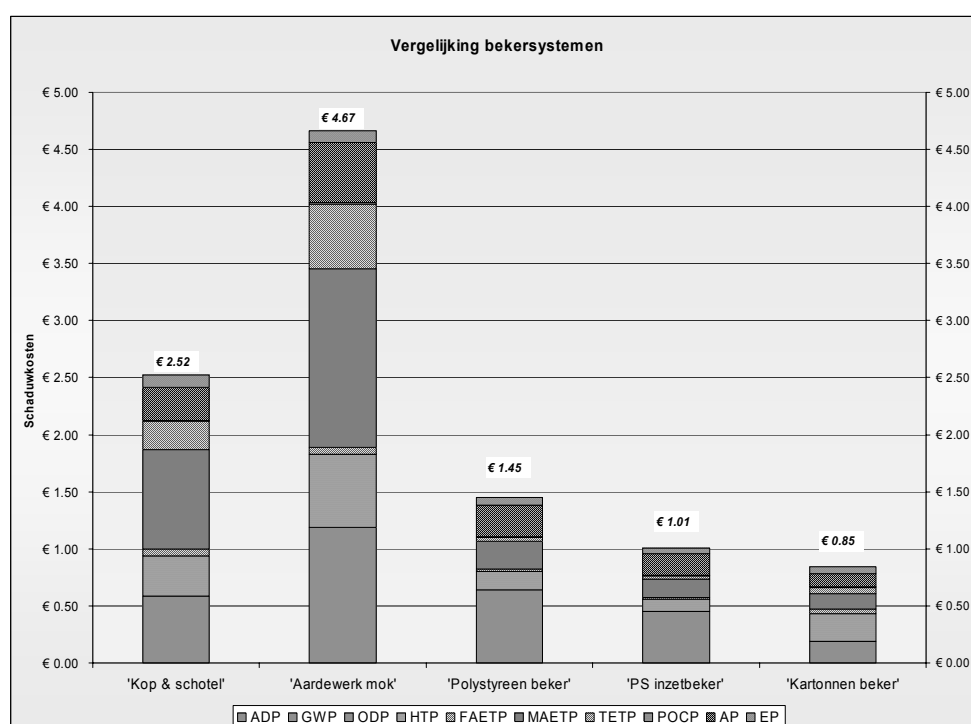


Figuur 38 *Opbouw schaduwkosten per levensfase en per effectcategorie van de eenmalige kartonnen beker.*

6.7 Vergelijking (koffie)drinksystemen

Vergelijking van de onderzochte (koffie)drinksystemen aan de hand van de schaduwkosten (zie Figuur 39) laat zien dat de meermalige aardewerk mok met € 4,67 het meest milieubelastende systeem is. Daarna volgt de meermalige porseleinen kop en schotel (€ 2,52). De verschillen met de overige systemen zijn voor deze systemen altijd groter dan 20%. Daarna volgt de eenmalige polystyreen beker (€ 1,45) en daarna de PS inzetbeker (€ 1,01).

De eenmalige kartonnen beker (€ 0,85) presteert beter dan de andere systemen.



Figuur 39 Vergelijking van de vijf onderzochte (koffie)drinksystemen op basis van de schaduwpreizen methode.

6.8 Gevoeligheidsanalyses

In deze paragraaf worden de resultaten van de gevoeligheidsanalyses gepresenteerd in de vorm van schaduwkosten. De bespreking van de analyses zal minder uitvoerig zijn dan die reeds in Hoofdstuk 5 hiervoor plaatsvond. Ook voor de details van de onderzochte scenario's wordt naar dit hoofdstuk verwezen.

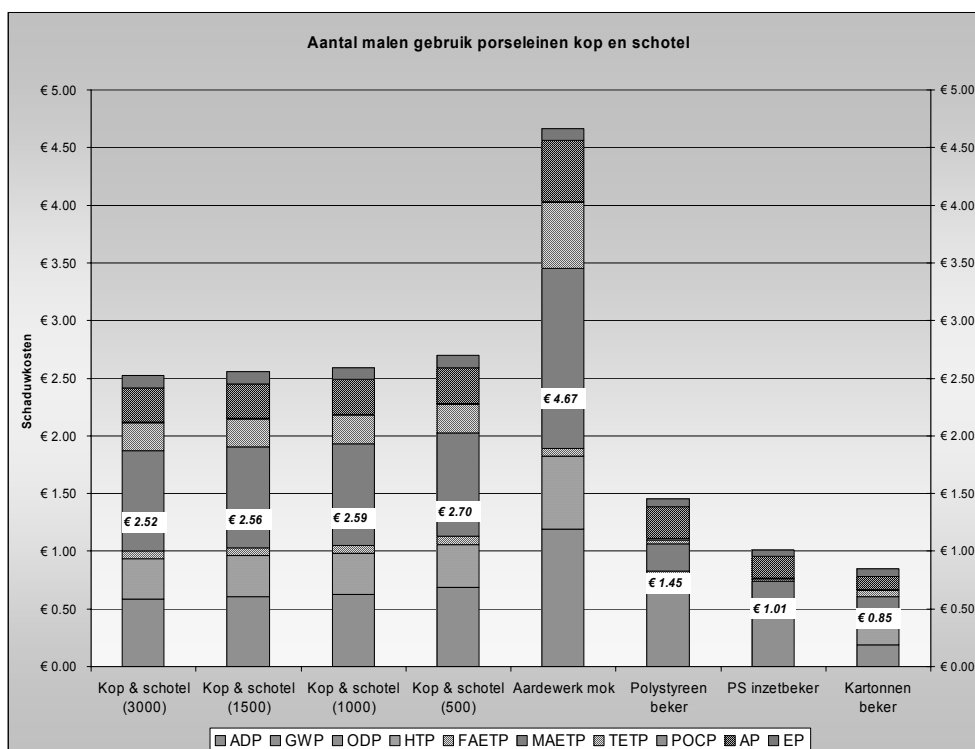
6.8.1 Aantal malen gebruik meermalige porseleinen kop en schotel

De meermalige porseleinen kop en schotel is weinig gevoelig voor de verandering in het aantal malen gebruik. Een verlaging hiervan met een factor 2 (van 3000 naar 1500 maal gebruiken) levert slechts een stijging van de schaduwkosten met één procent op (zie Tabel 43).

Tabel 43 Gevoeligheid van de schaduwkosten voor een verandering in het aantal malen gebruik van de meermalige porseleinen kop en schotel. Hierbij is het basis scenario op 100% gesteld.

Systeem	Waarde
Kop & schotel (3000 maal gebruiken)	100%
Kop & schotel (1500 maal gebruiken)	101%
Kop & schotel (1000 maal gebruiken)	103%
Kop & schotel (500 maal gebruiken)	107%

Verandering in de levensduur van de kop en schotel levert geen verschillen in rangorde tussen de systemen op (zie Figuur 40). De meermalige porseleinen kop en schotel blijft haar oorspronkelijke positie in de rangorde conform het basisscenario behouden.



Figuur 40 Invloed van de variatie van het aantal malen gebruik van de meermalige porseleinen kop en schotel op de schaduwkosten. In het basis scenario wordt deze na 3000 gebruiken afgedankt. Het getal bij 'Kop en schotel (1500)' geeft aan dat de porseleinen kop en schotel na 1500 maal gebruiken wordt afgedankt.

6.8.2 Reinigingsfrequentie meermalige drinksystemen

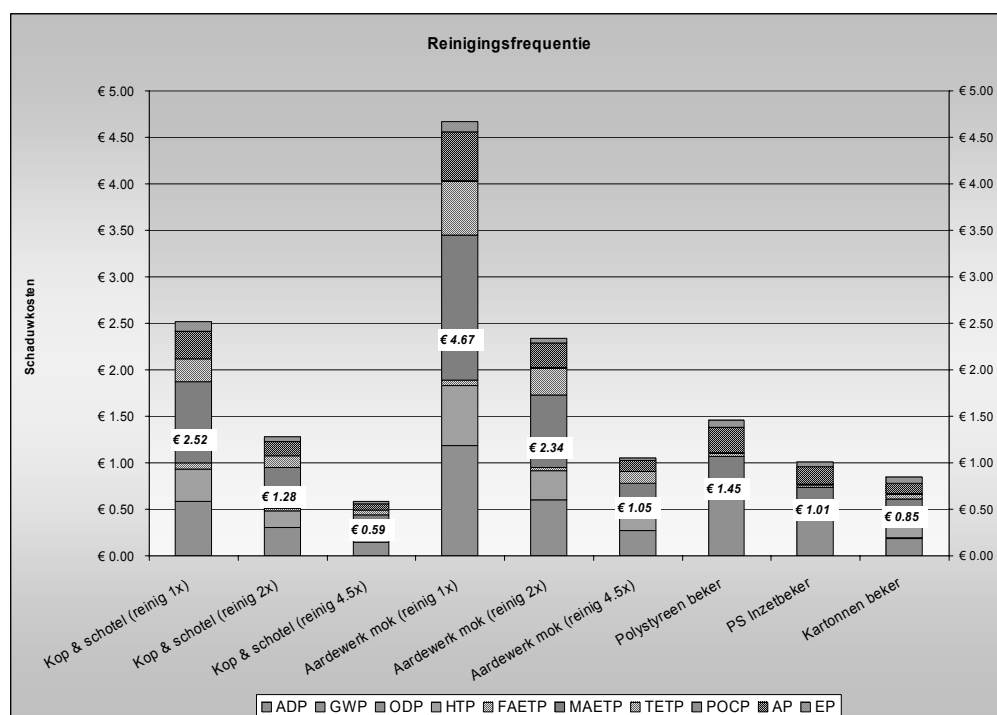
Het met een lagere frequentie reinigen van de meermalige systemen levert een duidelijke verlaging van de schaduwkosten op. De verlaging van de reinigingsfrequentie werkt bijna een op een door in de schaduwkosten; zie Tabel 44.

Tabel 44 Gevoeligheid van de schaduwkosten voor een verandering in de reinigingsfrequentie van de meermalige drinksystemen. Hierbij is het basis scenario op 100% gesteld.

Drinksysteem	Waarde
Porseleinen kop & schotel	100%
Porseleinen kop & schotel (2) ¹	51%
Porseleinen kop & schotel (4,5) ²	23%
Aardewerk mok	100%
Aardewerk mok (2) ¹	50%
Aardewerk mok (4,5) ²	22%

¹ Reinigen na 2 maal gebruiken.

² Reinigen na 4,5 maal gebruiken.



Figuur 41 Invloed van de verandering in de reinigingsfrequentie van de meermalige systemen op de schaduwkosten. In het basis scenario worden de meermalige systemen na ieder gebruik gereinigd. In de gevoeligheidsanalyse betekent (reinig 2x) na 2 maal gebruiken reinigen, (reinig 4,5x) na gemiddeld 4,5 maal gebruiken reinigen.

Bij de laagste reinigingsfrequentie zijn de meermalige systemen de best presterende systemen; zij hebben dan de laagste schaduwkosten (zie Figuur 41). Bij reinigen na iedere tweede gebruik heeft de meermalige porseleinen kop en schotel lagere schaduwkosten dan de eenmalige polystyreen en kartonnen drinksystemen.

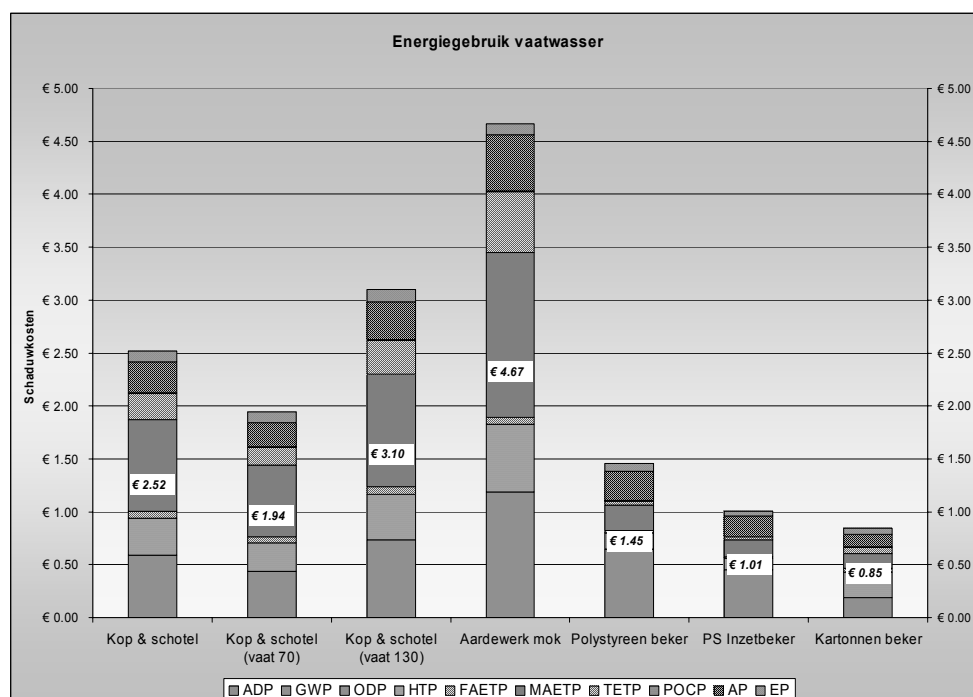
6.8.3 Energiegebruik vaatwasser

In de gebruiksfase van de meermalige porseleinen kop en schotel is het energieverbruik van de vaatwasser bepalend voor de milieubelasting van dit systeem. De verandering van dit energiegebruik werkt duidelijk door in de schaduwkosten (zie Tabel 45).

Tabel 45 Gevoeligheid van de schaduwkosten voor een verandering in het energiegebruik van de vaatwasser voor het reinigen van de meermalige porseleinen kop en schotel. Hierbij is het basis scenario op 100% gesteld. Het scenario 'vaat 70' geeft het effect aan van een energiegebruik van 70% van het basis scenario; 'vaat 130' een gebruik van 130%.

