

Integratie kosten en baten van afvalverwerking in produkt prijzen

Referentienummer 91-122
Dossiernummer 112326-21942
Datum december 1992
P

Auteurs

dr.ir. E. Mot¹⁾
drs. L. Beumer²⁾
drs. M. Vellekoop²⁾
ir. B.L. v.d. Ven¹⁾
dr. J. v.d. Vlies²⁾

¹⁾ Instituut voor Milieu- en Energietechnologie TNO, Apeldoorn

²⁾ Nederlands Economisch Instituut, Rotterdam

Met medewerking van

ir. G.W. Krajenbrink
ir. J.H. Ekkelenkamp

Trefwoorden

- afvalbeleid
- afvalverwerkingskosten
- baten van afvalverwerking
- bestemmingsheffing
- economische instrumenten
- elasticiteit
- financiële instrumenten
- produktenbeleid
- produktheffing
- regulerende heffing
- reinigingsrecht
- retourpremie
- statiegeld

Bestemd voor

Nationaal Onderzoekprogramma Hergebruik

Colophon

Contractnummer 53110/1210

Dit onderzoek is uitgevoerd in het kader van het Nationaal Onderzoekprogramma Hergebruik van Afvalstoffen (NOH).

Beheer en coördinatie van het NOH-programma berusten bij:

NOVEM

Nederlandse Maatschappij voor Energie en Milieu B.V.

St. Jacobsstraat 61

Postbus 8242

3503 RE Utrecht

Telefoon 030-363453

Contactpersoon ir. H.J.M. Suijkerbuijk, programmamanager NOH.

RIVM

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne

Antonie van Leeuwenhoeklaan 9

Postbus 1

3720 BA Bilthoven

Telefoon 030-743028

Contactpersoon mr. G.L. Duvoort, projectleider NOH.

Het NOH geeft geen garantie voor de juistheid en/of volledigheid van gegevens, ontwerpen, constructies, produkten of produktiemethoden voorkomende of beschreven in dit rapport, noch voor de geschiktheid daarvan voor enige bijzondere toepassing.

Dit rapport is te verkrijgen door overmaking van een bedrag van f 45,-- exclusief BTW op Postbank rekening nr. 416269 van IMET-TNO, Apeldoorn, onder vermelding van rapport nr. 91-122.

Contactpersoon mevr. C.F. Goedhart, telefoon 055-493592.

Voor nadere informatie kunt u contact opnemen met

ir. B.L. van der Ven, telefoon 055-493938, of

dr.ir. E. Mot, telefoon 055-493808

IMET-TNO,

Postbus 342

7300 AH Apeldoorn.

Abstract

In this study the relevance of integrating costs and profits of recycling into product-prices, in order to force back environmentally unfriendly products, is evaluated. It appears, however, that these costs will be almost always so low that they are not suitable for this purpose. However, in the future, if costs of recycling would increase further, their regulating effect may well play a role.

The foregoing also implies that in principle the present garbage collection rate may partly - or in the long run even entirely - be replaced by a system of product taxes.

In the study the real cost of environmentally friendly refuse processing is calculated on the basis of three models. From a first, preliminary macro-economic calculation based on these models it appears that the total yield of the product tax is 2 to 3 times that of the present garbage collection rate.

Starting point for the implementation of this concept might be a system of combined deposit money and return fee, in which the latter is lower than the first. The difference, for products with a long life cycle increased with the interest on the deposit, is the product tax.

It is recommended, amongst others, to extend the study with some more product cases in order to arrive at more reliable quantitative data.

Inhoudsopgave

Colophon	III
Abstract	V
Samenvatting	IX
Uitgebreide samenvatting	XI
1 Inleiding	1
1.1 Probleemschets	1
1.2 Verwerkingskosten en -baten	3
1.3 Doel van de studie	4
1.4 Opzet van de studie	4
1.5 Referenties	6
2 Produktheffingen als instrumenten voor milieubeleid	7
2.1 Instrumenten voor milieubeleid	7
2.2 Economische instrumenten	8
2.2.1 Heffingen	10
2.2.2 Statiegeldsystemen	11
2.3 Produktheffingen	12
2.3.1 Produktheffingen in Nederland	13
2.3.2 De produktheffing in Nederland vs. die in het buitenland	14
2.4 Economische werking van produktheffingen	15
2.5 Referenties	17
3 Kosten en baten van afvalverwerking	19
3.1 Algemene uitgangspunten voor een rekenmodel	19
3.2 Rekenmodel voor kosten en baten van afvalverwerking in de huidige situatie (verwerkingskostenmodel, A)	21
3.2.1 Inzameling	21
3.2.2 Transport en overslag	22
3.2.3 Bewerking en verwijdering	22
3.2.4 Opbrengsten	23
3.3 Rekenmodel voor kosten en baten van afvalverwerking bij maximaal hergebruik (hergebruikskostenmodel, B)	25
3.4 Rekenmodel voor kosten en baten van afvalverwerking voor afzonderlijke producten (produktkostenmodel, C) aan de hand van twee cases	30
3.4.1 Fluorescentielampen	31
3.4.2 Huishoudelijke apparatuur met ingebouwde oplaadbare batterijen	32
3.4.3 Discussie	33
3.5 Vergelijking uitkomsten produktkostenmodel (C) met andere gegevens	34
3.6 Referenties	37

4	Integratie van netto-kosten van afvalverwerking in produkt prijzen	39
4.1	Koppeling produktgroepen aan een afvalverwerkingskostenmodel	39
4.2	Relevante economische instrumenten.....	41
4.3	Relatie model A/C met het geschikte economische instrument	42
4.4	Heffing op consumentenartikelen: concrete uitwerking en eerste grove schatting.....	43
4.4.1	Berekeningsgrondslagen	44
4.4.2	Berekeningen.....	45
4.4.3	Het reinigingsrecht en het stelsel van produktheffingen	46
4.4.4	De financiering.....	47
4.5	Slotbeschouwing.....	48
4.6	Referenties	52
5	Conclusies en aanbevelingen	53
5.1	Conclusies.....	53
5.2	Aanbevelingen	54
6	Verantwoording	55

<i>Bijlage 1</i>	<i>Begrippenkader uit het Milieuprogramma 1992-1995 Deel III Tussenrapportage financieel instrumentarium</i>
<i>Bijlage 2</i>	<i>Sociale en fysieke instrumenten</i>
<i>Bijlage 3</i>	<i>Overzicht economische instrumenten</i>
<i>Bijlage 4</i>	<i>De dominantie van fysieke (regulerings)instrumenten</i>
<i>Bijlage 5</i>	<i>Overige economische instrumenten</i>
<i>Bijlage 6</i>	<i>Het bestemmingskarakter van heffingen</i>
<i>Bijlage 7</i>	<i>Soorten heffingen</i>
<i>Bijlage 8</i>	<i>Overzicht milieukosten (NMP+)</i>
<i>Bijlage 9</i>	<i>Referenties (van bijlage 2 tot en met 8)</i>
<i>Bijlage 10</i>	<i>Kosten van afvalverwerking</i>
<i>Bijlage 11</i>	<i>Kosten en baten van milieucorner en retourshop</i>
<i>Bijlage 12</i>	<i>Case studie fluorescentielampen</i>
<i>Bijlage 13</i>	<i>Case studie huishoudelijke apparatuur met ingebouwde oplaadbare batterij</i>
<i>Bijlage 14</i>	<i>Overzicht prioritaire afvalstoffen, ingedeeld naar model A of C</i>

Samenvatting

Een belangrijk deel van het nationale en internationale milieubeleid wordt gekenmerkt door het uitgangspunt: "de vervuiler betaalt".

Implementatie van dit principe is niet altijd mogelijk, vooral omdat de vervuiler niet altijd kan worden achterhaald, of - soms letterlijk - op het kerkhof ligt. Een gebied waarop dit principe nog niet wordt toegepast, maar waarbij dat wel zou kunnen, is dat van de afvalverwerking. Beperken we ons in dit verband tot huishoudelijk afval, dan kan gesteld worden, dat de kosten van afvalverwerking nu door de burger worden betaald via het reinigingsrecht. Veelal gaat het daarbij om een vast bedrag per huishouden, ongeacht de grootte van dat huishouden of de hoeveelheid aangeboden afval.

Op grond van het voorgaande wordt in deze studie nagegaan in hoeverre het zinvol moet worden geacht, de kosten en baten van afvalverwerking in produktprijzen te integreren, met het doel om langs deze weg milieu-onvriendelijke produkten terug te dringen.

Uit de analyse blijkt dat, wanneer als voornoemde kosten de kosten van **gangbare** afvalverwerking worden gekozen, deze vrijwel altijd zo laag zullen zijn ten opzichte van de produktprijzen, dat ze als gereedschap om milieu-onvriendelijke produkten terug te dringen onbruikbaar zijn. Dit nog afgezien van de baten van afvalverwerking, waarmee ze zouden moeten worden vermindert.

Daarnaast kunnen er indirecte kosten uit de afvalproblematiek voortvloeien, bijvoorbeeld schaden door emissies uit afvalverbranding, en schaden tengevolge van zwerfvuil. Deze schaden zijn mogelijk "groot"; ze zijn echter niet kwantificeerbaar.

Om deze redenen moet worden vastgesteld, dat het regulerende neveneffect van een bestemmingsheffing als hierboven bedoeld, bij de huidige financiële verhoudingen, nihil of klein is. Om milieu-vriendelijke produkten van de markt te weren zou dus een regulerende heffing nodig zijn, die een orde groter is dan de hier bedoelde bestemmingsheffing. Niettemin kan in de toekomst, bij verdere stijging van verwerkingskosten, deze regulerende werking wel degelijk een rol gaan spelen.

Het voorgaande impliceert echter tevens dat het in principe mogelijk zou kunnen zijn, het reinigingsrecht gedeeltelijk, of op den duur zelfs geheel te vervangen door een stelsel van produktheffingen.

Het principe "de vervuiler betaalt" zou aldus op dit deelgebied van de milieuproblematiek beter worden ingevuld dan tot nu toe het geval is geweest. Daarbij is dan wel internationale afstemming nodig.

In het kader van deze studie zijn, om een eerste stap te kunnen zetten in de richting van dit nieuwe concept, de werkelijke kosten van milieuverantwoorde afvalverwerking berekend. Daarbij is uitgegaan van drie verschillende modellen. Ten eerste het **verwerkingskostenmodel (A)**, waarbij een bedrag per kg afval wordt berekend, ongeacht de samenstelling. Ten tweede het **hergebruikskostenmodel (B)**, waarbij de kosten worden berekend afhankelijk van de materialen die zich in het produkt bevinden. En ten derde het **produktkostenmodel (C)**, waarbij de wer-

kelijke kosten van milieuverantwoorde afvalverwerking worden berekend. Dit laatste geschiedt in het kader van deze studie aan de hand van twee cases, namelijk fluorescentielampen en huishoudelijke apparaten met ingebouwde batterijen. Vervolgens wordt een vergelijking gemaakt met elders bekende gegevens over de kosten van de verwerking van afval van (voornamelijk elektronische) produkten. In alle drie de modellen wordt tevens rekening gehouden met de baten van hergebruik (die overigens klein zijn).

Uit de berekeningen blijkt, dat de resultaten van de methoden A en B elkaar niet veel ontlopen. De kosten berekend volgens methode C zijn echter veel hoger.

Mede op grond van andere studies is een voorlopige indruk, dat de kosten van methode C circa 6% kunnen bedragen bij produkten met een nieuwprijs van f 10 à 100. Bij duurdere produkten wordt dit percentage lager.

Uit een eerste, oriënterende macro-economische berekening op basis van deze modellen volgt, dat de totale opbrengst van de produktheffing 2 à 3 keer zo groot zou zijn als die van het huidige reinigingsrecht.

Uitgangspunt voor de implementatie van dit concept zou een statiegeldsysteem met een retourpremie kunnen zijn, waarbij de retourpremie lager is dan het statiegeld. Het verschil tussen beide, bij langcyclische produkten vermeerderd met de rente over het statiegeld, is de heffing.

Naar aanleiding van deze studie wordt voorgesteld, nog een aantal cases door te rekenen om tot betrouwbaarder kwantitatieve gegevens te komen.

Verder dient onderzoek te worden verricht naar de wijze van toerekening van de heffing. Uitgangspunt zou daarbij moeten zijn het totstandkomen van differentiatie van het heffingsbedrag voor functioneel gelijkwaardige produkten die qua afvalverwerking verschillen, om aldus van de heffing een sturend effect te laten uitgaan. Daarbij zou het te overwegen zijn, de afvalverwerkingskosten als relevante informatie in het **milieukeurmerk** op te nemen.

Een volgend punt betreft een verfijning van het concept "de vervuiler betaalt" naar "ketenkostenbeheer". Dit wordt in het bijzonder relevant, wanneer producenten die worden geconfronteerd met de afvalverwerking van hun produkten, onderdelen daarvan naar onderaannemers gaan doorsturen, respectievelijk de kosten van verwerking van dat afval bij hen in rekening gaan brengen. Aldus wordt in beginsel de gehele produktieketen in tegengestelde richting doorlopen. Een studie naar de consequenties daarvan wordt zinvol geacht.

Tenslotte wordt voorgesteld, mede aan de hand van de onderzochte en nog te onderzoeken cases, een experimentele implementatie te starten om ervaring op te doen met de bestuurlijke, administratieve en organisatorische gevolgen van dit concept. Daarbij kan worden ingehaakt op lopende activiteiten in dezen met betrekking tot prioritaire afvalstoffen.

Uitgebreide samenvatting

Een belangrijk deel van het nationale en internationale milieubeleid wordt gekenmerkt door het uitgangspunt: "de vervuiler betaalt".

Implementatie van dit principe is niet altijd mogelijk, vooral omdat de vervuiler niet altijd kan worden achterhaald, of - soms letterlijk - op het kerkhof ligt.

Een gebied waarop dit principe nog niet wordt toegepast, maar waarbij dat wel zou kunnen, is dat van de afvalverwerking. Beperken we ons in dit verband tot huishoudelijk afval, dan kan gesteld worden, dat de kosten van afvalverwerking nu door de burger worden betaald via het reinigingsrecht. Veelal gaat het daarbij om een vast bedrag per huishouden, ongeacht de grootte van dat huishouden of de hoeveelheid aangeboden afval.

Differentiatie in het reinigingsrecht is uiteraard mogelijk, maar een eenvoudige zaak is dat zeker niet. **Renaud en De Jonge** [1] wijzen in dezen op de mogelijkheid, een gedifferentieerd tarief voor het ophalen van huishoudelijk afval in te voeren op basis van gewicht. Hoewel een dergelijk systeem flinke technische en organisatorische problemen met zich meebrengt [1] is het wel realiseerbaar. (In het kader van het NOH wordt thans een proefproject overwogen).

Echter, langs deze weg wordt geen onderscheid gemaakt tussen meer of minder schadelijke afgedankte produkten, de aanwezigheid van schaarse, waardevolle materialen in het aangeboden afval, etc. Wel is te verwachten dat men invoering van zo'n systeem zware voorwerpen (bijvoorbeeld glazen flessen) eerder buiten de afvalbak zal houden.