Kop & schotel	Kop & schotel (vaat 70)	Kop & schotel (vaat 130)
100%	77%	123%

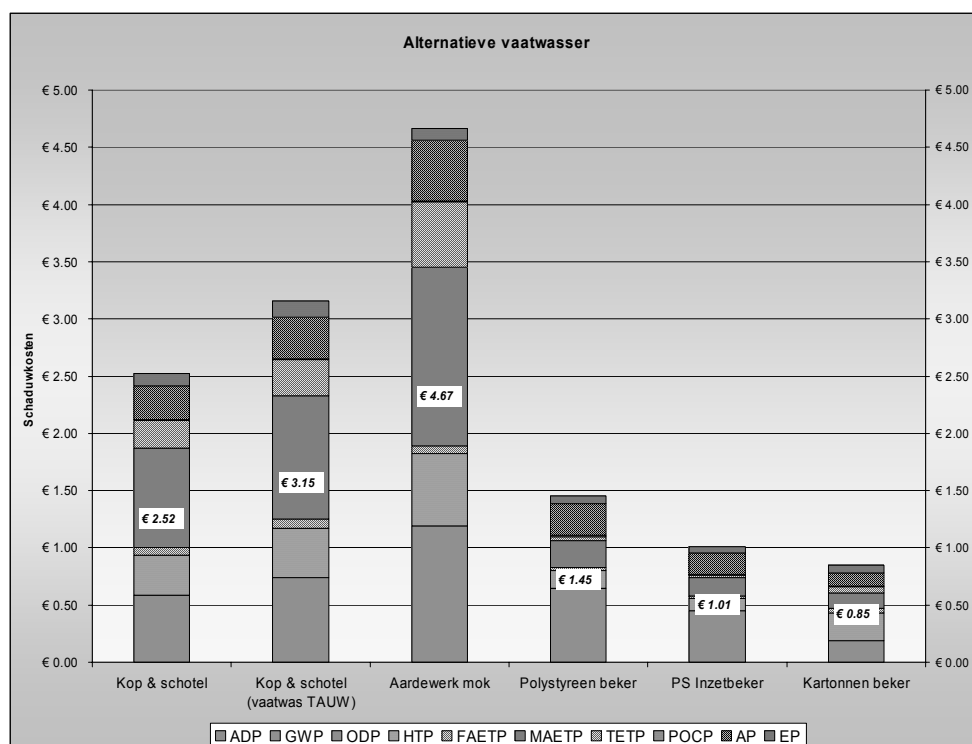
Voor het scenario waarbij de vaatwasser 70% van de energie van het basis scenario gebruikt, verandert de positie van de meermalige porseleinen kop en schotel niet ten opzichte van de eenmalige systemen (zie Figuur 42).



Figuur 42 Invloed van de verandering van het energieverbruik van de vaatwasser voor het reinigen van de meermalige porseleinen kop en schotel op de schaduwkosten. De toevoeging (vaat 70) geeft een energiegebruik van 70% van het basis scenario aan; (vaat 130) een gebruik van 130%.

6.8.4 Water- en energiegebruik

Het gebruik van de gegevens voor het reinigen van de meermalige kop en schotel uit de TAUW studie [1] leidt tot een toename van de schaduwkosten tot 125% van de waarde van het basis scenario (zie Figuur 43). Deze toename heeft tot gevolg dat gebruik van de meermalige porseleinen kop en schotel nog meer milieubelasting geeft ten opzichte van de eenmalige systemen.



Figuur 43 Invloed van de verandering in de milieugegevens voor de vaatwasser voor de meermalige porseleinen kop en schotel op de schaduwkosten. (vaatwas TAUW) geeft het scenario aan, waarbij de gegevens voor de vaatwasser uit [1] zijn gebruikt.

De meermalige aardewerk mok is conform het basisscenario het systeem met de hoogste schaduwkosten (€ 4,67). De gebruiksfase (reinigen) bepaalt vrijwel geheel de schaduwkosten (zie 6.3).

Met de volgende gevoeligheidsanalyses wordt het effect van een gewijzigde wijze van reinigen bepaald.

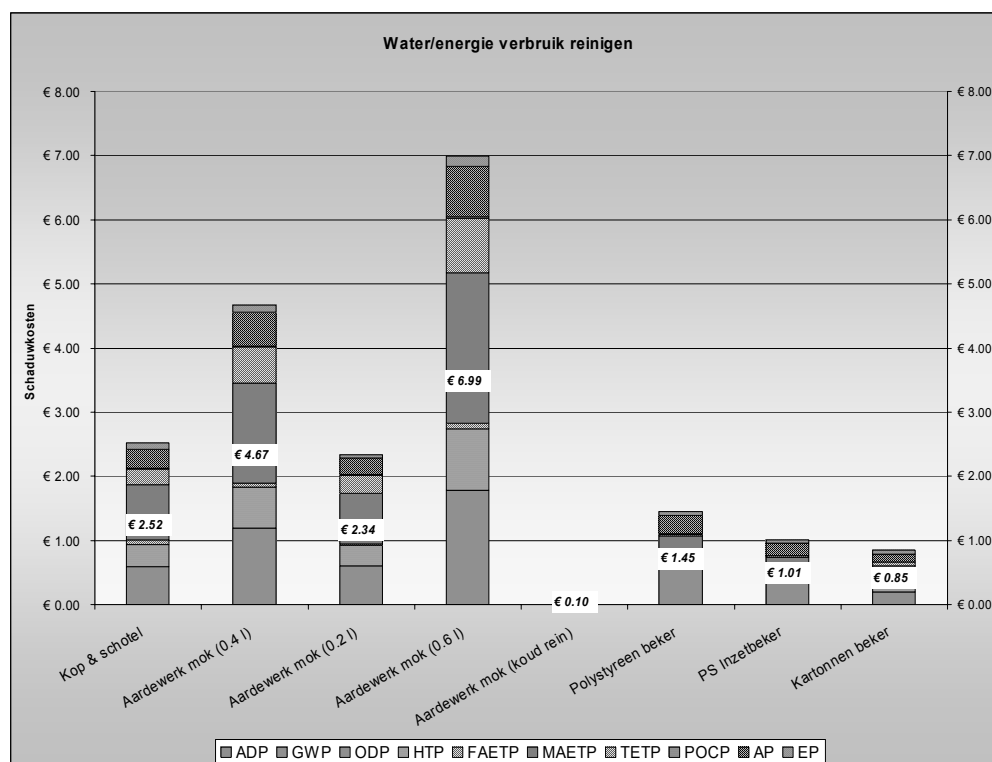
Verandering van de hoeveelheid gebruikt heet water per reiniging van 0,4 liter naar 0,2 en 0,6 liter leidt tot een proportionele verandering in de schaduwkosten (zie Tabel 46). Reinigen met koud water¹ in plaats van met heet water leidt tot een zeer sterke reductie van de schaduwkosten tot 2% van die van het basisscenario.

¹ Dit is vanwege hygiënische redenen (bacteriën) eigenlijk niet aan te bevelen [37].

Tabel 46 *Gevoeligheid van de schaduwkosten voor een verandering in de hoeveelheid en temperatuur van het water voor de reiniging van de meermalige aardewerk mok. Hierbij is het basis scenario op 100% gesteld.*

Systeem	Waarde
Aardewerk mok	100%
Aardewerk mok (0,2 l)	50%
Aardewerk mok (0,6 l)	150%
Aardewerk mok (koud reinigen)	2%

Het veranderen van de wijze van reinigen leidt voor de aardewerk mok tot verschillen in rangorde (zie Figuur 44). Bij het reinigen van de meermalige aardewerk mok met 0,2 l heet water worden de schaduwkosten (€ 2,34) vergelijkbaar met die van de meermalige porseleinen kop en schotel (€ 2,52). Koud reinigen van de meermalige aardewerk mok maakt in dat geval van dit drinksysteem het systeem met de laagste schaduwkosten (€ 0,10).

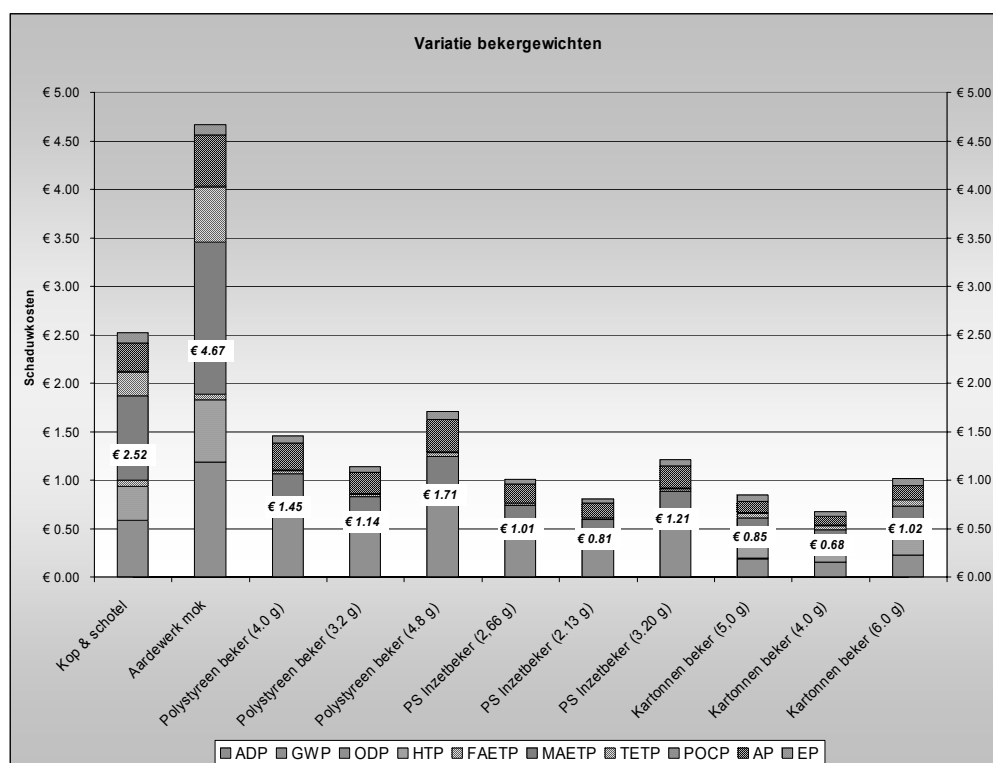


Figuur 44 *Invloed van de verandering in de hoeveelheid (heet) water voor het afwassen van de meermalige aardewerk mok. In het basis scenario wordt 0,4 l heet water gebruikt. Alternatieven zijn: (0,2 l) reinigen met 0,2 l heet water, (0,6 l) reinigen met 0,6 l heet water en (koud rein) reinigen met koud water.*

6.8.5 Variatie bekergewicht van eenmalige systemen

De verandering in het gewicht van de eenmalige bekervs werkt volledig door in de milieubelasting (zie 5.6) en dus ook in de schaduwkosten (zie Figuur 45).

De eenmalige systemen blijven gunstiger scoren dan de meermalige systemen.



Figuur 45 Invloed van een verandering in het gewicht van de eenmalige beker. In het basis scenario weegt de polystyreen beker 4,0 gram, de PS inzetbeker 2,66 gram en de kartonnen beker 5,0 gram. Het aangepaste gewicht is tussen haakjes weergegeven.

Naast de eenmalige polystyreen automatenbeker en de eenmalige PS inzetbeker wordt in de praktijk ook de eenmalige PS drinkbeker gebruikt (2,8-3,2 gram). Omdat het gewicht hiervan tussen die van de eenmalige polystyreen automatenbeker en die van de PS inzetbeker ligt, zal de milieuprestatie van een eenmalige PS drinkbeker tussen die van de eenmalige PS automatenbeker en die van de eenmalige PS inzetcup scoren.

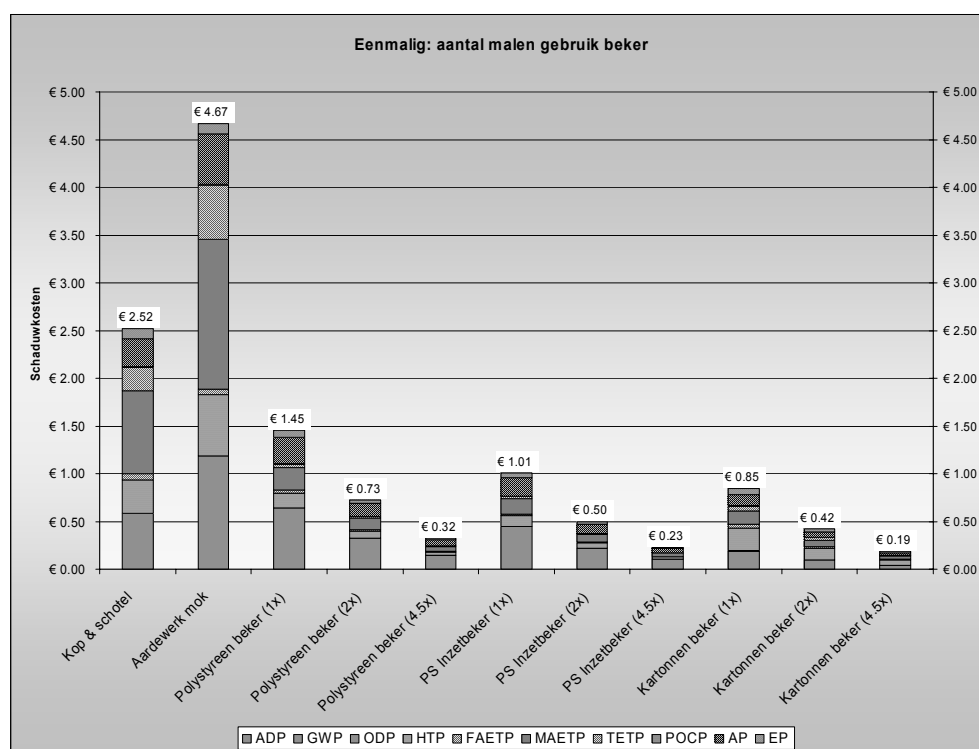
6.8.6 Aantal malen gebruiken van eenmalige systemen

Omdat voor de eenmalige drinksystemen de (productie van de) bekervs zelf een belangrijke invloed hebben, werkt het vaker gebruiken van de beker sterk door in de schaduwkosten. Zo reduceert het tweemaal in plaats van eenmaal gebruiken van de eenmalige bekervs de schaduwkosten tot 50% van de originele waarde (zie Tabel 47).

Tabel 47 *Gevoeligheid van de schaduwkosten voor het vaker gebruiken van de eenmalige bekers. Hierbij is het basis scenario op 100% gesteld. Afwijkingen kunnen optreden door afrondingen.*

Systeem	Waarde
Polystyreen beker	100%
Polystyreen beker, 2 maal gebruiken	50%
Polystyreen beker, 4.5 maal gebruiken	22%
PS inzetbeker	100%
PS inzetbeker, 2 maal gebruiken	50%
PS inzetbeker, 4.5 maal gebruiken	23%
Kartonnen beker	100%
Kartonnen beker, 2 maal gebruiken	50%
Kartonnen beker, 4.5 maal gebruiken	22%

Voor de eenmalige polystyreen beker treden bij het vaker gebruiken ervan enkele positie verschuivingen op (zie Figuur 46). Zo scoort de eenmalige polystyreen beker in dat geval beter dan de eenmalige PS inzetbeker en de eenmalige kartonnen beker die één maal worden gebruikt. Dezelfde conclusie geldt echter ook voor de twee andere eenmalige systemen.



Figuur 46 *Invloed van het meerdere malen gebruiken van de eenmalige bekers op de schaduwkosten. In het basis scenario worden de eenmalige bekers eenmaal gebruikt. Alternatieven zijn: (2x) 2 maal gebruiken; (4,5x) 4,5 maal gebruiken.*

6.8.7 Allocatie op basis van economische waarde van de recycling van kunststoffen

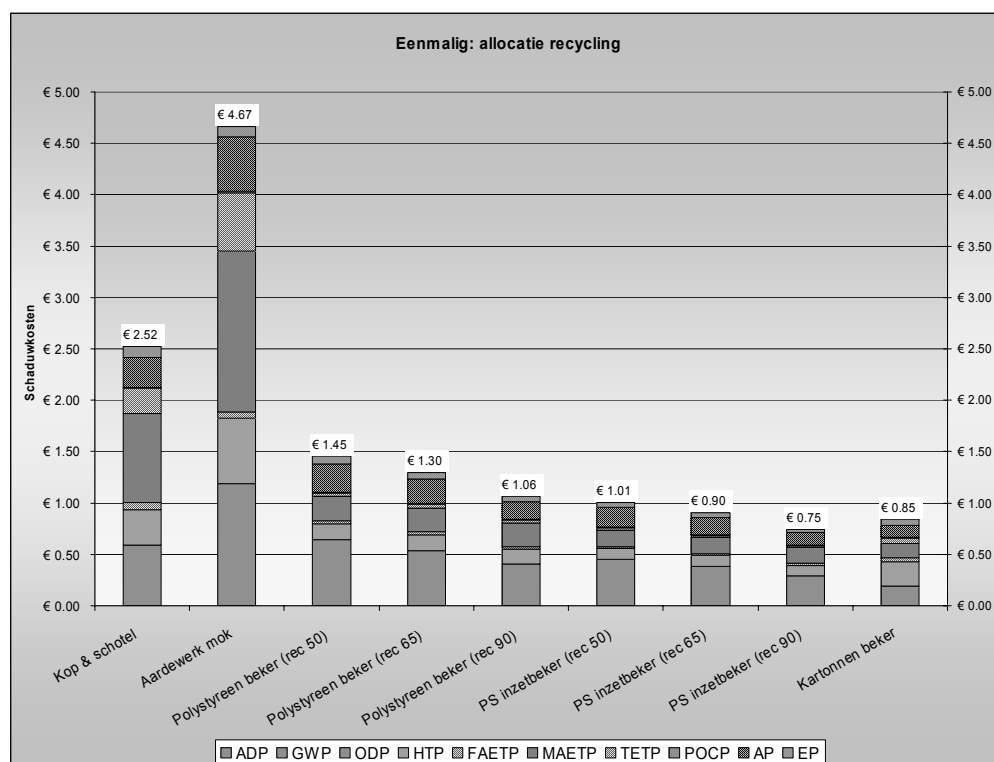
In het basisscenario wordt bij de recycling van polystyreen, afkomstig van gebruikte eenmalige bekertjes, op basis van de economische waarde van het recyclelaat 50% van de milieubelasting van primair PS vermeden. In de gevoeligheidsanalyse heeft een allocatie op basis van 65% en 90% van de economische waarde van primair materiaal plaatsgevonden.

Het verhogen van de allocatie van de economische waarde van 50% vermeden primair PS naar de economische waarde van 90% vermeden primair PS leidt tot een vermindering van de schaduwkosten tot 79% van de uitgangssituatie (zie Tabel 48).

Tabel 48 Gevoeligheid van de schaduwkosten voor de allocatie van de economische waarde van de vermeden primaire polystyreenproductie door recycling van de eenmalige PS bekertjes. Het basisscenario is op 100% gesteld.

Systeem	Waarde
Polystyreen beker	100%
Polystyreen beker, allocatie 65%	89%
Polystyreen beker, allocatie 90%	73%
PS inzetbeker	100%
PS inzetbeker, allocatie 65%	90%
PS inzetbeker, allocatie 90%	74%

Er treden bij de getoonde wijzigingen in de allocatie geen verschillen in rangorde op vergeleken t.a.v. de positie van de meermalige systemen (zie Figuur 47).



Figuur 47 Invloed van de allocatie van de economische waarde van de vermeden polystyreenproductie door recycling van gebruikte eenmalige PS bekerv op de schaduwkosten. In het basis scenario wordt 50% van de vermeden productie toegewezen aan de recycling. Alternatieven zijn: (rec 65) 65% allocatie; (rec 90) 90% allocatie.

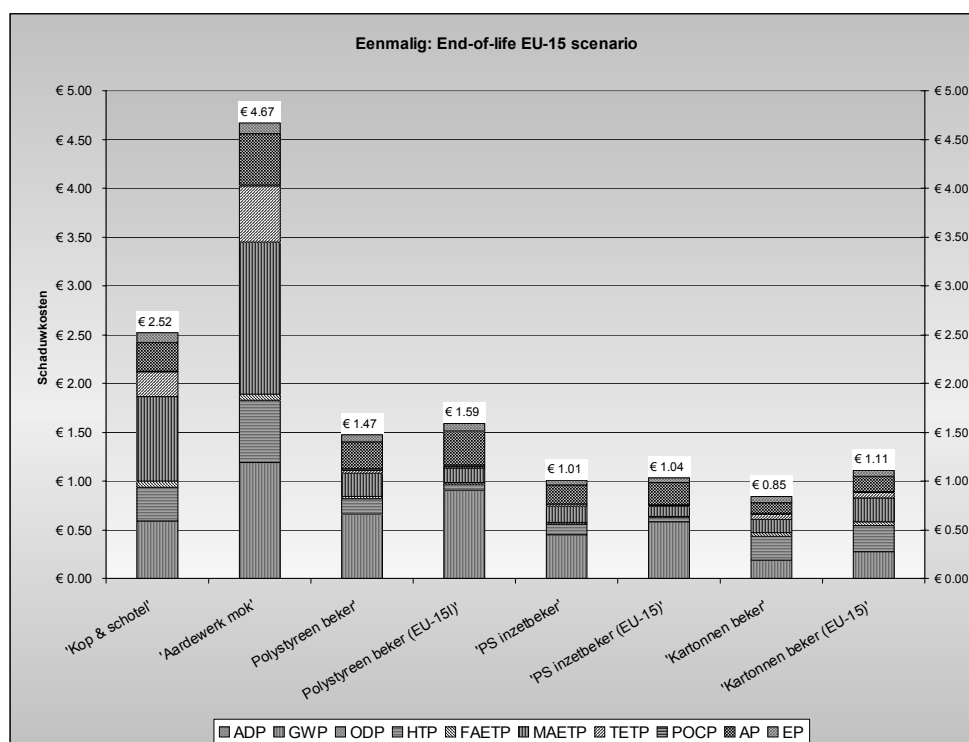
6.8.8 Europees afvalscenario

De kartonnen beker is het meest gevoelig van de eenmalige systemen voor verandering van het basis afvalscenario naar dat van de EU15 (zie Tabel 49). In plaats van verbranding (met energierugwinning) wordt de kartonnen beker voor het grootste deel gestort (78 %) en het deel dat wordt verbrand, geschiedt met minder efficiënte energierugwinning. Dit leidt naar een belangrijke afname van de einde levensduur bonus voor vermeden energieproductie.

Tabel 49 *Gevoeligheid van schaduwkosten voor de verandering van het basis afvalscenario in het EU15 afvalscenario voor consumenten afval. Het basisscenario is op 100% gesteld.*

Systeem	Waarde
Polystyreen beker	100%
Polystyreen beker, EU15 afvalscenario	108%
PS inzetbeker	100%
PS inzetbeker, EU15 afvalscenario	103%
Kartonnen beker	100%
Kartonnen beker, EU15 afvalscenario	131%

De verandering van het afvalscenario resulteert in een verandering in de rangorde van de systemen. Voor het basisscenario was de kartonnen beker het systeem met de laagste schaduwkosten; het EU15 afvalscenario toont de PS inzetbeker als het systeem met een iets betere performance (zie Figuur 48). Het EU15 afvalscenario leidt niet tot verandering in de rangorde van de eenmalige systemen ten opzichte van de meermalige kop en schotel en de meermalige aardewerk mok.



Figuur 48 *Invloed van het EU15 afvalscenario voor eenmalige systemen. In het basis-scenario worden de polystyreen bekens gerecycled, terwijl de kartonnen bekens worden verbrand. In het geval van het EU15 scenario worden de bekens grotendeels gestort en wordt de rest verbrand.*

6.8.9 Alternatieve end-of-life routes voor eenmalige polystyreen (inzet)bekers en kartonnen bekens

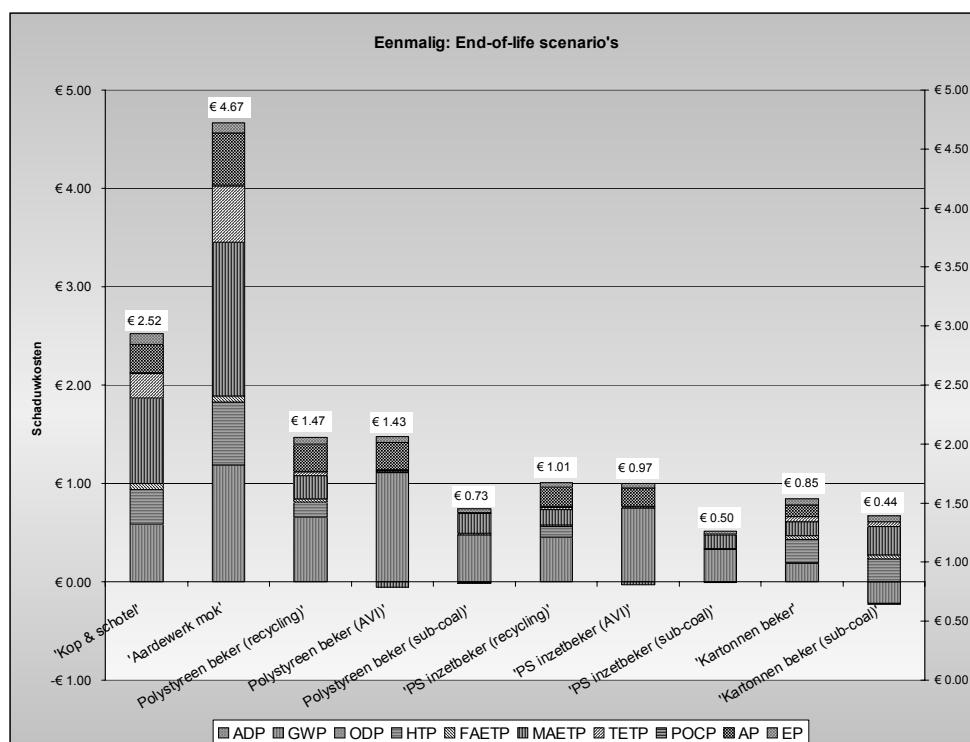
Wanneer de milieubelasting wordt uitgedrukt in schaduwkosten is er geen tot een zeer gering effect voor het veranderen van de end-of-life route, van recyclen van de gebruikte eenmalige PS bekens naar het verbranden ervan in een AVI. Hoewel er duidelijke verschillen optreden in de schaduwkosten, de waarde voor GWP neemt duidelijk toe, terwijl de waarden voor de toxiciteit gerelateerde effecten afnemen (zie 5.10), blijven de netto schaduwkosten (nagenoeg) gelijk (zie Tabel 50 en Figuur 49).

Tabel 50 Gevoeligheid van de waarden van de schaduwkosten voor het end-of-life scenario van de eenmalige PS (inzet)bekens. Hierbij is het basis scenario op 100% gesteld.

Systeem	Waarde
Polystyreen beker	100%
Polystyreen beker (AVI)	98%
Polystyreen beker (subcoal)	53%
PS inzetbeker	100%
PS inzetbeker (AVI)	96%
PS inzetbeker (subcoal)	51%
Kartonnen beker	100%
Kartonnen beker (subcoal)	52%

Wanneer de gebruikte eenmalige PS bekens in plaats van als materiaal te worden gerecycled, worden gebruikt om er subcoal van te produceren, nemen de schaduwkosten af (zie Tabel 50). Met name de reductie van de schaduwkosten, die door GWP, HTP en AP worden bepaald, leidt tot de vermindering van de totale schaduwkosten (zie Figuur 49). De afname van de schaduwkosten wordt ook geconstateerd voor de kartonnen beker. In dit geval zijn de negatieve waarde voor GWP en de sterk afgenomen waarde voor AP het meest bepalend.