Verder zou in dezen uiteraard de regelgeving moeten worden aangepast.

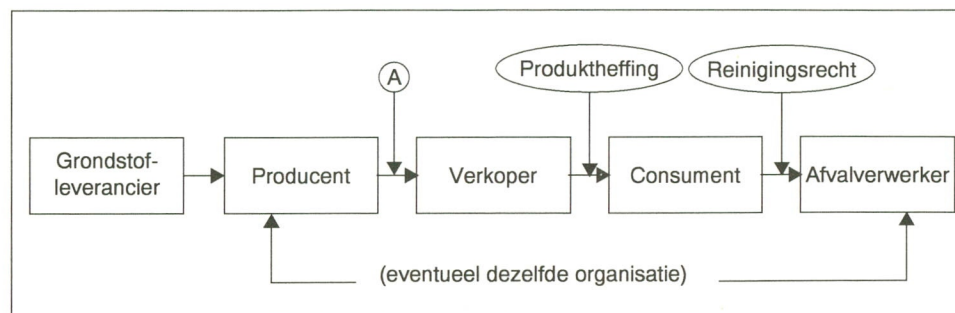
Een andere benaderingswijze - die in principe naast de vorige kan worden toegepast - is de doorberekening van de afvalverwerkingskosten in de produktkosten. Dit laatste is het onderwerp van de onderhavige studie.

1 Probleemschets

Het vervangen van het reinigingsrecht door een produktheffing zou kunnen plaatsvinden voor enkele produkten, die in het afvalstadium bijzondere problemen opleveren. Bijvoorbeeld omdat zij schadelijke emissies opleveren (batterijen, PVC), volumineus zijn (schuimplastics), of moeilijk verwerkbaar (autobanden), etc. Een andere, bredere opstelling zou kunnen zijn, dat men er naar streeft het reinigingsrecht grotendeels, en op den duur mogelijk als geheel, te elimineren en te vervangen door een stelsel van produktheffingen.

Dit tweede concept is uiteraard veel ingrijpender. Het is, op dit deelgebied, echter wel de meest zuivere invulling van "de vervuiler betaalt".

Een principieel verschil tussen het reinigingsrecht en produktheffingen is, dat produktheffingen eerder in de keten plaatsvinden (figuur 1).



Figuur 1 Plaats van het reinigingsrecht en de produktheffing in het kader van integraal ketenbeheer

Vervanging van (een deel van) het reinigingsrecht door produktheffingen heeft een aantal effecten, die mede bepaald worden door het karakter van de heffing. In dit verband spelen de begrippen

- bestemmingsheffing,
 - regulerende heffing,
 - statiegeldsysteem,
 - retourpremiesysteem,
- een rol.

Een **bestemmingsheffing** heeft tot doel overheidsuitgaven te bekostigen. Een **regulerende heffing** is gericht op de beïnvloeding van het koop- en gebruiksgedrag (van consumenten en bedrijven).

Bij een **statiegeldsysteem** betaalt de consument bij aankoop van een produkt apart een bedrag, dat hij bij inlevering van dat produkt of de verpakking daarvan weer terugkrijgt.

Bij een **retourpremiesysteem**, tenslotte, ontvangt de consument bij inlevering een premie.

Bovenstaande definities uit [6] behoeven nadere nuancering. Zo kan van een bestemmingsheffing mede een regulerend effect uitgaan. En een statiegeldsysteem laat zich voor bepaalde klassen van produkten goed met een retourpremiesysteem combineren.

In de loop van deze studie is gebleken, dat in het bijzonder bij consumentenartikelen, een bestemmingsheffing ten behoeve van de kosten van afvalverwerking vrijwel altijd zó laag uitvallen dat er, althans bij de huidige financiële verhoudingen, geen regulerend effect van uitgaat [1, 2].

Voorwaarde voor milieuvriendelijke afvalverwerking is veelal, dat het afgedankte produkt gescheiden wordt ingezameld. Dat is uiteraard slechts voor een beperkt aantal produkten realiseerbaar, en het is daarom zaak, deze zorgvuldig te kiezen. Die gescheiden inzameling zou onder andere geëffectueerd kunnen worden door statiegeldsysteem [3, 4]. Los van een statiegeldsysteem, danwel in combinatie daarmee, kan een retourpremiesysteem¹⁾ worden ingevoerd. De consument ontvangt dan een premie bij inlevering van het afgedankte produkt. Of die premie deel uitmaakte van eerder betaald statiegeld, danwel uit de algemene middelen

¹⁾ De gedachte van een systeem als hier beschreven werd, zij het onder toepassing van wat andere terminologie, door TNO in 1988 gelanceerd [5].

(bijvoorbeeld het reinigingsrecht) wordt gefinancierd is in wezen niet relevant. Echter, wanneer de premie deel uitmaakte van het eerder beschouwde statiegeld, dan kan men het verschil tussen statiegeld en retourpremie als heffing beschouwen. En bij een groot tijdsverloop tussen aanschaf en afdanken wordt die heffing in feite verhoogd met de rente over het statiegeld.

Optimale verwerking van afval is overigens pas mogelijk, wanneer al vanaf het ontwerpstadium rekening wordt gehouden met de eigenschappen, die het afgedankte produkt moet bezitten [5]. Dit aspect van het integrale ketenbeheer zou kunnen worden bevorderd, door de producent verantwoordelijk te stellen voor de milieuvriendelijke afvalverwerking van de door hem gefabriceerde produkten. De invulling daarvan kan plaatsvinden door producent en afvalverwerker deel uit te laten maken van dezelfde organisatie, of zelfs rechtspersoon (figuur 1).

In het voorgaande is reeds gesteld, dat van het integreren van de kosten en baten van afvalverwerking in productprijzen weinig regulerend effect zal uitgaan voor wat betreft de verkoop van produkten, althans bij de huidige financiële verhoudingen. Zo kost het verwerken van een Ni/Cd batterij langs de hydro-metallurgische route (TNO-proefinstallatie) ongeveer evenveel als het nikkel en cadmium oplevert. Zo'n bedrijf speelt dus ongeveer quitte, maar de verwerkingskosten bedragen slechts enkele centen voor een batterij van f 5,- à f 6,-. En ook met de inzameling is per batterij slechts een gering bedrag gemoeid, zodat in totaal de bestemmingsheffing f 0,10, hooguit f 0,20 zou kunnen bedragen.

In dit verband is het echter relevant, dat deze f 0,10 à f 0,20 slechts ten dele de werkelijke kosten representeren, die met milieuvriendelijke afvalverwijdering gepaard gaan. Immers - zelfs al wordt per batterij ook nog eens een flink bedrag aan statiegeld geheven - **alle** batterijen zullen nooit terugkomen. En juist die weinige batterijen, die niet terugkomen kunnen grote maatschappelijke schade veroorzaken. Denk bijvoorbeeld eens aan batterijen als zwerfvuil in de natuur, of aan een enkele batterij, die in het GFT-afval terechtkomt!

Uiteraard zijn meer van dit soort voorbeelden te bedenken. Te zamen leiden die dan tot de conclusie, dat dit soort schaden "groot", maar tevens niet redelijk vooraf kwantificeerbaar zijn.

De gevolgtrekking die hier redelijkerwijs uit kan worden gemaakt is, dat een bestemmingsheffing wel degelijk aanzienlijk hoger mag zijn dan de directe afvalverwerkingskosten. Het meerdere zou dan voor algemener milieudoelinden kunnen worden benut.

Een volgend aandachtspunt betreft de exportartikelen. Bij het ontbreken van internationale afspraken op dit gebied zou men kunnen overwegen, de heffing te leggen op het te exporteren produkt - dus vóór de verkoper (A in figuur 1). Daarbij moet echter bedacht worden, dat groothandels- en in het bijzonder exportprijzen véél gevoeliger zijn dan consumentenprijzen. Zo zou een opslag van hooguit enkele dubbeltjes op een kg varkensvlees voldoende zijn, om de varkensdrijfmest te verwerken tot gedroogde mestkorrels. Op de consumentenprijs is dat geen bezwaar. Echter, over exportprijzen wordt om centen per kg onderhandeld, en zo'n opslag zou de export zonder meer ernstig schaden - tenzij in dezen internationale afspraken worden gemaakt.

Dit betekent dat er, zolang geen internationale afspraken bestaan op dit gebied, grote terughoudendheid geboden is bij implementatie van dit principe op andere dan consumentengoederen. Vooralsnog zal daarom deze studie tot consumentprodukten worden beperkt.

2 Kosten en baten van afvalverwerking

Indien de kosten van afvalverwerking zichtbaar gemaakt moeten worden in de produktprijzen, dan rijst de vraag op welke wijze deze kosten kunnen worden bepaald. Met name voor de onderhavige doelstelling zou het gewenst zijn, een methode te ontwikkelen voor de toerekening van kosten, die toepasbaar is voor een brede range van produkten.

Kosten en baten van individuele afvalfen zijn situatie-afhankelijk. Niet alleen variëren de verwijderingskosten per methode en per regio, ook de mogelijke baten zijn in het algemeen van zeer toevallige factoren afhankelijk en kunnen sterk fluctueren. Een voorbeeld hiervan is de opbrengst van oud papier. Afhankelijk van im- en exportmogelijkheden kan de prijs variëren van praktisch nihil tot circa f 100/ton voor bont papier.

Bij hout geldt, dat de transportkosten een belangrijke beperkende factor zijn voor de benutting van oud hout. Dit betekent dat de aanwezigheid van lokale hergebruiksmogelijkheden doorslaggevend is.

De kosten van afvalverwerking worden in deze studie berekend aan de hand van drie *rekenmodellen*.

In het eerste rekenmodel, het *verwerkingskostenmodel (A)* wordt in het uiteindelijke berekende resultaat geen onderscheid gemaakt wordt naar type of samenstelling van de afvalstof. Op basis van gewicht wordt een vast bedrag berekend, dat netto nodig is voor afvalverwerking.

Een tweede rekenmodel wordt gevormd door uit te gaan van de kosten van een sluitend hergebruikssysteem: het *hergebruikskostenmodel (B)*. Daarbij worden de kosten gebaseerd op een verwerkingsstructuur waarbij de inzameling en de bewerking gericht is op een maximale vorm van hergebruik. Omdat deze benadering niet produkt-specifiek is, kunnen alleen de hergebruiksroutes van de bulkmaterialen meegenomen worden.

Het kenmerk van dit model is, dat nu juist wèl onderscheid per afvalstof wordt gemaakt. De kosten van afvalverwerking worden daarbij gekarakteriseerd als

$$\sum_{i=1}^n g_i k_i + R, \text{ waarin } g \text{ het gewicht en } k \text{ de kosten voorstelt. De index } i = 1 \text{ tot en}$$

met n staat voor de verschillende afvalfracties; R zijn de kosten voor afvalverwerking die toegerekend moeten worden aan de materialen die niet hergebruikt kunnen worden. Een dergelijk model heeft dus betekenis omdat het het maximaal haalbare aangeeft indien grondstof en energiebesparing absolute prioriteit krijgen. Een derde "model" wordt gevormd door concreet de kosten en baten te bepalen voor de afzonderlijke relevante produkten. In de case studies wordt dit model verder uitgewerkt. Denkbaar is dat deze aanpak niet voor ieder produkt afzonderlijk wordt toegepast, maar dat een uitwerking voor een "produktgroep" gekozen wordt: het *produktkostenmodel (C)*.

2.1 Rekenmodel voor kosten en baten van afvalverwerking in de huidige situatie (verwerkingskostenmodel, A)

Voor het totale veld van afvalverwerking geldt dat de kosten vele malen groter zijn dan de baten. Uitzonderingen op deze regel zijn afvalstromen of afgedankte voorwerpen met een hoge intrinsieke waarde. Voorbeelden van deze laatste categorie zijn onder andere fotochemicaliën (zilver), kabels (koper en lood), schakelmateriaal (goud, zilver, platina).

Het traject van afvalverwerking kan worden onderverdeeld in de volgende stappen:

- inzameling;
- transport en overslag;
- bewerking en verwijdering.

Inzameling

De huidige realiteit in Nederland laat een bonte verzameling van inzamelvarianten zien. Voor een belangrijk deel wordt dit veroorzaakt door het feit dat de lokale overheid primair verantwoordelijk is voor de inzameling van huishoudelijk afval.

De belangrijkste variabelen zijn in dit verband:

- integrale of gescheiden inzameling;
- scheidingsregels bij gescheiden inzameling;
- frequentie van inzameling;
- haal- en brengsystemen;
- voorwaarden (bijvoorbeeld de grootte van de voorwerpen, wijze van verpakking, openingstijden van depots bij brengsystemen etc.).

Tabel 1 geeft de kosten van inzameling voor een aantal varianten.

Tabel 1 Inzamelkosten

Variant	f/ton	Ref.
Integraal	60 - 80	[7, 8]
Gescheiden inzameling	100 - 170	[8, 9]
Grof afval apart	100	[7]

In tabel 2 is de onderlinge kostenverhouding van een aantal varianten op het gebied van gescheiden inzameling weergegeven [8].

Tabel 2 Verhouding van kosten van gescheiden inzameling

integraal	1
GFT 1x/week; rest 1x per week	1,75
GFT 1x/week; rest 1x per 2 weken	1,5
GFT 1x/2 weken; rest 1x per week	1,45
GFT 1x/2 weken; rest 1x per 2 weken (alternerend)	1,15
duobak	1,15

Transport en overslag

De kosten van transport en overslag zijn in principe afhankelijk van de toegepaste middelen, de schaalgrootte en de transportafstand. Uit de geraadpleegde studies blijkt dat de kosten variëren van f 10 tot f 40 per ton [8, 10, 11].

Bewerking en verwijdering

In het verlengde van de verzameling van inzamelvarianten is er ook sprake van een verzameling van bewerkings- en verwijderingsvarianten.

Tabel 3 geeft een overzicht van de te verwachten kosten van de verschillende mogelijkheden [7, 8, 9, 12].

Tabel 3 Kosten van afvalbewerking en -verwijdering

	f/ton
composteren	40 - 90
verbranden	80 - 200
verbranden (chemisch afval)	300 - 800
storten	25 - 60
storten (chemisch afval)	> 380

Opbrengsten

Een groot aantal fracties en componenten uit het afval kan worden ingezet als secundaire grondstof. In principe vormt daarbij de marktprijs van de te vervangen maagdelijke grondstof een bovengrens voor de eventuele opbrengst.

Meestal echter zal er sprake zijn van een lagere opbrengst. Dit wordt veroorzaakt door een andersoortige specificatie, de aanwezigheid van verontreinigingen en een groter (aansprakelijkheids)risico verbonden aan het gebruik van een secundaire grondstof.

Opbrengstprijzen kunnen zeer sterk variëren, afhankelijk van het internationale spel van vraag en aanbod. Opbrengstcijfers die in deze paragraaf worden genoemd moeten daarom beschouwd worden als indicatieve rekengrootheden.