De eenmalige bekens gaan bij toepassing van de subcoal route duidelijk beter scoren.



Figuur 49 Invloed van de keuze van het end-of-life scenario van eenmalige PS (inzet)bekers. In het basis scenario worden de eenmalige PS (inzet)bekers gerecycled en de kartonnen bekens verbrand in een AVI.

6.8.10 Resumé gevoeligheidsanalyses

Met de resultaten van de gevoeligheidsanalyses op basis van de schaduwkosten methode is aangetoond, dat de meermalige drinksystemen zeer gevoelig zijn voor de wijze en de frequentie van reinigen en het energie- en reinigingsmiddelengebruik bij de reiniging. Wanneer de meermalige porseleinen kop en schotel en de meermalige aardewerk mok niet na ieder gebruik worden gereinigd, gaan deze qua milieu performance beter presteren. In dat geval kunnen de meermalige systemen beter gaan presteren dan de eenmalige drinksystemen. Hier staat weer tegenover dat, in het geval van het vaker gebruiken ervan, de eenmalige beker beter blijft presteren dan de meermalige drinksystemen.

Ook afname van het gewicht van de eenmalige bekens heeft direct een vermindering van de integrale milieubelasting tot gevolg.

De wijze waarop de end-of-life route van de eenmalige polystyreen en kartonnen bekens wordt ingevuld, heeft invloed op de integrale milieubelasting. Toepassing van de bekens als de brandstof subcoal in een energiecentrale heeft een gunstig effect op de milieu performance.

7. Conclusies en aanbevelingen

7.1 Hoofdconclusie

Uit de onderhavige studie is duidelijk geworden dat de wijze waarop de individuele gebruiker de meermalige of eenmalige koffiebeker gebruikt sterk bepalend is voor de milieubelasting van het totale (koffie)drinksysteem. Voor de meermalige porseleinen kop en schotel en voor de meermalige aardewerk mok is het reinigen van de beker doorslaggevend voor de milieubelasting. De reinigingsfrequentie en het energiegebruik per reiniging zijn hierbij cruciaal. Omdat de gebruiker hierin veel vrijheden heeft, is de feitelijke milieubelasting uiteindelijk dus sterk gebruikersgebonden.

Ook voor de eenmalige systemen geldt dat de gebruiker de uiteindelijke milieubelasting in hoge mate bepaalt door het al of niet meermaals gebruiken van de polystyreen beker, polystyreen inzetbeker of kartonnen beker

De vraag “Wat is beter voor het milieu, koffiedrinken uit een eenmalige beker of een meermalige beker?” kan derhalve alleen op basis van de specifieke bedrijfs situatie worden beantwoord.

De resultaten van de gemaakte vergelijkingen, aan de hand van de schaduwkosten methode¹, wijzen duidelijk in de richting dat de eenmalige (koffie)drinksystemen de minst milieubelastende zijn.

7.2 Overige conclusies

Meermalige systemen

Voor de meermalige systemen is het reinigen van de porseleinen kop en schotel en van de aardewerk mok, met een bijdrage van tussen de 90 en 100%, cruciaal voor de milieubelasting van de (koffie)drinksystemen. De levensduur van de porseleinen kop en schotel, die in een gevoeligheidsanalyse is gevarieerd tussen 500 tot 3000 maal gebruiken, beïnvloedt slechts in ondergeschikte mate het milieuprofiel van dit (koffie)drinksysteem.

Eenmalige systemen

Voor de eenmalige systemen bepalen de productie van de benodigde grondstoffen en de productie van de beker in hoge mate het milieuprofiel. De recycling tot PS regranulaat, de verbranding in een afvalverbrandingsinstallatie of de energierugwinning in een elektriciteitscentrale uit subcoal hebben allen voor de eenmalige polystyreen beker en de eenmalige polystyreen inzetbeker een duidelijk positief effect op het milieuprofiel van deze (koffie)drinksystemen.

¹ Strikt gezien is toepassing van deze methode niet conform de ISO standaards.

In het geval van de energierterugwinning in een elektriciteitscentrale uit subcoal scoren de eenmalige PS systemen en het kartonnen systeem beter dan de meermale systemen. De subcoal route wordt daarom voor de toekomst sterk aanbevolen.

7.3 Beperkingen van de studie

Een Life Cycle Impact Assessment (LCIA) kan niet als enige dienen voor een vergelijkende verklaring met als intentie het informeren van het brede publiek.

Voor het onderbouwen van een vergelijking met een exclusieve uitspraak, wat betreft milieu performance, zal additionele informatie nodig zijn om de inherente beperkingen van LCIA op te vangen. Voorbeelden van zulke beperkingen zijn, waarde(n)keuzes, het uitsluiten van regiospecifieke en tijdsafhankelijke aspecten, drempel en dosis- responsinformatie, relatieve benadering en de afwijkingen in nauwkeurigheid met betrekking tot de waarden van de impact categorieën. LCIA resultaten betreffen niet de voorspelling van endpoint categorieën (milieu categorieën, die de invloed van milieubelasting direct in schade aan gezondheid en welbevinden van biosystemen uitdrukken), zoals het overschrijden van drempelwaarden, van veiligheidsmarges of risico's.

7.4 Aanbevelingen

Alleen voor een specifieke bedrijfssituatie is vast te stellen welk (koffie)drink-systeem uit het oogpunt van milieu de voorkeur verdient. Het is aan te bevelen dat de individuele gebruiker zijn eigen bedrijfssituatie verkent en evalueert alvorens zijn keuze te maken. Het inwinnen van externe adviezen kan zo'n keuze ondersteunen.

Een tweede aanbeveling is de implementatie van de subcoal route voor de verwerking van eenmalige gebruikte polystyreen en kartonnen drinksystemen.

8. Referenties

- [1] VROM, 1991, Reusable versus Disposable. Een vergelijking van de milieubelasting van servies van polystyreen, papier/karton en porselein. Publikatiereeks produktenbeleid nr. 1991/2 (revised impression). Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, Directorate-General for Environmental Protection.
- [2] TAUW Infra Consult bv, 1992, "Recycling polystyrene (coffee) cups, sense or nonsense" TAUW R3184269.E01/PNG. Deventer, November 1992
- [3] Lodder, G., 2006, comment by Mr. G. Lodder, Autobar Holland
- [4] Ligthart, T.N. en Ansems, A.M.M., 2004, Eco-efficiency van retoursystemen van kunststof koffiebekers. TNO Report R2003/453
- [5] Jansen, R., 2000, Weggoien of spoelen? Milieuvergelijking van eenmalige en meermalige kunststof glazen, gebruikt op evenementen. Ronald Jansen Milieuadvies
- [6] Douwe Egberts Nederland, 2005, Open over duurzaamheid, Maatschappelijk Verslag Douwe Egberts Nederland FY04
- [7] Guinée, J.B. et al, Life cycle assessment - an operational guide to the ISO standard, vol. I, II and III, Institute of Environmental Sciences – University of Leiden, May 2001. *August 2005 version, v 2.03*
- [8] Huijbregts, M.A.J., 2000, Priority Assessment of Toxic Substances in the frame of LCA – draft, Institute for Biodiversity and Ecosystem Dynamics, University of Amsterdam, March 2000
- [9] L. van Oers, A. de Koning, J.B. Guinée & G. Huppes, 2002, Abiotic resource depletion in LCA - Improving characterisation factors for abiotic resource depletion as recommended in the new Dutch LCA Handbook
- [10] Ligthart et al, 2004, Declaration of Apeldoorn on LCIA of Non-Ferro Metals http://www.uneptie.org/pc/sustain/reports/lcini/Declaration%20of%20Apeldoorn_final.pdf
- [11] Danish EPA, 2001, Environmental Impact of Packaging Materials, Revised version, August 2001
<http://www.mst.dk/homepage/default.asp?Sub=http://www.mst.dk/waste/Pack-App3ProductSystems.htm>

-
- [12] NVZ, 2005, Producten voor de vaatwas.
http://www.isditproductveilig.nl/was_en_reinigingsmiddelen/index.php?file_id=29
- [13] Institut Fresenius, 1997, Ermittlung von Wasser- und Energieverbrauchdaten von Spülautomaten in gastronomischen Betrieben. Institut Fresenius 17-09-1977
- [14] de Vos-Effting, S., 2005, comment by Mrs de Vos-Effting, Pré Consultants
- [15] Hans-Jörg Althaus, Gabor Doka, Roberto Dones, Stefanie Hellweg, Roland Hirschler, Thomas Nemecek, Gerald Rebitzer, Michael Spielmann, Rolf Frischknecht, Niels Jungbluth (Editors), 2003, Overview and Methodology; Data v1.01 (2003); ESU-services, Uster;ecoinvent report No. 1, Dübendorf, December 2003
- [16] Winterhalter Gastronom AG, 2005,
http://www.wihatec.ch/gallery/thumbnails_pics/wkt1000_vogelperspektive.jpg
- [17] Korean Association of Machinery Industry, 2005?, Paper cup manufacturing plant. www.koami.or.kr
- [18] Papstar, 2005, Catalogus Disposable Tableware And Packing Goods.
<http://www.papstar-katalog.de/>
- [19] Blankert, P., 2006, comment by Paul Blankert, Huhtamaki, Alf, Germany
- [20] Jukkenekke, H.C. 2006, comment by H.C. Jukkenekke, St. Disposables Benelux
- [21] VLCA, 2000, Achtergronddata voor de Bouw, een uitwerking in de vorm van een referentie, de VLCA database, TNO-MEP Report R2000/109
- [22] Flemström, K. and Pålsson, A.-C., 2003, Introduction and guide to LCA data documentation using the CPM documentation criteria and the ISO/TS 14048 data documentation format. CPM Report 2003:3
- [23] Jukkenekke, H.C., 2005, comment by H.C. Jukkenekke, Stichting Disposables Benelux
- [24] Nuon, 2005, Nuon personal Energy Advice
- [25] Inventum BV, ?, Kitchen boilers brochure

- [26] StoraEnso, 2005, Product Selector: Cupforma Classic R PE.
http://www.storaenso.com/CDAvgn/main/0,,1_-6224-13722-,00.html#
- [27] ISO, 1998, ISO-14041 Environmental management - Life cycle assessment - Goal and scope definition and inventory analysis
- [28] ISO, 2000, ISO-14042 Environmental management - Life cycle assessment - Life cycle impact assessment
- [29] ISO, 2000, ISO-14043 Environmental management - Life cycle assessment - Life cycle interpretation 1. March 2000
- [30] Eurostat, 2007, Municipal waste treatment, by type of treatment method.
http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page?_pageid=1996,39140985&_dad=portal&_schema=PORTAL&screen=detailref&language=en&product=SDI_MAIN&root=SDI_MAIN/sdi/sdi_pc/sdi_pc_eco/sdi_pc1210
- [31] Eurostat, 2007b, Treatment of municipal waste.
http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page?_pageid=1996,39140985&_dad=portal&_schema=PORTAL&screen=detailref&language=en&product=Yearlies_new_environment_energy&root=Yearlies_new_environment_energy/H1/H12/ddb14096
- [32] Croezen, H.J., Bergsma, G.C., 2000, Subcoal milieukundig beoordeeld; Nagescheiden huishoudelijk kunststofafval in een kolencentrale vergeleken met biomassa, vergassing, verwerking in cementoven en MSWI; Publication number: 00.5498.21
- [33] Schöen, L.A.A., Beekes, M.L., Tubergen, J. van, Korevaar, C.H., 2000, Mechanical separation of mixed plastics from household waste and energy recovery in a pulverised coal-fired power plant. <http://www.apme.org/>
- [34] Harmelen, A.K. van, Korenromp, R.H.J., Ligthart, T.N., Leeuwen, Mw. S.M.H. van, Gijlswijk, R.N. van., 2004, Toxiciteit heeft z'n prijs. Schaduw prijzen voor (eco-)toxiciteit en uitputting van abiotische grondstoffen binnen DuboCalc, on behalf of Ministry of Transport, Public Works and Water Management, TNO Report R 2004/101. March 2004
- [35] Soest, Jan Paul van, Hein Sas, Gerrit de Wit. Appels, peren en milieumaatregelen. Afweging van milieumaatregelen op basis van kosteneffectiviteit. CE, Delft. October 1997
- [36] Plastics Europe, 2006, Ecoprofiles.
<http://www.plasticseurope.org/content/default.asp?PageID=392#>

- [37] Hazard Analysis And Critical National Advisory Committee On Microbiological Criteria For Foods, 1997, Control Point Principles And Application Guidelines. Adopted August 14, 1997.
<http://www.cfsan.fda.gov/~comm/nacmcfp.html#app-b>

9. Afkortingen

Afkorting	Betekenis
ADI	Allowable Daily Intake
ADP	Uitputting grondstoffen
AP	Verzuring
AVI	Afvalverbrandingsinstallatie
CFK	Chloor Fluor Koolwaterstoffen
CML	Centrum voor Milieukunde Leiden
CZV	Chemisch zuurstofverbruik
EP	Eutrofiëring
EZH	Energiemaatschappij Zuid-Holland
FAETP	Zoetwater ecotoxiciteit
GPPS	General Purpose Polystyrene
GWP	Broeikaseffect
HIPS	High Impact Polystyrene
HTP	Humane toxiciteit
ISO	International Standard Organisation
J	Ja
LCA	LevensCyclus Analyse
LCI	Life Cycle Inventory
LCIA	Life Cycle Impact Assessment
LHV	Lower Heating Value
LPB	Liquid Packaging Board
MAETP	Zoetwater ecotoxiciteit
N	Nee
NVZ	Nederlandse Vereniging van Zeepfabrikanten
ODP	Aantasting ozonlaag
PC	Pre-consumer
PE	Polyethyleen
PNEC	Predicted No-Effect Concentration
POCP	Fotochemische oxidantvorming
PPF	Papier-Plastic Fractie
PS	Polystyreen
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
RWZI	Rioolwaterzuiveringsinstallatie
SBB	Solid Bleached Board
TETP	Terrestrische ecotoxiciteit
UCTE	Union for the Co-ordination of Transmission of Electricity
VLCA	Vereniging voor LCA's in de bouw
VOS	Vluchtige Organische Stoffen