In tabel 4 zijn een aantal opbrengstcijfers weergegeven.

Tabel 4 Opbrengsten van een aantal secundaire grondstoffen

	f/ton
papier	20 - 60
glas	30 - 60
blik	30 - 60
kunststoffen	0 - 300
compost	0 - 30
textiel	0 - 100
hout	0
non-ferro	1000 - 4000

*Toerekeningsmodel op basis van huidige situatie
(model A, verwerkingskostenmodel)*

De toerekening is gebaseerd op de werkelijke situatie. Dit betekent dat zowel voor inzameling, verwijdering en hergebruik gebruik wordt gemaakt van gewogen cijfers, dat wil zeggen cijfers, die het percentage inzameling en hergebruik representeren. Verder wordt bij de kosten van verbranden en storten uitgegaan van een voorzieningenniveau overeenkomstig de huidige richtlijnen. Van de kosten, genoemd in tabel 1 en 3 zijn bij de berekeningen in tabel 6 de maximale waarden aangehouden. Voor wat betreft de baten is in tabel 7 van de gemiddelden uit tabel 4 uitgegaan. Bovengenoemde aannamen kunnen derhalve als "conservatief" worden aangemerkt.

Voor de bepaling van een "gewogen" percentage hergebruik van de diverse fracties (die aanleiding geven tot de baten) is uitgegaan van de geschatte hoeveelheden hergebruik van huishoudelijk afval, grof afval en k.w.d. afval (tabel 5, [16]).

Tabel 5 Hoeveelheden hergebruik per afvalstroom

	h.h.a.	Grof afval	k.w.d.	10 ³ ton/jaar totaal
papier	535	15	380	930
glas	210	—	30	240
textiel	35	—	—	35
GFT	33	—	—	33
kunststof	—	—	2	2
hout	—	15	—	15
ferro	—	55	50	105

Tabel 6 Kosten van afvalverwerking in guldens per ton afval

1. Inzameling		
– integraal	65% à f 80 = f 52	
– gescheiden	25% à f 170 = f 42,50	
– grof afval	10% à f 100 = f 10	
Subtotaal inzamelkosten		f 105
2. Transport	f 25	
Subtotaal transportkosten		f 25
3. Verwijdering		
– verbranden	60% à 200 = f 120	
– storten	40% à 60 = f 14	
Subtotaal verwijderingskosten		f 144
Gemiddelde gewogen kosten per ton		f 275

Tabel 7 Baten van afvalverwerking

Fractie	Aandeel hergebruik betrokken op integraal consumptie afval in procenten	Opbrengst van secundaire grondstof guldens/ton	Opbrengst per ton afval guldens/ton
papier	11	40	4,40
glas	2,8	45	1,26
ferro	1,3	45	0,59
kunststoffen	nihil	150	nihil
compost	0,4	15	0,06
textiel	0,4	50	0,20
hout	0,2	nihil	nihil
non-ferro	nihil	2.000	nihil
gemiddelde opbrengst			f 6,51

Met de term “integraal consumptie-afval” wordt bedoeld het totaal van huishoudelijk afval, grof afval en kantoor-, winkel- en dienstenafval.

Het blijkt dus dat de totale afvalverwerkingskosten minus de baten geraamd kunnen worden op circa **f 270/ton**, dus **f 0,27/kg**.

Bij sterke toename van het aanbod van afvalcomponenten, tengevolge van een sterkere politieke wens tot hergebruik kunnen de opbrengstprijzen overigens sterk dalen.

Het zal duidelijk zijn dat bovenstaande berekening slechts een orde van grootte aangeeft voor de grootte "kosten - baten". Voor deze studie is zo'n benadering toereikend omdat het doel is, een macro-economische grondslag voor een heffing te bepalen.

2.2 Rekenmodel voor kosten en baten van afvalverwerking bij maximaal hergebruik (hergebruikskostenmodel, B)

Uitgangspunt is nu maximaal hergebruik. De kosten (en baten) die gemeoid zijn met de keten van handelingen (inzamelen, transporteren en bewerken) weerspiegelen dan het niveau van kosten die behoren bij een maatschappelijke prioriteitsstelling van maximale grondstof- en energiebenutting en minimale restverwerking.

Een belangrijk knelpunt bij de gedachtenvorming over een dergelijk hergebruik-systeem is dat het principieel onmogelijk is om per afvalstof of per afvalfractie een onafhankelijk systeem te definiëren.

Er is een grote mate van onderlinge samenhang en afhankelijkheid tussen de verschillende processtappen. Inzameling van een specifieke huishoudelijke afvalstof kan niet los worden gezien van het totale inzamelplaatje, terwijl ook de verwerking van een specifieke afvalstof tot secundaire grondstof niet los gezien kan worden van de verwerking van een daarop gelijkende afvalstof van een andere herkomst.

In concreto:

éénzelfde afvalstof, bijvoorbeeld papier, kan uit veel verschillende bronnen afkomstig zijn, en vervolgens voor tal van verschillende doeleinden worden hergebruikt.

Om deze moeilijkheid te vermijden en niettemin een doorzichtig referentiesysteem te ontwerpen, worden de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- a. Inzameling geschiedt overeenkomstig thans bekende systemen.
- b. De noodzakelijk verdere scheiding en opwerking van de diverse afvalfracties geschiedt in een soort van "regionaal afvalstoffencentrum".
- c. Schaalgrootte vormt geen ontwerpparameter voor het referentiemodel.

Verder is in deze studie uitgegaan van globale recyclingskosten per afvalstof, op basis van de thans meest gangbare methoden voor de fracties genoemd in tabel 8.

De opzet daarvan ziet er schematisch als volgt uit:

1. Bepaling van de te beschouwen afvalstoffen of clusters daarvan.
2. Bepaling van het aandeel terugwinbare componenten in deze afvalstoffen.
3. Vaststellen van de benodigde processtappen in het totale traject van inzamelen tot secundaire grondstof.
4. Toerekenen van de verwerkingskosten aan de betreffende afvalstof.

De fracties die in deze beschouwing worden betrokken zijn weergegeven in tabel 8. Alleen herbruikbare "bulk" fracties worden in de beschouwing meegenomen. Specifieke componenten en milieugevaarlijke stoffen worden in dit model verwaarloosd.

Tabel 8 Herbruikbare fracties in het hergebruikskostenmodel (B)

papier
glas
kunststoffen (PE, PP, PVC, PS)
GFT
textiel
hout
aluminium
ferro
koper

Tabel 9 geeft het resultaat van de op deze wijze berekende afvalverwerkingskosten.

Tabel 9 Afvalverwerkingskosten (gericht op hergebruik van afzetbare grondstof)

Fractie	Kosten f/ton
GFT	195 - 250 ¹⁾
Glas	315 - 410 ²⁾
Papier	255 - 630 ³⁾
Kunststoffen	850 - 1250
Ferro	150 - 210
Non-ferro	215 - 375
Textiel	500 - 1100
Hout	220 - 330

¹⁾ Bij wekelijkse inzameling.

²⁾ Haalsysteem, gevolgd door scheiding op kleur.

³⁾ Intensief haalsysteem.

Bij de afvalverwerkingskosten is geen rekening gehouden met eventuele opbrengsten.

Een probleem bij het bepalen van de afvalverwerkingskosten betreft de inzamelkosten. Hoeveel kost het extra om de laatste beetje uit de markt te halen? Bij maximaal hergebruik zullen met name de inzamelkosten sterk stijgen. Om dit mee te nemen is bij de inzameling uitgegaan van de kosten bij intensieve inzameling, zonder dat hierbij een garantie voor 100% inzameling kan worden gegeven.

***Toerekeningsmodel op basis van maximaal hergebruik
(model B, hergebruikskostenmodel)***

In dit model wordt vanaf het begin onderscheid gemaakt tussen de fracties die kunnen worden herwonnen.

In tabel 10 zijn de kosten en baten van de verschillende fracties samengevat. Voor de kosten zijn de maximale waarden van tabel 9 gekozen.

In dit geval zijn de baten voor de meeste fracties gelijk aan die, welke bij het verwerkingsmodel (2.1) zijn gebruikt. Daarbij vormen kunststoffen en non ferro een uitzondering, omdat mag worden aangenomen dat het proces van gescheiden inzameling en opwerking zal leiden tot een hogere kwaliteit, en daarmee tot een hogere verkoopwaarde.

Tabel 10 Kosten en baten van verwerking van afvalfracties (gebaseerd op de maximale verwerkingskosten uit tabel 8)

Fractie	Verwerkingskosten f/ton	Baten f/ton	Netto kosten f/ton
gft	250	10	240
glas	410	45	365
papier	630	30	600
kunststoffen	1250	500	750
ferro	210	45	165
non ferro	375	3000	-2625
textiel	1100	50	1050
hout	330	—	330
rest	270	—	270

Toerekening van de afvalverwerkingskosten aan een willekeurig consumptiegoed kan nu geschieden door op grond van de samenstelling van het produkt een procentuele toewijzing te berekenen. Voor de materiaalfracties die volgens dit model niet hergebruikt kunnen worden kan dan model A toegepast worden.

Ter verduidelijking de volgende voorbeelden.

Voorbeeld 1:

Stel Shampoo-fles. Het produkt bestaat uit circa 500 ml shampoo en 50 gram kunststof verpakking. Het produkt telt niet mee in deze berekening. De toe te rekenen afvalverwerkingskosten bedragen $50 \cdot 10^{-6} \cdot 750 = f\ 0,04$.

Voorbeeld 2:

Een pak luiers bestaat uit 2 kg papier en 200 gram kunststof. Het toe te rekenen bedrag wordt nu $2 \cdot 10^{-3} \cdot 600 + 200 \cdot 10^{-6} \cdot 750 = f\ 1,20 + f\ 0,15 = f\ 1,35$.

Voorbeeld 3:

Een krop sla in een kunststof verpakking van 10 gram weegt 200 gram. Circa 10% van de sla wordt afval. Het toe te rekenen bedrag wordt nu $20 \cdot 10^{-6} \cdot 240 + 10 \cdot 10^{-6} \cdot 750 = f\ 0,01$ (alleen de kunststof blijkt invloed te hebben!).

2.3 Rekenmodel voor kosten en baten van afvalverwerking voor afzonderlijke produkten (produktkostenmodel, C) aan de hand van twee cases

Bij dit model worden de specifieke produktkenmerken wel in beschouwing genomen. Grondslag van de berekening zijn nu de kosten die gemaakt moeten worden om het produkt te ontmantelen en te scheiden in herbruikbare fracties.

Voor de uitwerking van de methodiek met behulp van twee cases is gekozen voor de volgende produkten:

- fluorescentielampen;
- huishoudelijke apparatuur met oplaadbare batterijen.

Fluorescentielampen

De groep van fluorescentielampen omvat diverse typen. De meest voorkomende is de bekende TL buis, reden om deze case studie verder uit te werken op basis van dit type.

De jaarlijkse afvalhoeveelheid bedraagt circa 8 miljoen stuks. Zowel het aanwezige kwik als het fluorescentiepoeder kunnen bij de afvalverwijdering een onacceptabele milieubelasting opleveren. Dit betekent dat een speciale verwerking van het afvalprodukt alleen al uit emissie-oogpunt gerechtvaardigd is.

De gemiddelde samenstelling van de TL buis is in tabel 11 weergegeven.

Tabel 11 Samenstelling TL buis in gewichtsprocenten

Glas	90%
Non-ferro	2%
Chemisch afval (onder andere fluorescentiepoeder)	8%

Het grootste gedeelte van het poeder (circa 5 gram per buis) bestaat uit fosfor-, cadmium- en magnesiumoxiden. Tevens bevat het poeder sporen zware metalen. Daarnaast bevat de buis gemiddeld circa 20 mg Hg.

Voor het afvalverwerkingsproces kan uitgegaan worden van het LumenEx proces. Hierbij worden de lampen gebroken en gescheiden in schroot en glas. Het glas wordt vervolgens ontstof.

De verwerkingskosten van de buis bedragen volgens opgave van LumenEx 55 ct. Het glas en het schroot worden afgezet. De restfractie, bestaande uit het fluorescentiepoeder, wordt als chemisch afval verwijderd. Voor het inzamelen moet gerekend worden met een bedrag van 5 ct, zodat het totaal gecijferd wordt op 60 ct.

Een vergelijking van de verschillende berekeningsgrondslagen van de kosten en baten voor afvalverwerking, zoals deze gepresenteerd zijn, is nu mogelijk.

In tabel 12 zijn de uitkomsten voor de fluorescentielamp samengevat.

Tabel 12 *Heffingsgrondslag voor de fluorescentielamp volgens de besproken methoden*

Verwerkingskostenmodel (A) (basis 200 g per buis)	5,4 cent
Hergebruikskostenmodel (B)	6,6 cent
Produktkostenmodel (C), case studie	60 cent

Duidelijk is dat de produkt-specifieke benadering leidt tot een veel hogere heffingsgrondslag dan de twee andere methoden. Verder is het verschil tussen deze twee algemene methoden (model A en B) verwaarloosbaar.

Mede gelet op het ontbreken van substitutiemogelijkheden zal zelfs de hoogste heffing, van circa 6% van de verkoopprijs (die hier op f 10,= is gesteld) vermoedelijk weinig invloed uitoefenen op het consumptiepatroon. Daarom kan de heffing in dit geval vrijwel geheel als een bestemmingsheffing worden beschouwd.

Huishoudelijke apparatuur met ingebouwde oplaadbare batterij

Deze produktgroep is aanzienlijk moeilijker te specificeren dan de vorige. Talloze verschillende apparaten behoren tot deze groep. Voor een nadere afbakening is gekozen voor apparatuur met **ingebouwde** oplaadbare batterij. De beschouwde groep bestaat uit de volgende apparaten:

Keukenapparatuur

mixer, staafmixer, blikopener, kruimelzuiger, elektrisch mes.

Persoonlijke verzorging

tandenborstel, scheerapparatuur, baardtrimmer, tondeuze, monddouche.

Hobby

heggeschaar, kantesnijder, boormachine, schroevendraaier.

Tot 1990 bestond de groep keukenapparatuur uitsluitend uit de kruimelzuiger. De consumptie daarvan bedroeg circa 400.000 stuks/jaar.

Over andere apparaten zijn geen specifieke gegevens bekend.

Het aanbod van deze apparatuur als afval is nog zeer gering. Er wordt uitgegaan van een huidig totaal aanbod van circa 200.000 stuks/jaar, voornamelijk bestaande uit kruimelzuigers. Om deze reden is voor deze case gekozen voor de kruimelzuiger als referentieprodukt.

De bruto samenstelling van een kruimelzuiger is weergegeven in tabel 13.

Tabel 13 Samenstelling van kruimelzuiger in gewichtsprocenten

Kunststof	51%
Ferro	21%
Non-ferro	16%
Rest	12%

Bij de verwerking van de apparatuur vormt de demontage van de batterijen de essentiële stap. Op dit moment is er nog geen verwerking van Ni-Cd batterijen mogelijk. Voorlopig worden de batterijen opgeslagen in de C2 deponie.

De kunststoffractie en de non-ferro fractie bieden voorlopig op grond van hun samenstelling weinig perspectief tot hergebruik van deelfracties. Daarom bestaat in deze case de verwerking van het huishoudelijk apparaat uit de demontage en de verwijdering van de Ni-Cd batterijen. De overige fracties moeten voorlopig nog worden verbrand of gestort.

De totale kosten worden geraamd op 285 cent per kg in geval van tijdelijke opslag van de batterijen, of 245 cent per kg als een verwerkingsfaciliteit voor de batterijen beschikbaar zou zijn.

In tabel 14 zijn de uitkomsten van de verschillende rekenmodellen voor een huishoudelijk apparaat met ingebouwde oplaadbare batterij samengevat.

Tabel 14 Heffingsgrondslag voor de huishoudelijke apparatuur met ingebouwde oplaadbare batterij volgens de verschillende methoden

Verwerkingskostenmodel (A) (basis 719 gr)	19 cent
Hergebruikskostenmodel (B)	13 cent
Produktkostenmodel (C), case studie	285/245 cent

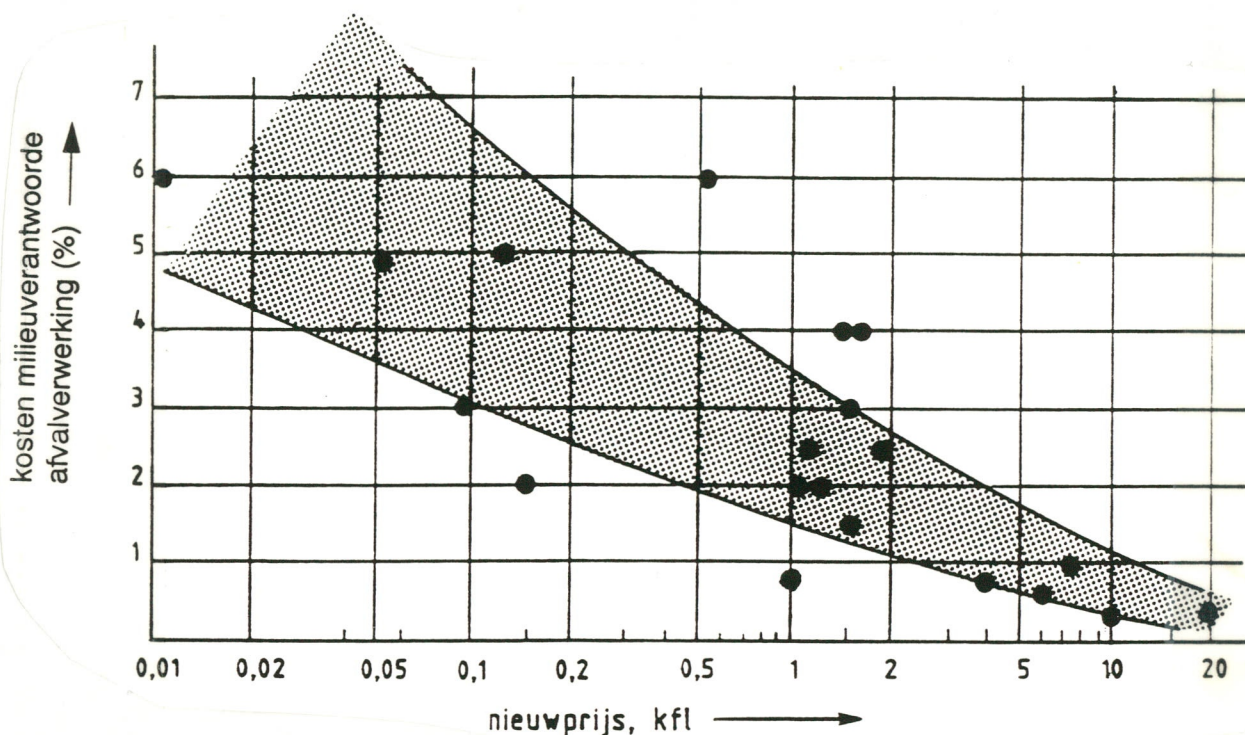
Duidelijk is dat de produkt-specifieke benadering ook bij deze case leidt tot een veel hogere heffingsgrondslag dan de twee andere methoden. Tevens blijkt ook in dit geval dat het verschil tussen deze twee algemene methoden (model A en B) verwaarloosbaar is.

De verkoopprijs is hier gesteld op f 50,- à f 95,-; mede gelet op het ontbreken van substitutiemogelijkheden zal zelfs de hoogste heffing van circa 3 à 5% daarvan weinig invloed uitoefenen op het consumptiepatroon. De heffing kan ook in dit geval vrijwel als een bestemmingsheffing worden beschouwd.

Vergelijking uitkomsten produktkostenmodel (C) met andere gegevens

Voorlopig kan worden vastgesteld, dat voornoemde 5% enige overeenstemming vertoont met andere recente schattingen. Zo is door VROM overleg gevoerd met de bandenbranche over een convenant dat zou moeten leiden tot een "verwijderingsbijdrage" van circa 5% door de consument. Hiermee zou de herverwerking worden gefinancierd [13]. Een samenvatting van een aantal cijfers betreffende

kosten van milieuvriendelijke afvalverwerking [14, 15] is gepresenteerd in figuur 2. De gegevens van de onderhavige case studies zijn daarin mede verwerkt.



Figuur 2 Grove indicatie van het verband tussen nieuwprijs en de procentuele kosten van milieuverantwoorde afvalverwerking

3 Integratie van netto-kosten van afvalverwerking in produkt prijzen

Uit de vorige paragraaf is gebleken dat de kosten van afvalverwerking berekend volgens het verwerkingskostenmodel (A) en het hergebruikskostenmodel (B) elkaar in de twee onderzochte cases weinig ontlopen; daarom kan vooralsnog met één van beide modellen worden volstaan.

Daarbij ligt het in dit verband voor de hand te kiezen voor het algemeen toepasbare model A, dat gebaseerd is op een niet produktspecifieke grondslag voor de heffing. Het grote voordeel van dit model ten opzichte van B is het administratieve gemak waarmee het kan worden ingevoerd. Verder is A realistischer dan B omdat momenteel de meeste produkten niet gescheiden worden ingezameld.

Dit impliceert dat bij alle afval van produkten die niet tot categorie C behoren een heffing kan worden opgelegd op basis van het gewicht van het afval.

Het produktkostenmodel (C) daarentegen, is gebaseerd op de werkelijke kosten van verwerkingstechnieken. Bij de onderzochte case-studies is een aantal kostencomponenten van afvalverwerking onderscheiden:

- Bij kruimelzuigers bedragen de kosten van inzameling en ontmanteling f 2,34 per stuk. Bij de verwerking blijkt vooral de ingebouwde batterij een grote kostenfactor te zijn: f 0,41 per stuk. De verwerking van de rest van de kruimelzuiger kost vervolgens niet meer dan 12 cent per kruimelzuiger. In totaal komen de netto-kosten van afvalverwerking voor kruimelzuigers daarmee op f 2,86 per stuk. Uitgaande van een gemiddelde prijs van f 75,= per stuk betekent dit 3,8% van de verkoopprijs.
- Bij fluorescentielampen zijn de afvalverwerkingskosten in totaal op 60 cent berekend. Hiervan heeft 55 cent betrekking op de verwerkingskosten en 5 cent op de inzamelkosten. Dit houdt in dat de totale kosten ongeveer 6% van de verkoopprijs van het produkt (van f 10,=) bedragen. Dit is globaal een factor 10 hoger dan de kosten berekend volgens zowel model A of B.

Daarmee komt de vraag aan de orde voor welke produkten (en produktgroepen) de afvalverwerkingskosten via model A danwel via model C kunnen worden benaderd. In dit verband worden vooralsnog alleen consumentenartikelen in beschouwing genomen.

Voorgesteld wordt met model C uitsluitend complexe consumentenartikelen in beschouwing te nemen. In het algemeen worden deze gekenmerkt door een grote variëteit van materialen en een relatief aanzienlijke milieubelasting bij de verwijdering. In de praktijk betreft het hier vaak langcyclische produkten, zoals bruin- en witgoed. Daarnaast leent model C zich ook uitstekend om de afvalverwerkingskosten van het chemisch afval (KCA) van gezinshuishoudens te benaderen.

De inperking van de produkten die zich derhalve lenen voor een produktspecifieke benadering (met model C), levert voorlopig de volgende lijst van produkten op. Dit houdt echter tevens in dat de overige produkten (automatisch) met model A dienen te worden benaderd. De lijst voor model C noemen we gemakshalve de "positieve lijst".

Positieve lijst:

a. Lang-cyclische (consumenten)produkten:

- bruingoed
- witgoed
- transportmiddelen
- meubilair
- doe-het-zelf apparatuur

b. Chemisch afval (KCA):

- TL buizen
- gloeilampen
- batterijen
- aanstekers

Omdat bij deze produkten gescheiden inzameling een minimumvoorwaarde is, is een produktheffing "sec" in dit geval niet geschikt. Hiervoor leent eerder genoemde statiegeldsysteem zich beter. Dit houdt in, dat op de verkoopprijs van het betreffende produkt een opslagpercentage wordt gelegd, waarin de kosten van milieuverantwoorde afvalverwerking en tevens de kosten van organisatie en financiering van het statiegeldsysteem zelf zijn verwerkt. Een deel van dat bedrag, de retourpremie, ontvangt men bij inlevering terug.

Het retourpremiesysteem wordt aldus als onderdeel van een statiegeldsysteem beschouwd en niet als een zelfstandig economisch instrument.

3.1 Heffing op consumentenartikelen: concrete uitwerking en eerste grove schatting

Teneinde een eerste grove schatting te kunnen maken van de opbrengst van een heffing op consumentenartikelen c.q. op door de consument geproduceerd afval, is aansluiting gezocht bij de lijst van 29 categorieën van afvalstoffen [17] die uitgangspunt vormt van het afvalstoffenbeleid van het Ministerie van VROM.

Allereerst zijn de 29 afvalstoffen ingedeeld naar produkten/afvalstromen die in aanmerking komen voor een model A of C benadering, danwel afvalstromen die voor het onderzoek niet relevant zijn (tabel 15). De laatste categorie betreft voornamelijk bedrijfsafvalstromen.

Vervolgens zijn de produkten van de "positieve lijst" vergeleken met de prioritair afvalstoffen die in aanmerking komen voor een model C benadering. Geconstateerd kan worden dat er twee verschillen bestaan. Met name afgewerkte olie en HKW afvalstoffen komen op de "positieve lijst" niet voor. Beide afvalstoffen zijn moeilijk in concrete produkten te vertalen. Zo'n vertaling is echter nodig om in de berekening te kunnen worden meegenomen. Daarom blijven deze stoffen in de verdere berekeningen buiten beschouwing. Wat betreft het chemisch afval kan worden geconstateerd dat de "positieve lijst" uitgebreider is dan die van tabel 15.

Tabel 15 Overzicht prioritaire afvalstoffen ingedeeld naar model A of C

De prioritaire afvalstromen ¹⁾	Model
1. Afgewerkte olie	C
2. Autobanden	C
3. Autowrakken	C
4. Baggerspecie	—
5. Batterijen	—
6. Bouw- en sloopafval	—
7. Dierlijke mest	—
8. Ferro in huishoudelijk afval (vooral blik)	A
9. Fosforzuurgips	—
10. Glas (eenmalig)	A
11. Grof huisafval	A (50%)
12. Halogeenkoolwaterstof houdende afvalstoffen	C
13. Huishoudelijk afval	A
14. Jarosiet	—
15. Kantoor-, winkel-, en dienstenafval	A
16. Kunststofafval	A
17. Oud papier/karton	A
18. Oxykalkslik	—
19. Scheepvaartafvalstoffen (chemicaliën)	—
20. Shredderafval	C
21. Slak en vlieggas van verbranding huishoudelijk- en bedrijfsafval	—
22. Spuitafval/verf	—
23. Straalgrit	—
24. Veegafval, marktafval, plantsoenafval, drijfafval, bagger en putmodder	—
25. Verontreinigde grond	—
26. Verpakkingsafval	A
27. Vlieggas kolencentrales	—
28. Ziekenhuisafval	—
29. Zuiveringslib	—

— Niet relevant in dit onderzoek

¹⁾ Kamerstukken II, 1988-1989, 20 877, nr. 2.

Berekeningsgrondslagen

(i) Verwerkingskostenmodel (A)

Uit de lijst met categorieën van afvalstoffen die tot het afval van consumenten behoren en met model A benaderd kunnen worden, zijn de volgende afvalstromen opgenomen (in 1.000 ton/jaar):

— huishoudelijk afval zonder GFT-afval	2780
— grof huisafval	300 ¹⁾
— kantoor-, winkel- en dienstenafval zonder GFT-afval	<u>1380</u>
	4460

Deze getallen zijn ontleend aan het RIVM-rapport [21], omdat de in [17] genoemde categorieën afvalstromen niet zonder meer bij elkaar mogen worden opgeteld, omdat dan dubbeltellingen zouden ontstaan.

(ii) *Produktkostenmodel (C)*

Teneinde voor alle produkten op de “positieve lijst” de opbrengst van de heffing te kunnen berekenen, dient allereerst inzicht te worden verkregen in het te hanteren heffingspercentage.

Omdat het aantal onderzochte cases veel te beperkt is om betrouwbare uitspraken te doen over de hoogte van dit percentage, is **aangenomen** dat het gemiddelde percentage van de verkoopprijs (zijnde circa 5%) toepasbaar is op de andere produkten in de prijsklasse van f 10,- à f 100,- die met model C worden benaderd. Genoemd percentage is waarschijnlijk echter te hoog voor de duurere artikelen, zoals elektronische apparatuur, of auto's (zie ook figuur 2). Daarom wordt als gemiddelde 4% aangehouden.

Daar het hier gaat om produkten waarvoor een statiegeldsysteem nodig is, dient een extra opslag op de prijs van het produkt te worden gezet, in verband met de organisatie, financiering, en dergelijke. Aangenomen is dat dit 1% extra kosten met zich meebrengt, zodat het totale heffingspercentage kan worden gesteld op gemiddeld 5%.

Bovengenoemde aannamen betekenen overigens wel dat de uitkomsten met de nodige voorzichtigheid dienen te worden geïnterpreteerd.

Berekeningen

(i) *Verwerkingskostenmodel (A)*

Teneinde de opbrengst van de heffing te kunnen berekenen voor produkten die met model A worden benaderd, dient inzicht te worden verkregen in het totale gewicht aan afval dat hiermee in 1990 gemoeid is. Het gewicht is immers de basis voor de berekening van de opbrengst van de heffing. De heffingsgrondslag is daarbij vastgesteld op 27 ct per kilo.