10. Verantwoording

Naam en adres van de opdrachtgever:

Stichting Diposables Benelux
Postbus 12
3740 AA Baarn

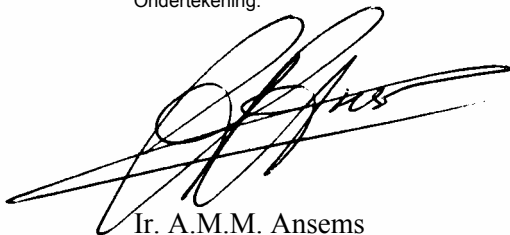
Namen en functies van de projectmedewerkers:

T.N. Ligthart
A.M.M. Ansems

Datum waarop, of tijdsbestek waarin, het onderzoek heeft plaatsgehad:

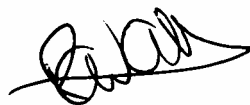
Juli 2005 – juli 2007

Ondertekening:



Ir. A.M.M. Ansems
projectleider

Goedgekeurd door:



Ir. R.A.W. Albers MPA
team manager

Bijlage 1 Review report and Statements from review panel



Date : 31 October 2007

To : Mr. T. Lighart, TNO, The Netherlands
Mr. A. Ansems, TNO, The Netherlands
Benelux Disposables Foundation

From : Review panel consisting of :

Theo Geerken, VITO, Belgium (chairperson)
Päivi. Harju-Eloranta, Stora-Enso, Finland
Kasturirangan Kannah, NOVA Innovene, UK
Yannick. Leguern, BIO Intelligence Service, France

About : Review Report from review panel about the study :

TNO report

2006-A-R0246(E)/B

**Single use Cups or Reusable (coffee) Drinking
Systems: An Environmental Comparison**

Introduction :

TNO has performed a comparative LCA study for Benelux Disposables Foundation for single use and reusable (coffee) drinking systems in an office or factory environment.

As the intention exists to disclose the comparative assertion to the public and the study claims to be ISO compliant a review by interested parties has been performed.

Function of the Review

The review of an LCA shall ensure that:
the methods used to carry out the LCA are consistent with the ISO standards;
the methods used to carry out the LCA are scientifically and technically valid;

the data used are appropriate and reasonable in relation with the scope and goal of the study;
the interpretations reflect the limitations identified and the goal of the study;
the study report is transparent and consistent.

Review process

The review process consisted of the following steps :

1. Presentation of the study results (by the executor), the review procedures (by the chairman) and questions from the review panel to the executors (May 2007).
2. Preparation of individual review statements and a consensus review statement including recommendations (June 2007)
3. Preparation of a response by the executors of the study (July 2007)
4. Preparation of this review report (August 2007)

Final appreciation from review panel

The review panel appreciates the open explanations and answers that the executors of the LCA study have given during the meeting in Brussels on 14 may 2007.

The review panel has noticed that the recommendations mentioned in the consensus review statement (clear separation between ISO compliant part and non-ISO compliant shadow cost part, completion of goal and scope, more evidence for justification of claim for European representativeness, use of ISO standardized terms) have all been accepted by the executors , elaborated in an additional sensitivity analysis, and included in the final report. All other issues on data quality and reporting have also been clarified and dealt with in a satisfactory way.

The review panel wants to draw the attention of the reader to two issues :

- the study is about (coffee) drinking systems in office or factory environment. There do exist heavier “take a way” drinking cups for instance in expanded EPS or paper version but they are not considered in this study.
- The type of cleaning and the frequency of cleaning of the earthenware mug in practice varies a lot and determines the environmental impact of this option to a very large extent.

The review panel considers the study to be compliant both with the set of ISO standards (14040:1997, 14041:1998, 14042:2000, 14043:2000) valid until mid 2006 and the set (14040: 2006, 14044:2006) valid as from mid 2006.



Date : 22 June 2007

To : Mr. T. Lighart, TNO, The Netherlands
Mr. A. Ansems, TNO, The Netherlands

From : Review panel consisting of :

Theo Geerken, VITO, Belgium (chairperson)
Päivi. Harju-Eloranta, Stora-Enso, Finland
Kasturirangan Kannah, NOVA Innovene, UK
Yannick. Leguern, BIO Intelligence Service, France

About : Review statement from review panel about the study :

TNO report

2006-A-R0246(E)/B

**Single use Cups or Reusable (coffee) Drinking
Systems: An Environmental Comparison**

Introduction :

The review panel appreciates the open explanations and answers that the executors of the LCA study have given during the meeting in Brussels on 14 May 2007.

Below we have summarized both the main and detailed findings in a review statement.

Based on the responses of the executors a review report will be produced.

ISO compliance	The report does not make a clear and consequent separation between the LCA study according to the ISO 14040,14041,14042,14043 Standards and the additional shadow cost assessment. Although the applied shadow cost method provides interesting additional policy relevant information for the Netherlands it can not be considered fully representative for the Western-European situation, due to different environmental policy objectives among countries. The sentence “ A comparison of the beverage systems investigated shows that the reusable mug is the most environmentally polluting system at 4.67 Euro” (on p.7 and more pages) is in direct conflict with the ISO Standards (definition of comparative assertion, and requirement that a sufficiently comprehensive set of category indicators should be employed to support comparative assertions). Recommendation 1.: make a clear explicit separation in reporting on the ISO compliant LCA part and the shadow cost part. This clear separation is needed also for the management summary. Recommendation 2 :even in the suggested second part (outside the ISO compliant part) about shadow costs it is recommended to draw conclusions in terms of shadow costs from environmental pollution and not in terms of environmental pollution.	major issue
Goal and scope of the study.	Goal and scope definition is not complete. Important missing elements are : • intended audience • data requirements • limitations • type of critical review Recommendation 3: address these elements in the goal and scope The studied systems are to the opinion of the review panel not fully representative for the Western European situation : This comment is made with particular reference to the chosen drinking systems, especially the non inclusion of the EPS cup. When queried on this omission during the review meeting on 14th May, the authors suggested that the EPS cup is not widely used in the Netherlands. While this is true, it is also a fact that	major issue

	the EPS cup is finding increasing favour in the UK and Mediterranean countries • PS cup recycling rate of 50 % seems high (is there a reference probably for Benelux ?) considering the fact that in general in Europe fibre based packaging recovery and recycling rates are 81% and 70% respectively while corresponding rates for plastic packaging are 51% and 25% • What are the distances taken into account for transports? Are they representative of the European situation? • What is the representativeness of the end of life scenario? (% landfill, % MSWI, % recycling...). As it is indicated in the report, we can understand that this end of life scenario is representative of the Dutch situation. If this study has to be representative of the European situation, indication should be given on the differences between the Dutch and European situation (for both cases: % landfill, % MSWI, % recycling...). If these differences are important, the end of life scenario should be modified. Recommendation 4: either reduce the claim to Benelux, or give more evidence for justification of the claim.	
System boundaries.	No information is given for packaging in all systems studied. This could be an important issue for disposable drinking systems. Even if this item is not taken into account in this study, a qualitative assessment should be given in order to justify that packaging is negligible for disposable drinking systems. For example, the ratio weight of packaging / 100 disposable cups could justify this hypothesis. System descriptions on page 19 and 20 : It is not very clear from the diagrams called “system limits” (see also Recommendation 5: use ISO standardised term “system boundaries”) how the credits of production of secondary raw materials or the credits of production of energy from waste processes are taken into account. The ISO standards provide options for system-expansion to solve this.	minor issue
Data quality and representativeness.	The representativeness of the data used for the LCA should be more detailed in the final report (technological, geographical, temporal...). For example : The electricity mix and year of reference should be indicated.	major issue

	The earthenware mug base case of washing it after each use with 0.4 l hot water liter hot water seems very pessimistic. Also it is not clear how the standby energy is attributed to possibly other uses of the same boiler (washing hands or other uses). A small enquiry in office showed washing frequencies between 1 and 10 mug uses of coffee between washing, with the median somewhere around 4 uses. Quite a lot of people use cold water + a tissue after a number of uses. The amount of water varies between 0.1 and 0.4 l. A frequency of two uses before washing seems more realistic as base case because the earthenware mug is a personal tool. In the small enquiry people showed to drink the first mug in the canteen and sometimes take the second mug immediately afterwards in the canteen or into their own office, without washing intermediary. The chosen base case is definitely a very pessimistic choice.	major issue
	The footnote about the Food and Drugs Act regulation needs a lot more clarification with respect to the valid regulation for users in this context. (regulation valid for which country, what are the exact requirements, is it directed towards hot or cold water washing etc.).	Major issue
	The sensitivity analysis varying the weight of disposable cups has been performed using a variation of +/- 20 % both for paper and PS cups. This seems a small variation as there are indications that for instance Mc Donalds uses a 7oz/200 ml double wall paper cup and coffee houses such as Costa also have similar weight cups. Could the executors explain on what data the range of +/- 20 % has been based ?	Minor issue
	The mix of GPPS and HIPS (60 / 40) used in cup production should be checked	Minor issue
	The scores obtained for the comparison of the drinking systems showed that the reusable earthenware mug is the most polluting system for seven of the ten categories (ADP, GWP, HTP, MAETP, TETP, POCP and AP). According to the authors during the joint meeting (14 may 2007), life cycle inventory used for the production of polystyrene cups is coming from PlasticsEurope's Ecoprofiles and life cycle inventories used for electricity production and earthenware	Minor issue

mug production are taken from Ecoinvent database. One aspect when using different kinds of database in LCA is that there is not always the same elementary flows taken into account. For example,

	Compartment	PlasticsEurope LCI	Ecoinvent
Chromium	Air	Cr+compounds	Cr and Cr VI
Particulates		Dust (PM10)	Particulates, < 2.5 um , Particulates, > 10 um and Particulates, > 2.5 um, and < 10um

Furthermore, Ecoinvent does not present “clusters” whereas PlasticsEurope present some (“metals not specified” in PlasticsEurope).

These flows can have a significant influence on toxicological and ecotoxicological indicators. As these categories are of major importance on the results with the shadow prices approach, information should be given on the sensitivity of the results linked to the fact that there are not the same flows in the two databases. For example, a sensibility analysis could be done with the same elementary flows for all drinking systems.

For PS cups more end-of-life scenario's have been considered compared to the paper cup. Shouldn't this also be done for the paper cup : regarding sub-coal option and material recycling ?

There are some questions about the chosen energy data for the paper cups that need clarification:

- External energy for board production according to Ecoinvent LPB data is 80% Nordel and 20% UCTE, is that used in calculations?
- Is external energy used for cup processing 100% UCTE?
- What is the energy use for cup production (PE coating and cup converting)? Reference is made to Ecoinvent LPB converting data, which includes PE and aluminium coating and converting. Is this LPB coating data multiplied with 1,5 for cup production or what does 150% mean in table 6?

Major issue

Minor issue

	1,5 * energy need for LPB converting = 1,5* 400 kWh/t = 600 kWh/t? - Annex 2, page 1/6: is used electricity mix based on Netherland's grid electricity or UCTE? - Generic data has been used for raw materials used in all compared systems. Data quality for converting of single use cups is less comparable. Specific data is used for thermoforming of PS cups while paper cup production is roughly estimated with other type of packaging. - LPB data is used instead of SBB even though SBB is the board grade actually used for paper cups. SBB data in Ecoinvent has some mistakes and therefore the use of LPB is appropriate. Remarks on generic Ecoinvent data for LPB, please a reaction from the executors of the study: - In Ecoinvent database wood basic densities are too high for Scandinavian wood. Basic densities of wood in Ecoinvent are based on beech and spruce data in Europe. Scandinavian fibrewood species are birch, pine and spruce which have lower basic densities than used in Ecoinvent. This is significant for European average data sets because about 60% of European pulp is produced in Scandinavia and the share is even higher for chemical pulps. - LPB in Europe is produced in Finland and Sweden from Scandinavian wood (LPB produced in Russia is used in Russia), which means that wood consumption and following land use data is biased in Ecoinvent database - External energy for LPB production is assumed to be 80% Nordel and 20% UCTE, which is not quite correct due to the fact that 100% of European LPB production takes place in Scandinavia. There are no HDPE coated paper cups available on the market, they are all LDPE coated. The report should explain the reasons why nonetheless HDPE coated cups have been chosen.	Minor issue Minor issue Minor issue
Reporting	On many pages expressions are used that have a standardized ISO equivalent or definition (Recommendation 5 : use ISO standardized terms where possible): p. 16 Life cycle analysis -> life cycle assessment p 17; Objective and scope -> goal and scope	major issue

	p 35 starts with the ISO 14043 definitions about the wordings to be used for different contributions (> 50 %, until <2.5 %) but in the pages that follow all kind of different wordings are introduced like : p.35 “minor” p. 37 “highly” p. 38 “most decisive” p 38 “most contributory” p.40 “little if any” p. 42 “very important to most important” p. 53 “ little” p. 38 “standardized environmental profile” → normalized environmental profile (also on p 41 and probably more) The functional unit has been chosen as the dispensing of 1000 units of hot drinks from a vending machine or dispenser. It is not clear whether this relates to 150 ml / 180 ml, as mentioned on page 18 of the report or 180 ml / 200 ml, as noted on the slides presented at the 14th May meeting. What volume is correct ? - No reference to applied normalisation method is made. Is the normalisation valid for Netherlands only or also for other Western Europe? - Table 31, Source should be 31 and 32 instead of 25 and 26. English reference for shadow price method should be included. - Page 93, sentence ”Disposable systems continue...” is not entirely in line with Figure 42.	
--	---	--

Below a list is given of smaller but still relevant suggestions for improving the correct understanding and readability of the study and it's results :

- Date of report is mentioned as December 2006 (cover page), whereas time frame for investigation is noted as July 2005 – June 2007 (Section 10)
- Abbreviations page to be checked and English abbreviations used wherever appropriate; expanded terms to be corrected in a few areas, eg, Chemical Oxygen Demand for COD; terms such as BOD are missing and are to be included.

p. 5: Last paragraph “No conclusions” -> No final conclusions
p 9, second sentence from the bottom has the word “driningen” cup

- p. 11 : shadow cost method should conclude about shadow costs and not “environmental pollution”.
- p. 26 : the second paragraph shows the many options and differences in data inventory , it is not fully transparant what has been chosen within this study and how it relates to the others.
- p. 37 “for the dishwasher “-→ for the use of the dishwasher
- p. 38 eutropy → eutrophication (also on p. 63 etc.)
- p. 44 “as already stated” : where was this stated ?
- p. 44 “ then the highest” → “the second highest “
- p. 51. “conclusions”-→ “final conclusions”
- p. 57 “substance of the environmental profile” : what do you mean ?
- p. 62 “change from “equivalent” to poorer” performing : what systems are compared and how ?
- p. 63 “highest scoring system” with the graph above could be misinterpreted: the mug gets the lowest contribution to the categories.
- p. 66 “effects become significantly less quickly” : what does that mean ?
- p. 67 just under the table, do not understand the word “consequently “ First one can see how effect categories are changed then one can conclude and not the otherway around.
- Annex 1, a few suggestions: “Man made” to be included before the definition of climate change. CFC 11 instead of CFH 11. Page 3 of this Annex suggests C2H2 as a reference for smog formation, this should be checked.