Zoals eerder reeds is aangegeven is het totale gewicht voor 1986 vastgesteld op 4,460 mld kilo. Het gewicht voor 1990 ligt hoger dan dat van 1986. Corrigeert men hiervoor met 2% per jaar, dan wordt het totaal $(1.02)^4 \times 4,460 = 4,828$ mld kg.

De totale opbrengst voor model A produkten kan dan worden geraamd op:
 $4,828 \times 10^9 \times 0,27 = 1,30$ mld gld.

¹⁾ Hierbij is aangenomen dat 50% van het grof huisafval in aanmerking komt voor een heffing volgens model A (niet duurzaam), en de rest volgens C (duurzaam).

(ii) *Produktkostenmodel (C)*

Teneinde inzicht te verkrijgen in de totale kosten van verwerking van de afvalcategorieën van de “positieve lijst” van paragraaf 4.1 is per produktgroep een schatting gemaakt van het niveau van de totale jaaruitgaven voor 1990. De resultaten staan vermeld in tabel 16.

Tabel 16 *Raming totale uitgaven gezinshuishoudens aan produkten op de “positieve lijst” in 1990*

Produkt	Jaaruitgaven (in mln gld) 1990
* bruingoed	3.107
* wit goed	1.295
* transportmiddelen	10.450
* meubilair	5.230
* doe het zelf apparatuur	705
* batterijen	124
* gloeilampen	99
* aanstekers	13
* totaal “positieve lijst”	21.023

Bron: CBS, EIM, (NEI-bewerking)

Op basis van het “overall” heffingspercentage van 5% van de verkoopprijs en de totale jaaruitgaven van gezinshuishoudens in 1990 aan produkten staande op de “positieve lijst”, ter waarde van 21 mld gld, is de totale opbrengst van de heffing (via model C) geraamd op maximaal 1,05 mld gld. Bij deze berekening is geen rekening gehouden met een eventueel optredend regulerend effect.

Het reinigingsrecht en het stelsel van produktheffingen

Uit voorgaande paragrafen is gebleken, dat een eerste grove schatting van de opbrengsten van een heffing op consumentenprodukten c.q. op de door de consument geproduceerd afval, het volgende beeld oplevert:

— heffing via model A	1,30 mld gld
— heffing via model C	<u>1,05 mld gld</u>
— totale opbrengst	2,35 mld gld

Dit betekent dat het niveau van het reinigingsrecht bij gezinshuishoudens, dat in 1990 circa 0,81 mld gld heeft bedragen, aanmerkelijk lager is dan de denkbare opbrengst van een stelsel van produktheffingen, zoals hier beschreven.

Met name kan deze uitkomst als een eerste indicatie worden beschouwd van het feit dat de werkelijke kosten van **optimale** afvalverwerking een factor 2 à 3 hoger kunnen liggen dan het huidige reinigingsrecht.

In dit verband is het van belang om op te merken, dat de hoogte van de heffing volgens model A in eerste benadering zou moeten overeenkomen met de hoogte van het huidige reinigingsrecht. In feite is de heffing volgens model A echter circa 60% hoger.

Dat er een verschil is tussen de beide bedragen kan kwalitatief worden verklaard uit de volgende factoren:

- a. Het reinigingsrecht moet de kosten dekken van de huidige afvalverwerking; de heffing volgens model A is gebaseerd op optimale afvalverwerking.
- b. Het reinigingsrecht hoeft niet per sé geheel kostendekkend te zijn; bij de vaststelling daarvan spelen politieke motieven mede een rol, en er kunnen grote locale verschillen optreden.
- c. Het aankoopgewicht is niet altijd gelijk aan het afvalgewicht.
- d. Er is een hold-up van het systeem. De produkten komen in sommige gevallen enkele jaren na aankoop in het afvalstadium terecht (de echte duurzame produkten behoren echter tot categorie C).
- e. De verwerking van diverse afvalstromen, die niet duidelijk uit "produkten" afkomstig zijn, wordt ook uit het reinigingsrecht gefinancierd. Voorbeelden daarvan zijn veegvuil, marktafval, plantsoenafval, drijfafval, bagger en putmodder.
- f. In het reinigingsrecht is kantoor, winkel- en dienstenafval niet verwerkt.

De heffing volgens model C is principieel nieuw, en is dus in 't geheel niet in het huidige reinigingsrecht verwerkt.

De financiering

De financiering van een dergelijk systeem is gebaseerd op financiering van de totale kringloop van dergelijke produkten, waarbij fabrikanten en importeurs een belangrijke verantwoordelijkheid hebben met betrekking tot de afvalverwerking [18, 19]. Richtlijnen hiertoe zullen door de overheid moeten worden opgesteld. Daartoe zou door het betrokken bedrijfsleven een fonds kunnen worden opgericht, dat het gehele systeem beheert en van waaruit de verschillende kosten (beheer, retourpremies en verwerking) worden betaald [20]. De fabrikanten storten daartoe per produkt een bedrag in dit fonds. Daarnaast zijn de fabrikanten verantwoordelijk voor produkt-labelling en voorlichting. Een gedeelte van de door de fabrikanten gemaakte kosten zou kunnen doorgerekend worden naar de consument. Zij betalen bij aankoop van dergelijke apparatuur bijvoorbeeld de kosten van inzameling, tussenopslag, retourpremie en secundair hergebruik van de gebruikte apparatuur. Indien een deel van de heffing ten laste van de producenten blijft, worden deze daardoor extra gestimuleerd om gebruik te maken van ontstane secundaire grondstoffen, omdat ze direct verantwoordelijk worden gesteld voor de milieuvriendelijke verwerking van het afval. Bij inlevering van de apparatuur krijgt de consument de retourpremie uitgekeerd.

4 Slotopmerkingen

Naar aanleiding van deze studie wordt voorgesteld, nog een aantal cases door te rekenen om tot betrouwbaarder kwantitatieve gegevens te komen.

Verder dient onderzoek te worden verricht naar de wijze van toerekening van de heffing. Uitgangspunt zou daarbij moeten zijn het totstandkomen van differentiatie van het heffingsbedrag voor functioneel gelijkwaardige produkten die qua afvalverwerking verschillen, om aldus van de heffing een sturend effect te laten uitgaan. Daarbij zou het te overwegen zijn, de afvalverwerkingskosten als relevante informatie in het **milieukeurmerk** op te nemen.

Een volgend punt betreft een verfijning van het concept "de vervuiler betaalt" naar "ketenkostenbeheer". Dit wordt in het bijzonder relevant, wanneer producenten die worden geconfronteerd met de afvalverwerking van hun produkten, onderdelen daarvan naar onderaannemers gaan doorsturen, respectievelijk de kosten van verwerking van dat afval bij hen in rekening gaan brengen. Aldus wordt in beginsel de gehele produktieketen in tegengestelde richting doorlopen. Een studie naar de consequenties daarvan wordt zinvol geacht.

Tenslotte wordt voorgesteld, mede aan de hand van de onderzochte en nog te onderzoeken cases, een experimentele implementatie te starten om ervaring op te doen met de bestuurlijke, administratieve en organisatorische gevolgen van dit concept. Daarbij kan worden ingehaakt op lopende activiteiten in dezen met betrekking tot prioritaire afvalstoffen.

5 Referenties

- [1] P.W. Renaud en J.A. de Jonge;
Gedifferentieerd tarief huishoudelijk afval op basis van gewicht.
Gemeentereiniging en Afvalmanagement,
september 1991, blz. 336-341.
- [2] E. Mot et.al.;
Hergebruik; knelpunten en mogelijkheden.
TNO-MT, oktober 1988, rapport no. 88-023.
- [3] Het Vrije Volk, 17 mei 1990; Schadelijke produkten duurder.
Minister Alders wil experimenten met milieuheffingen en statiegeld.
- [4] Speechpunten Minister Alders bij opening proeffabriek verwerking
Ni/Cd batterijen, TNO-MT, Apeldoorn, 19 september 1990.
- [5] "PRISMA", Stimuleren van preventie van afval en emissies in bedrijven.
De uitdaging voor het milieubeleid in de jaren '90.
Studiedag KIVl, Den Haag, 6 juni 1990.
- [6] Milieuprogramma 1992-1995, deel III. Tussenrapportage financieel
instrumentarium. Tweede Kamer, vergaderjaar 1991-1992, 22 302,
nrs. 1-2.

- [7] D. Nagelhout, K. Wieringa, J.M. Joosten;
Afval 2000 - een verkenning van de toekomstige
afvalverwijderingsstructuur,
RIVM-rapport no 738605002, maart 1989.
- [8] Vier noordelijke provincies, DHV augustus 1989.
- [9] Verslag Symposium "Huishoudelijk Afval", juni 1989.
- [10] Het Nulde rapport, VAM april 1987.
- [11] Voorstel tot vernieuwing van het Afvalstoffenbeleid, LCCA, juli 1989.
- [12] Gemeente en Afvalverwijdering, VNG, april 1990.
- [13] Convenant bandenbranche en VROM uitgesteld;
Financieel Dagblad, 30 oktober 1991, blz. 3.
- [14] Ecomatic; Recycling Fernsehgeräte und Computer,
Prijzlijst maart 1991.
- [15] CEST, persoonlijke mededeling, B.L. v.d. Ven, november 1991.
- [16] Nagelhout, van Lohuizen,
Afvalverwijdering 1990 - 2010. Achtergronddocument bij de Nationale
Milieuverkenning 2.
RIVM rapport 736201010, januari 1992.
- [17] Notitie: "Preventie en hergebruik van afvalstoffen",
Tweede Kamer, 1988-89, 20877, nr. 2.
- [18] B. Pol, P. van Duyse, J. Krozer,
Haalbaarheid van retourpremie systemen voor batterijen,
Tebodin 1991.
- [19] Recyclingstechnologien für Altbatterien und Massnahmen zur
errichtung eines Altbatterien Verwertungsverfahrens in Österreich,
Umweltsbundesamt 1989.
- [20] Nickel Cadmium batterijen: Recycling - A.J. Filius,
Erasmus Universiteit, 1988.
- [21] D. Nagelhout, K. Wieringa, J.M. Joosten,
Afval 2000 - een verkenning van de toekomstige
afvalverwijderingsstructuur
RIVM, rapport nr. 738605002, maart 1989.

1 Inleiding

Een belangrijk deel van het nationale en internationale milieubeleid wordt gekenmerkt door het uitgangspunt: "de vervuiler betaalt".

Implementatie van dit principe is niet altijd mogelijk, vooral omdat de vervuiler niet altijd kan worden achterhaald, of - soms letterlijk - op het kerkhof ligt.

Een gebied waarop dit principe nog niet wordt toegepast, maar waarbij dat wel zou kunnen, is dat van de afvalverwerking. Beperken we ons in dit verband tot huishoudelijk afval, dan kan gesteld worden, dat de kosten van afvalverwerking nu door de burger worden betaald via het reinigingsrecht. Veelal gaat het daarbij om een vast bedrag per huishouden, ongeacht de grootte van dat huishouden of de hoeveelheid aangeboden afval.

Differentiatie in het reinigingsrecht is uiteraard mogelijk, maar een eenvoudige zaak is dat zeker niet. **Renaud en De Jonge** [7] wijzen in dezen op de mogelijkheid, een gedifferentieerd tarief voor het ophalen van huishoudelijk afval in te voeren op basis van gewicht. Hoewel een dergelijk systeem flinke technische en organisatorische problemen met zich meebrengt [7] is het wel realiseerbaar. (In het kader van het NOH wordt thans een proefproject overwogen).

Echter, langs deze weg wordt geen onderscheid gemaakt tussen meer of minder schadelijke afgedankte produkten, de aanwezigheid van schaarse, waardevolle materialen in het aangeboden afval, etc. Wel is te verwachten dat men invoering van zo'n systeem zware voorwerpen (bijvoorbeeld glazen flessen) eerder buiten de afvalbak zal houden.

Verder zou in dezen uiteraard de regelgeving moeten worden aangepast.

Een andere benaderingswijze - die in principe naast de vorige kan worden toegepast - is de doorberekening van de afvalverwerkingskosten in de produktkosten. Op een workshop over het onderwerp "afvalpreventie", georganiseerd door NOVEM B.V. en RIVM, in april 1989 [1], werd voorgesteld een onderzoek uit te voeren naar de effecten van dit laatste, met de bedoeling om op deze wijze te komen tot een vermindering van de hoeveelheid aangeboden afval.

Deze studie is uitgevoerd op grond van die suggestie.

1.1 Probleemschets

Het vervangen van het reinigingsrecht door een produktheffing zou kunnen plaatsvinden voor enkele produkten, die in het afvalstadium bijzondere problemen opleveren. Bijvoorbeeld omdat zij schadelijke emissies opleveren (batterijen, PVC), volumineus zijn (schuimplastics), of moeilijk verwerkbaar (autobanden), etc. Een andere, bredere opstelling zou kunnen zijn, dat men er naar streeft het reinigingsrecht grotendeels, en op den duur mogelijk als geheel, te elimineren en te vervangen door een stelsel van produktheffingen.

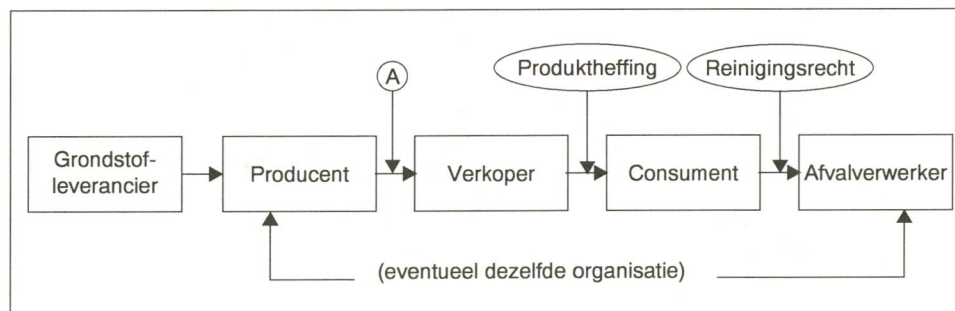
Dit tweede concept is uiteraard veel ingrijpender. Het is, op dit deelgebied, echter wel de meest zuivere invulling van "de vervuiler betaalt".

Welke weg uiteindelijk door de beleidsmakers wordt gekozen is een politieke aangelegenheid, waar deze studie zich niet mee bezighoudt. In beide gevallen zal echter een algemene beschouwing, gevolgd door een aantal concrete case studies nodig zijn. De twee in deze studie opgenomen cases - fluorescentielampen en

huishoudelijke apparaten met ingebouwde oplaadbare batterijen - zijn niet voldoende om een redelijk totaalbeeld van de problematiek op te leveren. Zij geven echter wel een eerste indicatie van de grootte-orde van de kosten en baten, waar het in dit verband om gaat. Vanuit deze optiek kan de onderhavige studie mede beschouwd worden als een voorstudie voor het vervangen van het gehele reinigingsrecht, danwel een gedeelte daarvan, door een stelsel van produktheffingen.