Bijlage 2 Milieueffectcategorieën

Uitputting van abiotische grondstoffen (ADP)

Abiotische grondstoffen zijn natuurlijke hulpbronnen, die als levenloos worden beschouwd, zoals ijzererts, ruwe olie en windenergie. De uitputting van abiotische grondstoffen is een van de meest bediscussieerde effectcategorieën en er is dienvolgt een grote hoeveelheid verschillende methodes beschikbaar om de bijdragen aan deze categorie te karakteriseren. Het uitputten van schaarse grondstoffen wordt beoordeeld aan de hand van de totale voorraad van de stof (metaal, mineraal, energiedrager) aanwezig in de aardkorst in verhouding tot het jaarlijkse verbruik. Als referentie is de uitputting van antimoon (Sb) gebruikt.

Klimaatverandering (GWP)

Klimaatverandering, in de volksmond ‘het broeikas-effect’ geheten, is gedefinieerd als het effect van menselijke emissies op het warmtestraling-absorberend vermogen van de atmosfeer. Hierdoor neemt de gemiddelde temperatuur in de atmosfeer toe waarvan stijging van de zeespiegel en veranderingen in de waterhuishouding, zoals verandering van gemiddelde neerslag en extreme neerslag, de mogelijke effecten zijn. Dit kan op zijn beurt negatieve effecten hebben op de stabiliteit van ecosystemen, de volksgezondheid en materiële welvaart. Broeikasgassen hebben elk een verschillende Global Warming Potential (GWP) en elke afzonderlijke emissie kan worden omgerekend tot een equivalente hoeveelheid kooldioxide (CO₂) emissie.

Ten aanzien van de effectcategorie GWP heeft een kleine wijziging in de methode plaatsgevonden. De opname van CO₂ uit de lucht door bomen (gebruikt voor de productie van papier en karton) en de emissie van kort-cyclisch CO₂ dat vrijkomt bij de verbranding van karton en papier geeft geen effecten op GWP. Hiermee is rekening gehouden met het CO₂-neutraal zijn van deze materialen.

Aantasting ozonlaag (ODP)

De aantasting van de stratosferische ozonlaag door menselijke emissies zorgt ervoor dat een groter gedeelte van de UV-B straling van de zon het aardoppervlak bereikt. Dit heeft mogelijke schadelijke effecten op volksgezondheid, terrestrische en aquatische ecosystemen, biochemische cycli en stoffen. De belangrijkste ozonlaagaantastende stoffen zijn de zogenaamde chloorfluorkoolwaterstoffen (CFK's) en halonen. Het ozonlaagaantastende vermogen van deze stoffen wordt uitgedrukt in equivalenten van de referentiestof CFK-11.

Humane, aquatische en terrestrische toxiciteit (HTP, FAETP, MAETP, TETP)

Voor het bepalen van de potentiële toxiciteit van de stof wordt gerekend met een multimediaal verspreidingsmodel, USES 2.0, ontwikkeld door RIVM, en vertaald naar LCA toepassing door de Universiteit van Amsterdam [8]. Door middel van stofspecifieke verspreidingsfactoren wordt bepaald hoeveel van de initiële emissie uiteindelijk *in potentie* in andere milieucompartimenten terecht komt. Vervolgens

worden de berekende hoeveelheden per stof per milieucompartiment gedeeld door een uit de toxicologie afgeleide factor, zoals acceptable daily intake (ADI) of predicted no-effect concentration (PNEC), afhankelijk van de effectcategorie en de stofgroep.

Humane toxiciteit verwijst naar de effecten van toxische stoffen in het milieu op de volksgezondheid. Zoetwater aquatische ecotoxiciteit en mariene aquatische ecotoxiciteit verwijzen naar het effect van toxische stoffen op respectievelijk zoetwater aquatische ecosystemen en mariene aquatische ecosystemen. Terrestrische ecotoxiciteit verwijst naar de effecten van toxische stoffen op terrestrische ecosystemen. De humane toxiciteit, aquatische en terrestrische ecotoxiciteit worden allen uitgedrukt in 1,4-dichloorbenzeenequivalenten.

Declaratie van Apeldoorn

Het is gebleken dat de ecotoxiciteit van met name metalen niet bevredigend is gemodelleerd in de CML2 methode. Er traden vaak bijzonder hoge en irreële scores op bij de mariene en zoetwater ecotoxiciteit. Daarom is in 2004 door een groep van specialisten in LCA, risk assessment en eco-toxiciteit de zogenaamde 'Declaratie van Apeldoorn' opgesteld [10]. In deze declaratie wordt aangegeven waarom de genoemde hoge scores van metalen onjuist zijn, waarom aspecten als bio-beschikbaarheid, essentialiteit en speciatie niet zijn meegenomen in de bepaling, en hoe met deze onvolledigheden moet worden omgegaan. In de declaratie zijn de volgende aanbevelingen gedaan:

1. Het feit dat een aantal kritische zaken betreffende metalen onvolledig wordt meegenomen in de huidige karakterisatiemodellen voor ecotoxiciteit, moet duidelijk worden gecommuniceerd, als onderdeel van een LCIA rapportage. Daarbij zouden beleidsbeslissingen of zakelijke beslissingen niet zonder verdere discussie moeten worden genomen op basis van de huidige, en incomplete, methoden voor het beoordelen van ecotoxiciteit in LCIA.
2. Met de chemische speciatie van metalen zou al vanaf de inventarisatiefase rekening gehouden moeten worden; emissies zouden moeten worden gerapporteerd in termen van metaalspecies, bij voorkeur in termen van opgeloste hoeveelheid metaal in plaats van totale hoeveelheid metaal.
3. Indien de contributie-analyse van de LCIA aantoont dat metalen een dominante invloed op de resultaten (en de conclusies) hebben, zou een gevoeligheidsanalyse moeten worden uitgevoerd met de tijdshorizont van 100 jaar. Het betreft de toxiciteitseffecten, indien dit toepasbaar is, of de uitsluiting van de metalen binnen de toxiciteitseffecten.
4. De oceanen zijn deficiënt in essentiële metalen. Daarom zullen additionele toevoegingen van essentiële metalen waarschijnlijk niet tot toxische effecten leiden. De karakterisatiefactoren voor ecotoxiciteit van essentiële metalen zouden daarom op nul gesteld moeten worden. Voor kustwateren zou dit niet het geval hoeven te zijn.

Fotochemische oxidantvorming (POCP)

Fotochemische oxidantvorming is de vorming van reactieve chemische verbindingen, zoals ozon, door de werking van zonlicht op bepaalde primaire luchtvervuilende stoffen. Deze reactieve verbindingen kunnen schadelijk zijn voor zowel de gezondheid als voor gewassen. Fotochemische oxidanten kunnen onder invloed van ultraviolet licht in de troposfeer gevormd worden, door de fotochemische oxidatie van vluchtige organische stoffen (VOS) en koolmonoxide (CO) in aanwezigheid van stikstofoxiden (NO_x). Het vermogen tot smogvorming van stoffen is bepaald met C_2H_2 als referentie.

Verzuring (AP)

Verzurende stoffen hebben een lange reeks effecten op bodem, grondwater, oppervlaktewateren, organismen en ecosystemen. Verzuring wordt veroorzaakt door emissies van verzurende stoffen naar lucht; de voornaamste verzurende emissies zijn SO_2 , NO_x en NH_x . Het verzurend vermogen van een emissie wordt omgerekend naar SO_2 -equivalenten. Voorbeelden van de gevolgen van verzuring zijn onder meer de afname van bossen, het vergaan van bouwmaterialen en de vissterfte in Scandinavische meren.

Vermesting (EP)

Vermesting beslaat alle potentiële effecten van overmatig hoge niveaus van macronutriënten; de meest belangrijke daarvan zijn stikstof (N) en fosfor (P). Nutrientverrijking kan ongewenste verschuivingen in de soortensamenstelling en verhoogde biomassaproductie teweegbrengen, in zowel aquatische als terrestrische ecosystemen. Hoge concentraties nutriënten kunnen bovendien oppervlaktewater ongeschikt maken als drinkwater. In aquatische ecosystemen kan de vergrote biomassa leiden tot verlaagde zuurstofniveaus, vanwege het extra zuurstofverbruik door biomassa-afbraak. Het totaal vermestende effect van een emissie wordt omgerekend naar PO_4 -equivalenten.

Bijlage 3 Life cycle inventory gegevens

In deze bijlage zijn de LCI gegevens opgenomen van het gebruik van de vaatwasser (meermalige systemen) en het gebruik van de rioolwaterzuiveringinstallatie (RWZI). Deze laatste is gebaseerd op de 'waste water treatment plant 2' van Ecoinvent [15].

Products	Amount	Unit	comment
vaatwasser (unit)	1	p	100%
Avoided products			
Resources			
Materials/fuels			
Tap water, at user/CH S	0.126	kg	
vaatwasmiddel (kg)	0.4	g	
Electricity/heat			
Electricity LV use in NL + imports S	0.0124	kWh	wassen per unit
Electricity LV use in NL + imports S	0.006	kWh	drogen per unit
RWZI (m3)	0.000126	p	0.126 l water
Emissions to air			
Emissions to water			
Emissions to soil			
Final waste flows			
Non material emission			
Social issues			
Economic issues			
Waste to treatment			

Products	Amount	Unit	comment
vaatwasser TAUW (kg)	1	p	100%
Avoided products			
Resources			
Materials/fuels			
Tap water, at user/CH S	0.68	kg	
vaatwasmiddel (kg)	0.91	g	per kg porselein
Electricity/heat			
Electricity LV use in NL + imports S	0.545	MJ	
RWZI (m3)	0.00068	p	0.68 l
Emissions to air			
Emissions to water			
Emissions to soil			
Final waste flows			
Non material emission			
Social issues			
Economic issues			
Waste to treatment			

Products	Sub-compartment	unit	amount
RWZI (m3)		p	1
Avoided products			
Resources			
Materials/fuels			
Slurry spreading, by vacuum tanker/CH U		m3	0.000327
Aluminium sulphate, powder, at plant/RER U		kg	0.00315
Ammonia, liquid, at regional storehouse/CH U		kg	7.21E-05
Chemicals inorganic, at plant/GLO U		kg	6.58E-07
Chromium oxide, flakes, at plant/RER U		kg	4.21E-08
Hydrochloric acid, 30% in H2O, at plant/RER U		kg	3.95E-07
Iron (III) chloride, 40% in H2O, at plant/CH U		kg	0.0159
Sodium hydroxide, 50% in H2O, production mix, at plant/RER U		kg	0.000352
Titanium dioxide, production mix, at plant/RER U		kg	2.06E-06
Chemicals organic, at plant/GLO U		kg	5.25E-07
Quicklime, milled, packed, at plant/CH U		kg	1.25E-06
Cement, unspecified, at plant/CH U		kg	0.00148
Electricity, low voltage, at grid/CH U		kWh	0.193
Iron sulphate, at plant/RER U		kg	0.0117
Natural gas, burned in industrial furnace low-NOx >100kW/RER U		MJ	0.00703
Transport, lorry 28t/CH U		tkm	0.0118
Transport, freight, rail/RER U		tkm	0.0195
Electricity/heat			
Electricity from waste, at municipal waste incineration plant/CH U		kWh	0.0186
Heat from waste, at municipal waste incineration plant/CH U		MJ	0.109
Municipal waste incineration plant/CH/		p	3.24E-11
Slag compartment/CH/I U		p	4.20E-11
Residual material landfill facility/CH/		p	7.71E-12
Sewer grid, class 2/CH/I U		km	1.68E-07
Wastewater treatment plant, class 2/CH/		p	0.00E+00
Emissions to air			
Aluminium	high. pop.	kg	1.41E-06
Ammonia	high. pop.	kg	0.000356
Arsenic	high. pop.	kg	2.53E-10
Cadmium	high. pop.	kg	4.73E-12
Calcium	high. pop.	kg	5.10E-06