De gedachte, om produktheffingen in te voeren is consistent met het beleid, dat in het NMP-plus [2] is geformuleerd - hoewel het woord "produktheffing" daarin niet wordt genoemd. Bij diverse andere gelegenheden heeft de minister van VROM echter concreet melding gemaakt van een mogelijke invoering van statiegeld en milieuheffingen op schadelijke produkten, als regulerend gereedschap [3, 4]. In dit verband is, aldus de minister, echter wel internationale (EG) afstemming nodig [3].

Een principieel verschil tussen het reinigingsrecht en produktheffingen is verder nog, dat produktheffingen eerder in de keten plaatsvinden (figuur 1.1).



*Figuur 1.1 Plaats van reinigingsrecht en produktheffing in het kader van integraal ketenbeheer
(A: zie 1.2)*

Vervanging van (een deel van) het reinigingsrecht door produktheffingen heeft een aantal effecten, die mede bepaald worden door het karakter van de heffing. In dit verband spelen de begrippen

- bestemmingsheffing,
 - regulerende heffing,
 - statiegeldsysteem,
 - retourpremiesysteem,
- een rol.

Om begripsverwarring te voorkómen en consistentie van terminologie te bevorderen wordt aan bovengenoemde begrippen dezelfde betekenis toegekend als die in het Milieuprogramma 1992-1995, deel III "Tussenrapportage financieel instrumentarium". De betreffende definities zijn als **bijlage 1** in deze studie opgenomen.

In hoofdstuk 2 zal hier nader op worden ingegaan. Hierkan echter reeds worden gesteld dat, in het bijzonder bij consumentenartikelen, een bestemmingsheffing

ten behoeve van de kosten van afvalverwerking vrijwel altijd zó laag uitvallen dat er, althans bij de huidige financiële verhoudingen, geen regulerend effect van uitgaat [5, 7].

Voorwaarde voor milieuvriendelijke afvalverwerking is veelal, dat het afgedankte produkt gescheiden wordt ingezameld. Dat is uiteraard slechts voor een beperkt aantal produkten realiseerbaar, en het is daarom zaak, deze zorgvuldig te kiezen. Die gescheiden inzameling zou onder andere geëffectueerd kunnen worden door statiegeldsysteem [3, 4]. Men kan in dit verband verschillende vormen van statiegeld onderscheiden; in 2.2.2 wordt daar nader op ingegaan.

Los van een statiegeldsysteem, danwel in combinatie daarmee, kan een retourpremiestelsel¹⁾ worden ingevoerd. De consument ontvangt dan een premie bij inlevering van het afgedankte produkt. Of die premie deel uitmaakt van eerder betaald statiegeld, danwel uit de algemene middelen (bijvoorbeeld het reinigingsrecht) wordt gefinancierd is in wezen niet relevant.

Echter, wanneer de premie deel uitmaakt van het eerder beschouwde statiegeld, dan kan men het verschil tussen statiegeld en retourpremie als heffing beschouwen. En bij een groot tijdsverloop tussen aanschaf en afdanken wordt die heffing in feite verhoogd met de rente over het statiegeld (zie 4.2).

Optimale verwerking van afval is overigens pas mogelijk, wanneer al vanaf het ontwerpstadium rekening wordt gehouden met de eigenschappen, die het afgedankte produkt moet bezitten [6]. Dit aspect van het integrale ketenbeheer zou kunnen worden bevorderd, door de producent verantwoordelijk te stellen voor de milieuvriendelijke afvalverwerking van de door hem gefabriceerde produkten. De invulling daarvan kan plaatsvinden door producent en afvalverwerker deel uit te laten maken van dezelfde organisatie, of zelfs rechtspersoon (figuur 1.1).

1.2 Verwerkingskosten en -baten

In het voorgaande is reeds gesteld, dat van het integreren van de kosten en baten van afvalverwerking in productprijzen weinig regulerend effect zal uitgaan voor wat betreft de verkoop van produkten, althans bij de huidige financiële verhoudingen. Zo kost het verwerken van een Ni/Cd batterij langs de hydro-metallurgische route (TNO-proefinstallatie) ongeveer evenveel als het nikkel en cadmium oplevert. Zo'n bedrijf speelt dus ongeveer quitte, maar de verwerkingskosten bedragen slechts enkele centen voor een batterij van f 5,- à f 6,-. En ook met de inzameling is per batterij slechts een gering bedrag gemoeid, zodat in totaal de bestemmingsheffing f 0,10, hooguit f 0,20 zou kunnen bedragen.

In dit verband is het echter relevant, dat deze f 0,10 à f 0,20 slechts ten dele de werkelijke kosten representeren, die met milieuvriendelijke afvalverwijdering gepaard gaan. Immers - zelfs al wordt per batterij ook nog eens een flink bedrag aan statiegeld geheven - **alle** batterijen zullen nooit terugkomen. En juist die weinige batterijen, die niet terugkomen kunnen grote maatschappelijke schade veroorzaken. Denk bijvoorbeeld eens aan batterijen als zwerfvuil in de natuur, of aan een enkele batterij, die in het GFT-afval terechtkomt!

¹⁾ De gedachte van een systeem als hier beschreven werd, zij het onder toepassing van wat andere terminologie, door TNO in 1988 gelanceerd [6].

Uiteraard zijn meer van dit soort voorbeelden te bedenken. Te zamen leiden die dan tot de conclusie, dat dit soort schaden "groot", maar tevens niet redelijk vooraf kwantificeerbaar zijn.

De gevolgtrekking die hier redelijkerwijs uit kan worden gemaakt is, dat een bestemmingsheffing wel degelijk aanzienlijk hoger mag zijn dan de directe afvalverwerkingskosten. Het meerdere zou dan voor algemener milieudoeleinden kunnen worden benut.

Een volgend aandachtspunt betreft de exportartikelen. Bij het ontbreken van internationale afspraken op dit gebied zou men kunnen overwegen, de heffing te leggen op het te exporteren produkt - dus vóór de verkoper (A in figuur 1.1). Daarbij moet echter bedacht worden, dat groothandels- en in het bijzonder exportprijzen véél gevoeliger zijn dan consumentenprijzen. Zo zou een opslag van hooguit enkele dubbeltjes op een kg varkensvlees voldoende zijn, om de varkensdrijfmest te verwerken tot gedroogde mestkorrels. Op de consumentenprijs is dat geen bezwaar. Echter, over exportprijzen wordt om centen per kg onderhandeld, en zo'n opslag zou de export zonder meer ernstig schaden - tenzij in dezen internationale afspraken worden gemaakt.

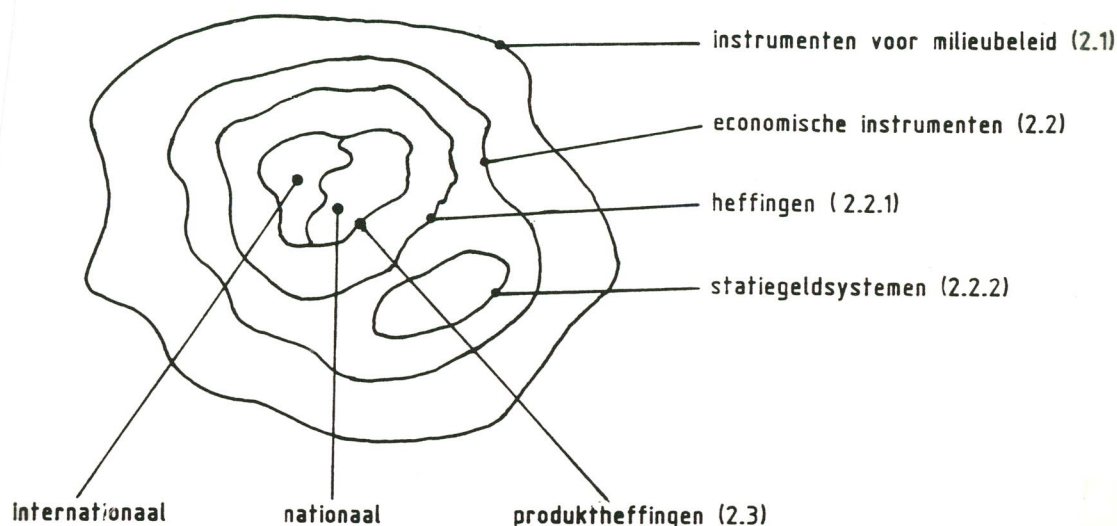
Dit betekent dat er, zolang geen internationale afspraken bestaan op dit gebied, grote terughoudendheid geboden is bij implementatie van dit principe op andere dan consumentengoederen. Vooralsnog zal daarom deze studie tot consumentprodukten worden beperkt.

1.3 Doel van de studie

Het doel van deze studie is om, mede op basis van de voorgaande beschouwingen, te komen tot een zo concreet mogelijk inzicht in de wijze, waarop de kosten en baten van afvalverwerking in produktprijzen kunnen worden doorberekend, en wat daarvan de gevolgen zijn. Enerzijds voor wat betreft het terugdringen van de vraag naar de betreffende produkten (regulerende heffing) en anderzijds voor wat betreft het gebruik van de aldus verworven financiële middelen voor milieuverantwoorde afvalverwerking (bestemmingsheffing).

1.4 Opzet van de studie

In **hoofdstuk 2** van deze studie wordt een analyse gegeven van de betekenis van produktheffingen als instrumenten voor het milieubeleid. Daarbij is gekozen voor een getrapte opbouw, zoals schematisch is aangeduid in figuur 1.2.



Figuur 1.2 Opbouw van hoofdstuk 2 van deze studie, weergegeven in de vorm van een Venn-diagram

Vervolgens wordt in **hoofdstuk 3** een kwantitatieve analyse gegeven van de kosten en baten, die gepaard gaan met het verwerken van huishoudelijk en daarmee vergelijkbaar afval. Er worden in dat verband drie modellen gebruikt. Ten eerste het *verwerkingskostenmodel (A)* (3.2), waarmee verwerkingskosten per gewichtseenheid worden berekend zonder te differentiëren naar het soort afval binnen de gekozen afvalcategorie. Ten tweede het *hergebruikskostenmodel (B)* (3.3), dat gebaseerd is op optimaal hergebruik, en waarbij juist wel onderscheid per afvalstof wordt gemaakt. En ten derde het *produktkostenmodel (C)* (3.4), waarbij de werkelijke kosten van afvalverwerking per produkt worden berekend. Daarbij zijn in deze studie twee cases doorgerekend, die in dit hoofdstuk zijn verwerkt. De resultaten daarvan blijken in redelijke mate aan te sluiten bij de (nu nog zeer schaarse) gegevens die elders konden worden verkregen (3.5).

In **hoofdstuk 4** wordt ingegaan op de macro-economische en beleidsmatige consequenties die uit deze studie kunnen worden getrokken. Daartoe zijn eerst de in hoofdstuk 3 beschreven rekenmethoden gekoppeld aan afvalcategorieën (op basis van de bij het Ministerie van VROM gangbare indeling), (4.1). In 4.2 en 4.3 worden vervolgens de voor het onderhavige doel meest geschikte economische instrumenten gepreciseerd. Vervolgens wordt in 4.4 een macro-economische berekening uitgevoerd naar de kosten van afvalverwerking, in relatie tot onder andere het huidige reinigingsrecht, op nationaal niveau. In 4.5 worden een aantal suggesties aangaande implementatie van de resultaten van deze studie gegeven.

Hoofdstuk 5, tenslotte, bevat conclusies en aanbevelingen die uit het voorgaande voortvloeien.

1.5 Referenties

- [1] Verslag workshop Afvalpreventie dd. 25 en 26 april 1989.
Voorstellen tot preventie-onderzoek in het kader van het NOH 1989-1992 (concept).
Alons & Partners B.V.; Den Haag, 25 mei 1989.
- [2] Nationaal Milieubeleidsplan-plus;
Tweede Kamer, vergaderjaar 1989-1990, 21137, nr. 20.
- [3] Het Vrije Volk, 17 mei 1990; Schadelijke produkten duurder.
Minister Alders wil experimenten met milieuheffingen en statiegeld.
- [4] Speechpunten Minister Alders bij opening proeffabriek verwerking
Ni/Cd batterijen, TNO-MT, Apeldoorn, 19 september 1990.
- [5] E. Mot et.al.;
Hergebruik; knelpunten en mogelijkheden.
TNO-MT, oktober 1988, rapport no. 88-023.
- [6] "PRISMA", Stimuleren van preventie van afval en emissies in bedrijven.
De uitdaging voor het milieubeleid in de jaren '90.
Studiedag KIVI, Den Haag, 6 juni 1990.
- [7] P.W. Renaud en J.A. de Jonge;
Gedifferentieerd tarief huishoudelijk afval op basis van gewicht.
Gemeentereiniging en Afvalmanagement,
september 1991, blz. 336-341.

2 Produktheffingen als instrumenten voor milieubeleid

Zoals in het inleidend hoofdstuk reeds is aangegeven, is het doel van dit onderzoek na te gaan welke aanpassing van productprijzen mag worden verwacht als de netto-kosten van afvalverwerking in die prijzen zouden worden verwerkt en wat de gevolgen daarvan zijn.

Om de netto-kosten van afvalverwerking te integreren in de productprijzen lijken produktheffingen als instrument van het milieubeleid het meest aangewezen middel. Produktheffingen zijn opslagen op de prijs van een produkt; in het kader van het milieubeleid zijn het opslagen op de prijs van een produkt met het oog op het realiseren van bepaalde milieudoelstellingen. Die doelstellingen kunnen liggen in de sfeer van het terugdringen van het produkt zelf, het verwerven van financiële middelen ten behoeve van het milieubeleid, het terugdringen van het gebruik van schaarse grondstoffen, emissie- of afvalpreventie, enzovoort.

Produktheffingen maken deel uit van het economische instrumentarium. Daarnaast zijn inzake het milieubeleid nog andere instrumenten denkbaar. Teneinde produktheffingen te kunnen plaatsen in het brede kader van het milieu-instrumentarium, wordt eerst kort aangegeven welke (groepen van) milieu-instrumenten kunnen worden onderscheiden en wat de belangrijkste voor- en nadelen daarvan zijn (2.1). Vervolgens wordt de aandacht gericht op economische instrumenten in het algemeen en op heffingen en statiegeldsystemen in het bijzonder (2.2). In 2.3 komen de produktheffingen aan de orde, terwijl het hoofdstuk wordt afgesloten met een korte beschouwing over de economische werking van dit instrument (2.4).

2.1 Instrumenten voor milieubeleid

In de literatuur wordt inzake het milieubeleidsinstrumentarium doorgaans van de volgende driedeling uitgegaan:

- instrumenten die tot doel hebben het gedrag van betrokkenen te veranderen door middel van voorlichting, educatie en convenanten (sociale instrumenten);
- instrumenten die door middel van geboden, verboden en voorschriften het gedrag van economische subjecten beïnvloeden (fysieke instrumenten);
- instrumenten die werken via het prijsmechanisme (financiële of economische instrumenten).

In tabel 2.1 staan de belangrijkste voor- en nadelen van genoemde (groepen van) milieu-instrumenten¹⁾ vermeld.