Products	Sub-compartment	unit	amount
RWZI (m3)		p	1
Carbon dioxide, biogenic	high. pop.	kg	0.184
Carbon monoxide, biogenic	high. pop.	kg	0.000171
Chromium	high. pop.	kg	2.73E-13
Cobalt	high. pop.	kg	1.55E-14
Copper	high. pop.	kg	1.26E-10
Cyanide	high. pop.	kg	1.29E-06
Dinitrogen monoxide	high. pop.	kg	0.000152
Heat, waste	high. pop.	MJ	1.25
Iron	high. pop.	kg	2.72E-07
Lead	high. pop.	kg	1.75E-10
Magnesium	high. pop.	kg	4.73E-07
Manganese	high. pop.	kg	8.72E-14
Mercury	high. pop.	kg	3.37E-13
Methane, biogenic	high. pop.	kg	0.000502
Molybdenum	high. pop.	kg	5.78E-10
Nickel	high. pop.	kg	6.86E-14
Nitrogen oxides	high. pop.	kg	0.0007
NMVOOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin	high. pop.	kg	2.28E-06
Phosphorus	high. pop.	kg	1.33E-06
Silicon	high. pop.	kg	4.20E-06
Sulfur dioxide	high. pop.	kg	0.000886
Tin	high. pop.	kg	1.61E-09
Zinc	high. pop.	kg	7.57E-10
Emissions to water			
Aluminum	groundwater, l.t.	kg	0.000669
Aluminum	river	kg	6.23E-05
Ammonium, ion	river	kg	0.011
Arsenic, ion	groundwater, l.t.	kg	6.54E-08
Arsenic, ion	river	kg	7.59E-07
BOD5, Biological Oxygen Demand	groundwater, l.t.	kg	8.56E-05
BOD5, Biological Oxygen Demand	river	kg	0.00982
Cadmium, ion	groundwater, l.t.	kg	8.50E-10
Cadmium, ion	river	kg	1.42E-07
Calcium, ion	groundwater, l.t.	kg	0.00266
Calcium, ion	river	kg	0.0459
Chloride	river	kg	0.0405
Chromium VI	groundwater, l.t.	kg	3.91E-07
Chromium VI	river	kg	6.33E-06
Chromium, ion	river	kg	1.18E-08
Cobalt	groundwater, l.t.	kg	4.28E-07

Products	Sub-compartment	unit	amount
RWZI (m3)		p	1
Cobalt	river	kg	8.21E-07
COD, Chemical Oxygen Demand	groundwater, l.t.	kg	0.000262
COD, Chemical Oxygen Demand	river	kg	0.0302
Copper, ion	groundwater, l.t.	kg	1.37E-05
Copper, ion	river	kg	9.71E-06
DOC, Dissolved Organic Carbon	groundwater, l.t.	kg	0.000104
DOC, Dissolved Organic Carbon	river	kg	0.00754
Fluoride	river	kg	3.28E-05
Heat, waste	river	MJ	1.1
Iron, ion	groundwater, l.t.	kg	0.00381
Iron, ion	river	kg	0.0036
Lead	groundwater, l.t.	kg	3.36E-07
Lead	river	kg	9.49E-07
Magnesium	groundwater, l.t.	kg	0.000317
Magnesium	river	kg	0.00515
Manganese	groundwater, l.t.	kg	1.38E-05
Manganese	river	kg	2.69E-05
Mercury	groundwater, l.t.	kg	4.41E-09
Mercury	river	kg	6.27E-08
Molybdenum	groundwater, l.t.	kg	2.39E-07
Molybdenum	river	kg	5.35E-07
Nickel, ion	groundwater, l.t.	kg	1.49E-06
Nickel, ion	river	kg	4.00E-06
Nitrate	groundwater, l.t.	kg	5.13E-05
Nitrate	river	kg	0.0483
Nitrite	river	kg	0.000644
Nitrogen	river	kg	0.00049
Phosphate	groundwater	kg	1.47E-05
Phosphate	groundwater, l.t.	kg	0.000156
Phosphate	river	kg	0.0027
Potassium, ion	river	kg	0.000399
Silicon	groundwater, l.t.	kg	0.000156
Silicon	river	kg	0.000188
Sodium, ion	river	kg	0.00219
Sulfate	groundwater, l.t.	kg	0.00237
Sulfate	river	kg	0.145
Tin, ion	groundwater, l.t.	kg	6.10E-07
Tin, ion	river	kg	1.42E-06
TOC, Total Organic Carbon	groundwater, l.t.	kg	0.000104
TOC, Total Organic Carbon	river	kg	0.0073
Zinc, ion	groundwater, l.t.	kg	7.18E-07
Zinc, ion	river	kg	3.38E-05

Products	Sub-compartment	unit	amount
RWZI (m3)		p	1
Emissions to soil			
Aluminum	agricultural	kg	0.00057
Arsenic	agricultural	kg	7.51E-08
Cadmium	agricultural	kg	5.35E-08
Calcium	agricultural	kg	0.00193
Carbon	agricultural	kg	0.00669
Chromium	agricultural	kg	2.33E-06
Cobalt	agricultural	kg	3.08E-07
Copper	agricultural	kg	1.07E-05
Iron	agricultural	kg	0.00513
Lead	agricultural	kg	2.97E-06
Magnesium	agricultural	kg	0.000217
Manganese	agricultural	kg	1.01E-05
Mercury	agricultural	kg	5.35E-08
Molybdenum	agricultural	kg	1.82E-07
Nickel	agricultural	kg	1.00E-06
Silicon	agricultural	kg	0.00114
Sulfur	agricultural	kg	0.000595
Tin	agricultural	kg	7.65E-07
Zinc	agricultural	kg	2.92E-05
Final waste flows			
Non material emission			
Social issues			
Economic issues			
Waste to treatment			
Waste	Waste, unspecified	kg	0.0155
Waste	Waste, unspecified	kg	0.0155
Waste	Waste, unspecified	kg	0.13
Waste	Waste, unspecified	kg	0.0236
Waste	Waste, unspecified	kg	0.0037
Waste	Waste, unspecified	kg	0.0037

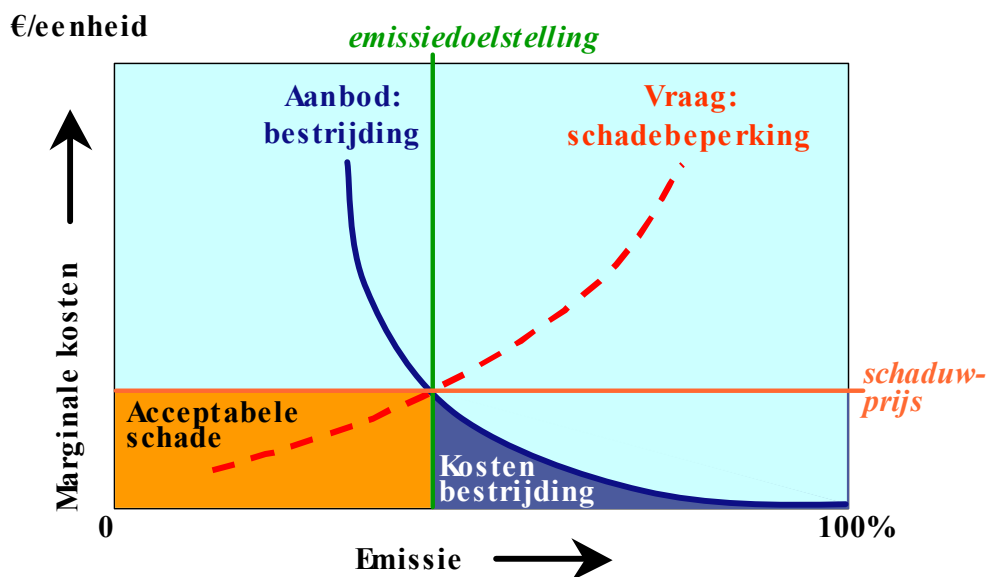
Bijlage 4 Schaduwprijzen

In deze bijlage is Hoofdstuk 2 van het TNO-rapport ‘Toxiciteit heeft z’n prijs’¹ opgenomen.

Methodologische achtergrond

Milieukosten zijn externe kosten

Economische activiteiten gaan bijna zonder uitzondering gepaard met een zekere belasting van mens of milieu. Voor de mens betreft het aantasting van gezondheid en veiligheid, bij milieu gaat het om verstoring van ecosystemen, vaak gekwantificeerd in vermindering van voorraden schone lucht, water, bodem en (a)biotisch materiaal [2]. Kosten van belasting van milieu en mens worden niet via de markt in de productprijs verdisconteerd. Daarom worden het externe kosten genoemd, in tegenstelling tot de interne productiekosten.



Figuur 1 Vraag naar beperking en aanbod van bestrijding van emissies op de virtuele milieumarkt vormen een evenwichtsprijs. Als een overheidsdoelstelling het evenwichtspunt van vraag en aanbod kruist zal de schaduwprijs bij deze doelstelling gelijk zijn aan de evenwichtsprijs.

De kosten van milieubelasting hangen af van de prijs die de samenleving voor een schoon milieu over heeft en is situatie- en momentgebonden. In het algemeen zal naarmate de milieubelasting hoger is, de bereidheid groter zijn om een hogere prijs

¹ Harmelen, A.K. van, Ligthart, T.N., Leeuwen, S.M.H. van, Korenromp, R.H.J., Gijlswijk, R.N. van, 2004, Toxiciteit heeft zijn prijs. Schaduwprijzen voor (eco)toxiciteit en uitputting van abiotische grondstoffen binnen DuboCalc. In opdracht van Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Bouwdienst Rijkswaterstaat

te betalen voor beperking van de milieuschade. Op deze manier komt een vraag-curve naar de beperking van milieuschade tot stand (zie figuur I).

Een virtuele milieumarkt

Naast de vraag naar emissiebeperking is er een aanbod van emissiebestrijdings-mogelijkheden, dat voor elk niveau van bestrijding ook een bepaalde prijs heeft. In het algemeen neemt de prijs toe naarmate de verlangde reductie groter is. Als er een markt voor milieu zou zijn, wordt door vraag en aanbod een evenwichtsprijs gevormd op het snijpunt van de curven van marginale schadebeperking en marginale bestrijdingskosten.

Overheidsrestricties op externe effecten geven een schaduwprijs

Omdat externe kosten niet via de markt vergoed worden, zal een overheid moeten bepalen in welke mate de schade beperkt moet worden. Dit kan door het formuleren van een emissiedoelstelling. Het punt waar deze doelstelling de marginale schadecurve snijdt wordt de schaduwprijs genoemd. Dit is de mate waarin de totale kosten en baten veranderen als gevolg van een verandering in een beperkende factor, in dit geval de emissiebeperking. In het huidige milieuvoorbeeld is de schaduwprijs in feite het hoogst toelaatbare milieukostenniveau per eenheid milieuschade die de overheid nog bereid is te dragen.

Een kosteneffectieve schaduwprijs benadert de evenwichtsprijs

Een overheid die kosteneffectief wil werken plaatst haar emissiedoelstelling zo dat deze op het snijpunt uitkomt zodat vraag en aanbod in evenwicht zijn. Deze totale kosten betreffen de kosten van genomen bestrijdingsmaatregelen (het oppervlak onder de marginale bestrijdingscurve rechts van de emissiedoelstelling) plus de geleden milieuschade als gevolg van onbestreden emissies, het oppervlak onder de schaduwprijs links van de doelstelling. Als de overheid haar taak als vertegenwoordiger van de samenleving goed uitvoert en kosteneffectief werkt zorgt zij er voor dat de schaduwprijs van haar milieudoelstelling samenvalt met de evenwichtsprijs die in de samenleving leeft. Als dat namelijk niet het geval is zal ten opzichte van het marktevenwicht de gepercipieerde milieuschade sterker toenemen dan de bestrijdingskosten afnemen (bij een te lage reductiedoelstelling) of de bestrijdingskosten zullen sterker toenemen dan de vermeden milieuschade (bij een te hoge reductiedoelstelling).

Het doorberekenen van de schaduwprijs creëert een milieumarkt

Echter, omdat de schade collectief is komen baten in de vorm van vermeden schade vaak niet rechtstreeks toe aan de investeerder in bestrijdingskosten. In feite is de evenwichtsprijs virtueel. Als daarentegen de externe kosten als gevolg van milieuschade worden doorberekend aan de vervuiler, zullen investeringen in bestrijding wel leiden tot baten voor de vervuiler. Bijvoorbeeld via een heffing kan de schade in de productprijs geïnternaliseerd worden. Hiermee is een principieel uitgangspunt van het huidige milieubeleid, het 'polluter pays' beginsel, vorm gegeven. Dit houdt in dat elk individu en elke organisatie in principe verantwoordelijk is voor de door

hem of haar veroorzaakte schade aan het milieu. Bovendien gebeurt dit op deze manier op een economisch kosteneffectieve wijze. Het milieu heeft hiermee een prijs gekregen die een rol speelt in het economisch verkeer. Een vervuiler kan zelf bepalen of het voordelig is om een heffing te betalen of om zelf zijn emissies te reduceren en hiermee extra kosten te maken voor de te treffen reductiemaatregelen. In beide gevallen worden de milieubelastende producten duurder en de milieuvriendelijke minder duur. Deze aanpak met behulp van marktconforme instrumenten staat de laatste jaren erg in de aandacht. NO_x-verevening in de zware industrie en verhandelbare CO₂-emissierechten zijn daarvan bekende voorbeelden.

Toepassing van de schaduwprijs

Naast het daadwerkelijk doorberekenen van de schaduwprijs via bijv. een milieuheffing, is de schaduwprijs, net als de marktprijs, een eenvoudig te interpreteren signaal van economisch schaarste. In studies met variërende onderwerpen als levenscyclusanalyses, technologische ontwikkeling, duurzaamheidsstrategieën of milieuvriendelijk ontwerpen, waarin milieueffecten van verschillende aard met elkaar vergeleken dienen te worden, kan de schaduwprijs eenvoudig ingezet worden om de milieuschade te berekenen. Dit gebeurt door de emissies te vermenigvuldigen met de schaduwprijs. De zo berekende milieuschade, ook wel milieukosten of schaduwkosten genoemd, geeft een indicatie van de milieuverliezen rond de huidige of toekomstige emissiedoelstelling [5][6][7][8][10]. Sommige studies gebruiken de op deze manier berekende milieuschade in micro-economische kostenbatenanalyses, andere in macro-economische studies om het BNP te corrigeren om zodoende een groen BNP te berekenen [5].