¹⁾ Voor een korte uiteenzetting over sociale en fysieke instrument wordt verwezen naar **bijlage 2**.

Tabel 2.1 Een aantal voor- en nadelen van milieu-instrumenten

Instrument	Voordelen	Nadelen
Sociaal	– brede toepasbaarheid	– gering gewicht versus economische belangen – geringe afdwingbaarheid
Fysiek	– directe werking – vermijden van concurrentievervalsing (binnen Nederland) – effectiviteit (althans bij adequate controle)	– controle door overheid vereist veel aandacht – weinig betrokkenheid van subjecten
Economisch	– direct financieel belang van subjecten – efficiëntie – flexibiliteit – dynamiek	– potentiële concurrentievervalsing – onvoorspelbaarheid van gedrag van subjecten – een heffing kan ongewenste producten of producties uitlokken

2.2 Economische instrumenten

Bij financiële (of economische) instrumenten gaat het om “het hanteren van financiële, of in bredere zin: materiële voordeelprikkels die op een directe wijze gekoppeld worden aan milieuvriendelijk gedrag; dan wel nadeelprikkels welke gekoppeld worden aan milieu-onvriendelijk gedrag” [4].

In de literatuur worden vele argumenten genoemd voor en tegen het gebruik van economische instrumenten¹⁾ in relatie tot fysieke instrumenten. Deze worden vooral met betrekking tot heffingen geformuleerd.

Zo noemt Vos [5] als **voordelen** van economische instrumenten:

- **Efficiëntie:** dit houdt verband met de vrijheid van ondernemers om een bedrijfseconomisch optimale combinatie te kiezen van het tegengaan van de verontreiniging en het betalen van een heffing over de restvervuiling.
- **Flexibiliteit:** dit komt tot uitdrukking in een snellere en doelmatiger aanpassing van heffingsgrondslagen en tarieven dan bij individuele vergunningen het geval zou zijn. Het kan namelijk geruime tijd duren voordat een vergunning de politieke tredmolen doorlopen heeft.
- **Dynamiek:** dit heeft vooral met technologische vernieuwingen te maken. Door nieuwe technieken kunnen de bestrijdingskosten afnemen voor degenen die met een heffingensysteem te maken hebben. Voor vergunninghouders daarentegen is dit voordeel niet relevant.

¹⁾ Voor een overzicht van economische instrumenten wordt verwezen naar **bijlage 3**.

Voorts kan worden gesteld dat economische prikkels tot verminderde milieuvervuiling goed passen bij het internationaal erkende principe "de vervuiler betaalt". Er kan immers een directe relatie worden gelegd tussen de mate van vervuiling en de hoogte van de heffing. Een ander argument is dat de eventuele financiële opbrengsten ten behoeve van het milieu kunnen worden aangewend [1].

Naast de voordelen van economische instrumenten kleven ook **nadelen** aan het gebruik ervan [7]. Zo kunnen heffingen ongewenste substituten uitlokken, zoals bijvoorbeeld de vervanging van fosfaten door NTA (in wasmiddelen). Het (substitutie)gedrag van consumenten en bedrijfshuishoudingen is overigens niet zonder meer voorspelbaar. Dit kan blijken wanneer er plotseling een heffing opgelegd wordt, terwijl er substitutiemogelijkheden voorhanden zijn¹⁾. Een ander bezwaar betreft de moeilijke kwantificeerbaarheid: hoe hoog moet een heffing zijn wil zij tot een gedragsverandering van subjecten leiden?

In hoeverre zijn economische instrumenten nu gunstig, vanuit milieu-oogpunt beschouwd? Met andere woorden, wat is de bijdrage van economische instrumenten aan een vermindering van de milieuvervuiling?

Uit de literatuur komt naar voren [7, 6] dat economische instrumenten qua effectiviteit bij laatstgenoemde schril afsteken.

Ondanks de dominantie van fysieke regelgeving²⁾ bestaat reeds sinds het midden van de jaren zeventig op beleidsniveau de behoefte om het belang van heffingen met een regulerend karakter (zie 2.3) toe te laten nemen. In de beleidspraktijk is hier echter tot op heden nog niet al te veel uit voortgevloeid.

Daarnaast zijn er de laatste jaren nog andere tendensen te bespeuren die een toenemende interesse voor het gebruik van economische instrumenten teweeg brengen: het door de rijksoverheid nagestreefde dereguleringsproces en de toenemende financieringsbehoefte van het rijk.

Verder bestaat de mogelijkheid de collectieve lastendruk te verlagen door maatschappelijke actoren zelf voor hun vervuiling te laten betalen (voor zover die vervuiling door gedragsregulering niet reeds is verminderd).

Na voorgaande uiteenzetting over economische instrumenten in het algemeen, wordt in het navolgende de aandacht gericht op twee voor dit onderzoek in het bijzonder relevante typen economische instrumenten, te weten: (produkt)heffingen en statiegeldsystemen. Andere economische instrumenten als handhavingsprikkeles, marktcreatie en dergelijke³⁾ zijn in de context van dit onderzoek minder relevant.

¹⁾ Dit geldt in het bijzonder als er geen informatie aanwezig is omtrent de kruislingse prijselasticiteit (dit betekent dus dat het uitwijkgedrag van de consument niet voorspelbaar is).

²⁾ Zie ook **bijlage 4**.

³⁾ Zie **bijlage 5**.

2.2.1 Heffingen

Onder een heffing zal in dit verband worden verstaan: een “boete” op of althans een betaling voor het ge(ver)bruik van milieuvervuilende producten of diensten, leidend tot een verminderd ge(ver)bruik daarvan en/of leidend tot financiering van het milieubeleid (zie ook bijlage 1).

In dit verband moet dus onderscheid worden gemaakt tussen heffingen met een gedragsregulerend effect en heffingen die louter tot doel hebben opbrengsten te genereren om het milieubeleid te financieren (= bestemmingskarakter). Beide elementen komen we tegen in de nota “Instrumenten milieuhygiënisch beleid” [2], alsmede in het recentere NMP-plus, Notitie Instrumentarium [11]. Daarin worden opgemerkt dat milieuheffingen aan een aantal voorwaarden moeten voldoen:

- ze moeten in relatie staan tot aard en omvang van de verontreiniging (het principe “de vervuiler betaalt”);
- de verontreinigingen dienen door deze heffingen teruggedrongen te worden en moeten bovendien resulteren in schonere productieprocessen en producten (regulerende functie);
- de gelden die voortvloeien uit de heffingen dienen te worden aangewend ten bate van het milieubeleid (bestemmingsfunctie);
- er moet een redelijk economisch draagvlak bestaan voor de implementatie van de heffing. Waar lasten ontstaan die door de betrokkenen moeilijk te dragen zijn dienen die door aanvullende maatregelen te worden gecompenseerd;
- de heffing mag in principe geen vergroting van de collectieve lastendruk impliceren. Waar dit wel het geval is dienen de mogelijkheden tot compensatie te worden bezien;
- de heffing zal moeten worden getoetst aan de regels van de EG. Daarbij gaat het met name om het voorkómen van mogelijke verstoringen in de internationale concurrentieverhoudingen.

In Nederland zijn regulerende heffingen in feite schaars; een recent voorbeeld betreft de heffing op gelode benzine, ten gunste van ongelode. Ouder, en in dit verband vermeldenswaard is het waterverontreinigingsrecht, die in 1969 in Nederland werd ingevoerd. Ofschoon de bestemmingsfunctie het uitgangspunt was bij deze heffing, kreeg zij in de praktijk een sterk regulerend karakter. De heffing was namelijk dermate hoog dat het bedrijfsleven zelf is gaan investeren in zuiveringsinstallaties voor de lozing van water.

In het Nederlandse beleid krijgen heffingen die regulerend bedoeld zijn echter vaak een bestemmingsfunctie¹⁾ (al komt het omgekeerde ook wel eens voor). Een voorbeeld van een als regulerend bedoelde heffing is de heffing luchtverontreiniging op onder andere steenkool en gas, die door het lage niveau van de heffing eerder redistributief dan regulerend bleek te zijn. Het omgekeerde geldt bij de Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren.

Voorts dient te worden opgemerkt dat er, vanwege de onvoorspelbaarheid van het gedrag van gereguleerden (producenten en consumenten), vaak grote onzekerheid bestaat omtrent de effectiviteit van heffingen. Een voorbeeld van **Wasch** [7] met betrekking tot de producent moge dit verduidelijken:

¹⁾ Zie ook **bijlage 6**.

“Door het opleggen van een heffing aan een bedrijf ontstaat niet automatisch een vermindering van vervuiling. Bedrijven maken immers een afweging tussen kosten verbonden aan de opgelegde heffing en kosten die betrekking hebben op het treffen van elimineringsmaatregelen (gericht op schonere produkten en produktieprocessen). Indien zij streven naar kostenminimalisatie worden de te treffen maatregelen voortgezet tot het niveau waarop de (marginale) elimineringskosten gelijk zijn aan de heffingskosten. Voor de dan nog resterende vervuiling wordt de heffing of belasting betaald, omdat dit goedkoper is dan het voortzetten van elimineringsmaatregelen”.

De vaak moeilijk te voorspellen reactie van producent (en ook van de consument) op de opgelegde heffingen heeft tot gevolg dat de overheid problemen ondervindt bij het plannen van te treffen maatregelen. Zij verkeert namelijk in onzekerheid omtrent de uitwerking van de diverse heffingen. Experimenten, zoals aangekondigd in het NMP-plus, kunnen hieromtrent wellicht meer duidelijkheid verschaffen.

Volgens sommigen (onder andere Vos [5]) behouden (onder andere) heffingen als economisch instrument vooralsnog het voordeel van de twijfel, ondanks hun beperkte succes ten aanzien van de regulering.

In het kader van het milieubeleid zijn verschillende soorten heffingen van belang. Het daarbij gemaakte onderscheid is echter vaak gradueel te noemen. Van de onderscheiden soorten heffingen, zoals verontreinigingsrechten, gebruikersheffingen, administratieve heffingen, belastingdifferentiatie en produktheffingen¹⁾, is in het kader van dit onderzoek alleen de laatste relevant (zie 2.3).

2.2.2 Statiegeldsystemen

Statiegeldsystemen functioneren in ons land reeds van oudsher. Oorspronkelijk werden zij vanuit kosten oogpunt ingevoerd, zonder dat de overheid daar ogenschijnlijk belang bij had. Thans is sprake van een milieubeleid waarbij de overheid tracht de invoering van statiegeldsystemen te stimuleren.

Statiegeld is een extra bedrag, dat bij aanschaf van een produkt wordt betaald. Bij retournering na gebruik wordt dit bedrag gerestitueerd. Men kan verschillende vormen van statiegeld onderscheiden:

- a. statiegeld bij het uitlenen of retourneren van artikelen (bijvoorbeeld bij gereedschappen, strandstoelen);
- b. statiegeld bij het inleveren van milieuschadelijke afgedankte produkten (batterijen, lege verfbussen, en dergelijke);
- c. statiegeld op verpakkingen (melkflessen, bierkratten, enzovoort).

In dit kader zijn vooral b en c relevant.

Als een betrekkelijk nieuwe toepassing van een statiegeldsysteem kan de PET-fles worden genoemd. Dit systeem, dat in juni 1987 werd geïntroduceerd - waarbij de consument een dubbeltje statiegeld betaalt - was weinig succesvol (retourpercentages van 15 tot 30%). Een aantal frisdrankproducenten hebben op 1 juni 1989

¹⁾ Voor een definitie van deze heffingen wordt verwezen naar **bijlage 7**.

een andere, anderhalve liter PET-fles geïntroduceerd, waarvoor de consument een gulden statiegeld moet betalen. Het retourpercentage daarvan ligt inmiddels rond de 80% in het stedelijke gebied [12]. De PET-fles zal op termijn de glazen fles voor frisdrank vermoedelijk gaan vervangen. De uiteindelijke retourpercentages van beide soorten flessen zullen elkaar naar verwachting weinig ontlopen (circa 90 tot 100%).

In het algemeen kan worden gesteld dat de hoogte van het statiegeld in belangrijke mate de graad van succes bepaalt¹⁾.

De Scandinavische landen leggen heffingen op eenmalige drankverpakkingen, onder andere bedoeld om het gebruik van retourverpakkingen te stimuleren. Een vergelijkbaar voorbeeld zou voor de Nederlandse situatie denkbaar zijn. Bijvoorbeeld een heffing van 1 gulden voor alle koolzuurhoudende waters en frisdranken in eenmalige kunststofflessen. Voor zo'n heffing zou kunnen worden gekozen als uitvloeisel van het in juni 1991 afgesloten verpakkingconvenant.

Het eerder aangeduide retourpremiesysteem (zie paragraaf 1.1) betreft in feite een mengvorm van statiegeld en heffingen.

Tenslotte dient erop gewezen te worden dat in bepaalde gevallen het statiegeldsysteem een verkapte produktheffing met zich meebrengt. Een voorbeeld hiervan is de prijs van een liter melk in de winkel. Gemiddeld betaalt de consument minstens een kwartje meer voor dezelfde liter melk in flessen ten opzichte van melk in kartonnen pakken. Het prijsverschil heeft onder andere te maken met de kosten voor het opzetten en in stand houden van een statiegeldsysteem [10].

2.3 Produktheffingen

Produktheffingen zijn in dit verband te omschrijven als opslagen op de prijs van een vervuilend produkt. Als zodanig zijn zij het meest geschikte middel om de netto-kosten van afvalverwerking in de produktprijzen te integreren. Allereerst zal kort worden stilgestaan bij het potentiële aandeel van de produktheffingen in de financiering van het milieubeleid in de komende jaren. In dat kader zal aandacht worden besteed aan twee belangrijke aspecten van de produktheffing, te weten: effectiviteit en efficiëntie. Tevens zal een beknopte vergelijking met het buitenland worden gemaakt. De economische werking van produktheffingen zal in een aparte paragraaf (2.4) aan het eind van dit hoofdstuk aan de orde komen.

¹⁾ Daarnaast zijn ook andere aspecten - vooral het aantal inleverpunten - belangrijk.

2.3.1 Produktheffingen in Nederland

In het NMP-plus [8] zijn de plannen van de regering ten aanzien van het te voeren milieubeleid kenbaar gemaakt. In het kader van het onderhavige onderzoek is het relevant om te kijken naar het belang van het financiële instrumentarium dat daarvan deel uitmaakt. Uit genoemd plan blijkt dat de totale meerkosten in 1994¹⁾ worden geraamd op circa 7,7 miljard gulden²⁾. In de financiering van dit extra milieubeleid (ten opzichte van 1988) neemt het aandeel van de heffingen aanzienlijk toe. In 1988 lag dit aandeel op circa 28%, terwijl het aandeel van de heffingen in de meerkosten ruim 37% bedraagt. Daarbinnen zijn het met name de meerkosten van overige (niet sectorale) heffingen - waaronder ook de nieuw in te voeren (regulerende) produktheffingen vallen - die in totaal ten opzichte van het niveau van 1988 meer dan verdubbeld zullen zijn.