Voordelen van de schaduwprijsmethode

De schaduwprijs heeft een neutrale eenheid waarmee verschillende milieueffecten onder een noemer gebracht kunnen worden. Met behulp van de schaduwprijsmethode kunnen verschillende milieueffectcategorieën makkelijk gewogen worden. De schaduwprijs heeft tevens als voordeel dat deze aansluit bij het gebruik van marktconforme instrumenten. Ook sluit het aan bij de huidige economische realiteit in het bedrijfsleven doordat het de externe kosten zichtbaar maakt. Het ondersteunt integrale analyses om doorzichtige resultaten op te leveren waar beleid en bedrijfsleven hun eigen activiteiten en de relatie met milieuthema's in kunnen herkennen.

Randvoorwaarden voor toepassing van de schaduwprijsmethode

De schaduwprijsbenadering is met name geschikt voor het doorrekenen van het huidige beleid c.q. de huidige collectieve preferenties en niet voor lange termijn duurzame oplossingen omdat de schaduwprijs van deze lange termijn doelen lastig is vast te stellen. De huidige collectieve preferenties verschillen per land [4]. Dit impliceert dat het gebruik van schaduwkosten zinvol is op nationaal of Europees niveau, waar milieudruk en milieuwensen min of meer van een vergelijkbare orde zijn. Dit is niet het geval op mondiale schaal.

Twee mogelijke routes om de schaduwprijs te bepalen

De schaduwprijs kan ten eerste bepaald worden door schatting van de milieuschade rond de vastgestelde emissiedoelstellingen. Onder de aanname dat de overheid kosteneffectief werkt kan ten tweede de schaduwprijs ook afgeleid worden door de bestrijdingskosten te combineren met de gehanteerde emissiedoelstellingen.

Milieuschade is lastig vast te stellen

De (monetaire) waarde van milieuschade is moeilijk vast te stellen. Een aanpak hiervoor is volgens het 'willingness-to-pay' principe, waarbij wordt vastgesteld welk bedrag (groepen uit) de maatschappij over heeft om een bepaalde milieuschade te voorkomen. Dit kan in directe zin ('stated preferences') door middel van enquêtes (Contingent Valuation Method) of door het herleiden van gebleken invloed van milieubelasting op marktprijzen ('revealed preferences'). Nadeel van deze methoden van betalingsbereidheid is dat ze erg momentgebonden zijn en voor alle milieueffectcategorieën tegelijk uitgevoerd dienen te worden om vergelijkbare resultaten te verkrijgen. Met name voor de beweerdte preferenties is de vraag of de hinder op de juiste waarde wordt geschat, dat wil zeggen in juiste relatie met reële investeringsbeslissingen [11].

Emissiebestrijdingskosten zijn nauwkeuriger vast te stellen

De emissiebestrijdingskosten of preventiekosten zijn nauwkeuriger vast te stellen. Hiervoor kan worden uitgegaan van de hoogst toelaatbare kosten voor het bestrijden van bepaalde milieueffecten, de zogenaamde marginale kosten die door de maatschappij moeten worden gemaakt om aan de door de overheid gewenste emissiedoelstelling te voldoen. Een alternatieve methode is met behulp van prijselasticiteiten, maar deze zijn slechts in beperkte mate beschikbaar. In figuur 2.1 wordt verondersteld dat de overheid c.q. de maatschappij zo rationeel is om haar doelstelling op het punt van de evenwichtsprijs te leggen én dat de positie van dit punt bekend is. Met andere woorden: dat de marginale milieuschade gekwantificeerd is. Nu is dit niet feitelijk het geval, waardoor de schaduwprijs die afgeleid wordt uit de combinatie van huidige beleidsdoelstelling en marginale bestrijdingscurve meer geïnterpreteerd dient te worden als een maatstaf van de huidige beleidspreferenties. De schaduwprijs is vooral een inschatting van de evenwichtsprijs door het huidige beleid. Aangezien beleidsmakers kosteneffectief te werk wensen te gaan is de consequentie van de huidige doelstelling dat de marginale schade blijkbaar op het niveau van de schaduwprijs wordt ingeschat. De werkelijke milieuschade zoals gepercipieerd in de samenleving kan van een heel ander niveau zijn.

CE heeft binnen Nederland de schaduw prijzen vastgesteld [11] voor de milieueffectcategorieën van de CML-2 methode met uitzondering van zes categorieën op het gebied van humane toxiciteit, ecotoxiciteit en abiotische grondstofdepletie. Hierbij dient aangetekend te worden dat CE feitelijk de schaduwprijs rond emissiedoelstellingen voor het jaar 2010 vaststelt. Dit is mogelijk omdat de milieueffectcategorieën die CE behandelt, in beleidsplannen en maatregelen goed uitgewerkt en gedocumenteerd zijn. Dit is niet het geval voor de overige thema's, waarbij doel-

stellingen, voor zover ze gesteld zijn, vaak meerdere milieueffectcategorieën beïnvloeden. Daarom is een analyse van de huidige situatie meer opportuun, om hieruit af te leiden op basis van genomen maatregelen wat de schaduwprijs van het huidige beleid is.

Overzicht van ondernomen stappen

De in de weegmethode te gebruiken schaduw prijzen voor de milieueffectcategorieën en uitputting van abiotische grondstoffen en toxiciteit worden vastgesteld in een vijftal stappen:

1. Vaststellen van het huidige beleid voor de onderscheiden milieueffectcategorieën;
2. Selecteren van relevante gidsstoffen, sectoren en bedrijven voor het realiseren van het beleid;
3. Verzamelen van kostengegevens van maatregelen door middel van literatuuronderzoek en telefonisch interviewen van bedrijven, vergunningverleners en experts;
4. Berekenen van de schaduwprijs op basis van de kostenschattingen van maatregelen;
5. IJken van de schaduwprijs aan de hand van werkelijk gemaakte milieukosten.

Vaststellen van het huidige beleid

Het huidige beleid dat relevant is voor de onderzochte milieueffectcategorieën is geanalyseerd om te kijken op welke manier de samenleving gestimuleerd wordt om maatregelen te nemen, zodat bij de selectie van gidsstoffen, sectoren en maatregelen hier rekening mee gehouden kan worden. Hierbij is gekeken naar de vorm van beleid: concentratienorm, emissiestandaard, doelstelling voor emissies, concentraties of reductie gebruik, voor bedrijf, sector of land. Daarbij is vooral gekeken naar nationale en Europese wet- en regelgeving.

Selecteren van gidsstoffen, sectoren en bedrijven

In deze stap is een selectie van relevante stoffen en sectoren gemaakt waarvan verwacht wordt dat er maatregelen genomen zijn om aan het huidige beleid te voldoen. Deze selectie is gemaakt met behulp van de gegevens uit de Emissieregistratie (Collectief en Individuele bedrijven) die door TNO jaarlijks wordt gecoördineerd [1]. Deze zijn voor elke milieueffectcategorie omgerekend in equivalente emissies met behulp van karakteriseringsfactoren volgens CML-2 [3].

De 1,4-dichloorbenzeenequivalenten die voor (eco-)toxiciteit worden gebruikt zijn niet vergelijkbaar voor de toxische milieueffectcategorieën omdat de betekenis van de effecten van een eenheid 1,4-dichloorbenzeen verschilt per milieueffectcategorie. Dichloorbenzeenequivalenten van verschillende milieueffectcategorieën mogen dan ook niet worden opgeteld. De selectie van gidsstoffen wordt dan ook voor elke milieueffectcategorie afzonderlijk gemaakt.

Voor elke milieueffectcategorie is een selectie van gidsstoffen en sectoren gemaakt op basis van drie criteria voor elke stof:

1. Aandeel in landelijke en sectorale equivalente emissie;
2. Historische verandering in equivalente emissie;
3. Huidige beleidsdruk om maatregelen te nemen.

Door de selectie van de meest aan het nationale of sectorale totaal bijdragende stoffen per milieueffectcategorie wordt de kans vergroot dat deze stoffen van belang zijn voor maatregelen binnen een bepaalde milieueffectcategorie.

Tevens zijn stoffen en sectoren geselecteerd waar aanzienlijke reductie al heeft plaats gevonden en waar de beleidsdruk om maatregelen te nemen aanzienlijk is, zodat men aan mag nemen dat men hier het verst op de marginale reductiekosten-curve is gevorderd (m.a.w. de marginale kosten zijn hoog). Hier wordt de koppeling gelegd met de verzamelde gegevens over beleidsmaatregelen voor het betreffende milieuthema.

Vervolgens zijn een aantal bedrijven uit de geselecteerde sectoren gekozen waar gegevens over kosten van maatregelen per stof verzameld zijn.

Verzamelen van kostengegevens van maatregelen

In deze derde stap is door middel van literatuuronderzoek en telefonische interviews bij geselecteerde bedrijven, provincies en experts gegevens verzameld over kosten en emissiereducties van maatregelen. Uiteindelijk doel is het vaststellen van de marginale bestrijdingskosten ofwel de duurste maatregel die genomen wordt om een (equivalent) reductie te behalen, want dit is de schaduwprijs.

We hebben ons sterk moeten verlaten op de gegevens in de internationale literatuur omdat de telefonische enquêtes bij bedrijven niet veel niet opleverden. Bedrijven willen hun gegevens niet uit handen geven uit concurrentieoverwegingen, zijn deels enquêtemoe of willen om andere redenen niet meewerken.

Berekenen van de schaduwprijs

In deze vierde stap is op basis van kostengegevens en emissiereducties van maatregelen verkregen uit de literatuur en interviews een schatting gemaakt van de schaduwprijs voor een bepaalde milieueffectcategorie. Dit zijn de marginale bestrijdingskosten ofwel de duurste emissiereductiemaatregel die genomen wordt om aan het beleid te voldoen. Deze kostengegevens zijn omgerekend in € per equivalent reductie.

Omdat vele maatregelen meerdere milieueffectcategorieën bestrijken, kunnen reductiekosten in € per equivalent reductie alleen berekend worden indien kostenallocatie naar milieueffectcategorieën geregeld is. Daarom is de volgende kostenallocatiemethodiek ontwikkeld voor opties die meerdere milieueffectcategorieën beïnvloeden:

1. initiële weging van milieueffectcategorieën die de prioriteit van het huidige beleid weerspiegelt is nodig om deze c.q. de equivalenten te kunnen vergelijken;

2. daadwerkelijke toedeling van reductiekosten dient vervolgens plaats te vinden op basis van het relatieve belang dat een maatregel heeft voor een milieueffect-categorie;
3. geringe milieueffecten binnen een milieueffectcategorie worden afgekapt wegens hun verstorend effect.

IJken van de schaduwprijs

De volgens de hiervoor beschreven methodiek vastgestelde schaduw prijzen voor de toxische milieueffectcategorieën blijken in de praktijk niet te voldoen. De voornaamste reden hiervoor is dat het huidige toxiciteitbeleid niet consistent is met de gebruikte CML-2 methode. Het beleid werkt niet exact volgens de karakteriseringsfactoren van CML, mede omdat locale en praktische zaken (terecht) een rol spelen. Hierdoor kan de kosteneffectiviteit van maatregelen in termen van CML karakteriseringsfactoren lager zijn. Hierdoor zijn de berekende schaduw prijzen niet de 'revealed collective preferences' van het huidige beleid. Het gevolg is dat de schaduw prijzen dermate hoog zijn dat elke toepassing gedomineerd wordt door de schaduwkosten van toxiciteit.

Om toch een in DuboCalc en andere instrumenten en analyses bruikbare schaduw prijs te berekenen zijn de schaduw prijzen van de verschillende milieueffectcategorieën geijkt op basis van gerealiseerde uitgaven voor verspreiding van toxische stoffen volgens de Milieubalans [9]. Op deze manier zijn de berekende schaduw prijzen meer representatief voor de huidige beleidsvoorkeuren.

Deze ijkingprocedure wordt nader omschreven in hoofdstuk 4.3 IJking van de schaduw prijzen.

Referenties

- [1] EmissieMonitor/ Loketvraag, zie Bijlage B.
- [2] Guinée, J.B. et al, Life cycle assessment - an operational guide to the ISO standard, vol. I, II and III, Centrum voor Milieukunde - Universiteit Leiden, May 2001.
- [3] Huijbregts, M.A.J., Priority Assessment of Toxic Substances in the frame of LCA – draft, Institute for Biodiversity and Ecosystem Dynamics, Universiteit van Amsterdam, maart 2000.
- [4] Huppes, G., M.D. Davidson, J. Kuyper, L. van Oers, H.A. Udo de Haes and G. Warringa, Eco-efficient environmental policy in oil and gas production in the Netherlands, Project for NOGEPa, Den Haag, 2002/2003
- [5] Jantzen, J., Duurzame groei in Nederland? Het duurzaam Nationaal Inkomen onder Paars (1990-2000), Instituut voor Toegepaste Milieu-Economie (TME), juni 2002.

-
- [6] KPMG Sustainability en CE. Duurzame winst! De milieuwinst van de Groenregeling inzichtelijk gemaakt. September 2002.
http://www.kpmg.nl/docs/bas_sustainability_advisory_services/rapport%20duurzame%20winst%20kpmg%20en%20ce.pdf
 - [7] Kroon, P., et al, Weegfactoren voor luchtverontreiniging, Systeem voor de integrale evaluatie van de uitworp van luchtverontreiniging, ECN, ECN-R--94-006, juni 1994
 - [8] NIBE Research, Duurzaam & Gezond Bouwen, juli 2002
 - [9] RIVM, Milieubalans 2000
 - [10] RIVM/EFTEC, Valueing the benefits of environmental policy: The Netherlands, RIVM rapportnr. 481505024, Bilthoven, juli 2001
 - [11] Soest, Jan Paul van, Hein Sas, Gerrit de Wit. Appels, peren en milieumaatregelen. Afweging van milieumaatregelen op basis van kosteneffectiviteit. CE, Delft. Oktober 1997.