Zoals eerder werd opgemerkt zijn effectiviteit en efficiëntie belangrijke aspecten van de produktheffing.

Onder **efficiëntie** wordt hier de maatschappelijke doelmatigheid verstaan, waarbij het geheel van de maatschappelijke kosten en baten van de produktheffing wordt gezien.

De **effectiviteit**, dat wil zeggen de doeltreffendheid van de regulerende werking van een produktheffing, hangt onder andere af van de onderstaande factoren (**De Savornin Lohman** [9]):

- doorberekening van de heffing in de marktprijs: onvolledige doorberekening is een mogelijkheid, naast afwenteling op toeleveranciers met een zwakke marktpositie;
- elasticiteiten van de vraag (hoger indien substituten voorhanden zijn). Als substitutie niet te verwachten is (bijvoorbeeld bij autoverkeer - vooral woon-werkverkeer - versus openbaar vervoer) zullen de lasten eerder afgewenteld kunnen worden (op de overheid of op de werkgever). Het regulerende effect van de heffing kan dan verloren gaan;
- de aard van de substitutieprocessen die door de heffing in gang worden gezet. Er moet bijvoorbeeld worden voorkómen dat wordt uitgeweken naar milieuschadelijke substituten.

De effectiviteit dient daarbij niet te worden verward met de eerder genoemde (maatschappelijke) efficiëntie van dergelijke heffingen. Een produktheffing kan effectief zijn en te zelfder tijd maatschappelijk inefficiënt (een plotselinge vertwintigvoudiging van de prijs van voertuigbrandstof is waarschijnlijk effectief maar maatschappelijk minder efficiënt, omdat de maatschappelijke effecten per saldo nadelig zullen blijken te zijn).

¹⁾ Ten opzichte van 1988.

²⁾ Voor een overzicht van de milieukosten uit het NMP-plus wordt verwezen naar **bijlage 8**.

2.3.2 De produktheffing in Nederland vs. die in het buitenland

Omdat internationale verhoudingen, zeker ook op het gebied van milieubeleid, steeds belangrijker worden, is een vergelijking met het buitenland relevant. Vooralsnog wordt deze hier beperkt tot de landen die lid zijn van de OESO. Er kunnen drie categorieën van produktheffingen worden onderscheiden [5]:

- *produktheffingen met een bestemmingskarakter*. Een voorbeeld hiervan betreft een heffing op smeerolie waarmee de kosten van inzameling, verwerking en verwijdering van gebruikte olie worden gedekt;
- *produktheffingen met een bestemmingskarakter en regulering als nevendoeel*. Produkten waarop zo'n heffing wordt toegepast zijn: (drank)verpakkingen, batterijen, kunstmest en pesticiden;
- *produktheffingen met een regulerend doel*. Schaarre voorbeelden zijn eenmalige verpakkingen en minerale olie.

Een overzicht van dergelijke produktheffingen staat voor een aantal landen vermeld in tabel 2.2. Het blijkt dat veruit de meeste heffingen een bestemmingsfunctie bezitten.

Tabel 2.2 Overzicht van produktheffingen in diverse OESO landen [3]

Land	Produkt	Doel ^{a)}	Start
Finland	eenmalige drankverpakkingen	R	1976
	smeerolie	B	1987
	ruwe olie(produkten)	B	1972
Frankrijk	smeerolie	B	1981
Duitsland	smeerolie	B	1969
Italië	smeerolie	B	1985
	plastic tassen	R	1988
Nederland	smeerolie	B	1979
	fossiele brandstoffen	B	1972
	autobrandstoffen	B	1981
Noorwegen	eenmalige verpakkingen	R	1981
	kunstmest	B	n.b. ^{b)}
	pesticiden	B	n.b.
	minerale olie	R	n.b.
Zweden	olieprodukten	B	1984
	kunstmest	B/R	1984
	pesticiden	B/R	1984
	Hg/Cd-batterijen	B/R	1987
	drankverpakkingen	B/R	1973-1984
V.S.	"feedstock" ^{c)}	B	1981

a) R: regulerend; B: bestemmend

b) n.b. = niet bekend

c) olievoorraad

Bron: OESO, 1989.

De OESO concludeert dan ook in een van haar rapporten (1989, [3]) dat, wil een produktheffing in gedragsregulerende zin effectief zijn, het gehanteerde tarief hoog genoeg moet zijn om op korte termijn resultaat op te leveren, in de zin dat het ge(ver)bruik van het produkt inderdaad flink afneemt.

2.4 Economische werking van produktheffingen

Zoals reeds eerder is opgemerkt kunnen heffingen (en dus ook produktheffingen) een regulerend danwel een bestemmingskarakter bezitten. Regulerende (produkt)heffingen hebben daarbij als voornaamste doel het ge(ver)bruik van het betreffende produkt terug te dringen. De opbrengsten komen terecht in de algemene middelen, in tegenstelling tot het geld dat voortvloeit uit bestemmingsheffingen.

Bij (produkt)heffingen met een bestemmingskarakter is het voornaamste doel het genereren van (extra) opbrengsten, om die vervolgens aan te wenden ten bate van het milieubeleid. Hier is er sprake van een directe relatie tussen de heffing en de feitelijk te maken milieukosten als gevolg van het ge(ver)bruik.

De vraag doet zich nu voor wanneer een produktheffing regulerend werkt, dan wel een bestemmingskarakter heeft. Daarbij kan worden aangetekend, dat in het geval er niet of nauwelijks sprake is van een regulerend effect, de heffing overwegend een bestemmingskarakter krijgt en alleen als financieringsinstrument van afvalverwerkingskosten kan worden gezien.

Zoals in 2.2 reeds is opgemerkt is de effectiviteit van regulerende heffingen onder meer afhankelijk van de volgende zaken:

- de hoogte van de heffing (mede in relatie tot de produktprijs);
- en de prijsgevoeligheid van de consument respectievelijk de producent op prijsveranderingen van het produkt.

Op dit laatste zal hierna verder worden ingegaan.

Effecten die prijsveranderingen met zich meebrengen worden deels bepaald door de prijsgevoeligheid van de consument voor een produkt: in economisch vakjargon de prijselasticiteit van de vraag genoemd. Daarnaast worden de effecten van prijsveranderingen mede bepaald door de reactie van producenten op deze prijsverandering: de prijselasticiteit van het aanbod. Het uiteindelijke effect van een autonome prijsverhoging wordt gevormd door de resultante van vraag- en aanbodreacties [10].

Elasticiteit van de gevraagde hoeveelheid

De prijselasticiteit van de gevraagde hoeveelheid kan als volgt worden gedefinieerd: “het is een getal dat de mate weergeeft waarin de gevraagde hoeveelheid verandert als gevolg van een verandering in de prijs van het produkt”. Deze elasticiteit is meestal negatief, omdat bij een prijsstijging van het produkt de afzet op een lager niveau zal komen te liggen. Omgekeerd zal de afzet groter zijn bij een prijsdaling.

Als de vraag naar goederen zeer gevoelig is voor prijsmutaties, wordt gesproken van een **elastische vraag**: de relatieve verandering van de gevraagde hoeveelheid is groter dan de relatieve prijsverandering. Dit is het geval als de prijs van een produkt met bijvoorbeeld 10 procent stijgt en de gevraagde hoeveelheid met meer dan 10 procent daalt. Het resultaat daarvan is dat het totaal bestede bedrag aan dit produkt afneemt. Dit is met name het geval bij luxe goederen, zoals audio-apparatuur.

Is de vraag naar goederen minder gevoelig voor prijsveranderingen van het produkt, is sprake van een **inelastische vraag**. Dit komt voor als een prijsverhoging van het produkt met bijvoorbeeld 10 procent leidt tot een vermindering van de vraag met minder dan 10 procent (bijvoorbeeld 5 procent, of nog veel minder - denk bijvoorbeeld aan brood).

Veel van de dagelijkse boodschappen bezitten een inelastische vraag.

De elasticiteit van het aanbod

Analoog aan de prijselasticiteit van de gevraagde hoeveelheid geeft de prijselasticiteit van het aanbod de reactie weer van het aanbod (de producent) op prijsveranderingen. Deze elasticiteit is meestal positief, omdat de producent meer zal gaan produceren naarmate hij de prijs hoger kan stellen.

Ook nu kunnen twee varianten worden onderscheiden. Als het aanbod zeer prijsgevoelig is, wordt gesproken van een **elastisch aanbod**. Daarentegen, als de aangeboden hoeveelheid op de markt niet prijsgevoelig is, is sprake van een **inelastisch aanbod**.

Bepalende factoren van elasticiteiten

Naast algemene economische factoren als het algehele niveau van inflatie, de mate van economische groei en de beschouwde periode (korte of lange termijn), laten elasticiteiten zich verklaren uit een aantal specifieke factoren [10]. De **prijselasticiteit van de vraag** wordt in het algemeen bepaald door:

- aard van de behoefte: in het algemeen zijn luxe produkten prijsgevoeliger dan eerste levensbehoeften;
- aanwezigheid en kwaliteit van substituten: naarmate deze hoger is zal de elasticiteit groter zijn;
- mate van complementariteit: de vraag naar een produkt zal minder prijsgevoelig zijn naarmate er meer produkten op de markt zijn, waarvan het gebruik sterk verbonden is met het gebruik van het betreffende produkt (bijvoorbeeld auto - benzine; zaklantaarn - batterij);
- de fase binnen de levenscyclus (introductie, groei, volwassenheid, teruggang, verdwijning): de prijsgevoeligheid neemt af naarmate een latere fase in deze cyclus wordt bereikt.

Bij de **prijselasticiteit van het aanbod** zijn de volgende factoren van belang:

- technische aard van het produkt: een agrarisch produkt is veelal inelastisch, een industrieel produkt veelal elastisch;
- marktform: naarmate er minder concurrentie is zal het aanbod minder prijsgevoelig zijn;

- mogelijkheid van voorraadvorming: indien het produkt voorraadvorming toelaat kan een aanbieder prijsgevoeliger reageren;
- mate van kapitaalintensiteit: een hoge graad van kapitaalintensiteit remt de elasticiteit van het aanbod.

Mate van regulerend effect

Zoals al eerder is opgemerkt wordt de effectiviteit van heffingen zowel door de prijselasticiteit van de vraag als door die van het aanbod beïnvloed. Gegeven het voorgaande zijn er vier combinaties mogelijk [10]:

- I Inelastische vraag vs. inelastisch aanbod
- II Inelastische vraag vs. elastisch aanbod
- III Elastische vraag vs. inelastisch aanbod
- IV Elastische vraag vs. elastisch aanbod

In principe zijn al deze combinaties in de praktijk denkbaar.

In het algemeen kan gesteld worden dat bij eenzelfde heffing het regulerend effect het sterkst zal zijn bij combinatie IV. Van een enigszins regulerend effect zal kunnen worden gesproken indien combinatie II of III van toepassing is. Bij combinatie I zal het te verwachten effect minder regulerend zijn.

2.5 Referenties

- [1] A.J.M. van den Biggelaar,
Een beleid voor een duurzame ontwikkeling,
Openbare Uitgaven, Den Haag, 1989.
- [2] Nota instrumenten milieuhygiënisch beleid,
Tweede Kamer 1974-1975, 13100, hoofdstuk XVII, nr. 2.
- [3] OECD, Economic instruments for environmental protection, Paris, 1989.
- [4] H.A. Udo de Haes,
Drie andere wegen voor milieubeleid,
Instrumenten voor milieubeleid, Alphen aan den Rijn, 1988.
- [5] J.B. Vos,
De bruikbaarheid van buitenlandse economische instrumenten
in het Nederlandse milieubeleid,
VROM, Den Haag, 1988.
- [6] J.B. Vos,
De rol van marktconforme instrumenten in het milieubeleid,
Openbare Uitgaven, nr. 5, Den Haag, 1989.

- [7] E.P.J. Wasch,
Het belaste milieu, Fiscale studieresie no. 18,
Deventer, 1979.
- [8] Tweede Kamer 1989 - 1990, Nationaal Milieubeleidsplan-Plus;
21 137, nr. 20-21.
- [9] A.F. De Savornin Lohman,
Haken en ogen aan de ecotax, ESB, 21
maart, Rotterdam, 1990.
- [10] N.E.I., Milieumaatregelen en economische effecten, Rotterdam, mei 1991.
- [11] Nationaal Milieubeleidsplan-plus; Notitie Instrumentarium.
Tweede Kamer 1989 - 1990, 21 137, nr. 22.
- [12] Proceedings Recycling '92;
Davos, april 1992.

3 Kosten en baten van afvalverwerking

Indien de kosten van afvalverwerking zichtbaar gemaakt moeten worden in de productprijzen, dan rijst de vraag op welke wijze deze kosten kunnen worden bepaald. Met name voor de onderhavige doelstelling zou het gewenst zijn, een methode te ontwikkelen voor de toerekening van kosten, die toepasbaar is voor een brede range van producten. Het doel daarvan is, te komen tot een meer sturend en gedifferentieerd systeem van kostentoerekening.

Hoewel in principe alle afvalstromen op deze manier zouden kunnen worden gezien, beperken we ons in deze studie tot het consumptieafval: het huishoudelijk afval (inclusief klein chemisch afval); grof afval en het daarmee vergelijkbare bedrijfsafval (kantoor-, winkel- en dienstenafval). Daarbij moet onderscheid gemaakt worden tussen afvalcomponenten met een korte cyclus en producten met een meer duurzaam karakter, beide in hun afvalstadium. Voorbeelden van de eerste groep zijn met name de restanten van de producten (onder andere verpakking), die de consument bijna dagelijks van de supermarkt betreft. Bij meer duurzame producten kan gedacht worden aan (elektrische) apparaten, bruingoed/witgoed, meubilair, etc.

N.B. De term "afvalverwerking" zoals deze hier wordt gebruikt, omvat alle handelingen die gericht zijn op de definitieve verwijdering inclusief de terugwinning van fracties uit het afval ten behoeve van hergebruik.

3.1 Algemene uitgangspunten voor een rekenmodel

Kosten en baten van individuele afvalfen zijn situatie-afhankelijk. Niet alleen variëren de verwijderingskosten per methode en per regio, ook de mogelijke baten zijn in het algemeen van zeer toevallige factoren afhankelijk en kunnen sterk fluctueren. Een voorbeeld hiervan is de opbrengst van oud papier. Afhankelijk van im- en exportmogelijkheden kan de prijs variëren van praktisch nihil tot circa f 100/ton voor bont papier.

Bij hout geldt, dat de transportkosten een belangrijke beperkende factor zijn voor de benutting van oud hout. Dit betekent dat de aanwezigheid van lokale hergebruiksmogelijkheden doorslaggevend is.

Het is overigens de vraag of de zichtbare afvalverwijderingskosten wel representatief zijn voor de totale maatschappelijke kosten die aan die specifieke afvalstroom moeten worden toegerekend. Een gedachtenvoorbeeld kan dit wellicht illustreren. Blikjes als drankverpakking zullen voor het overgrote deel in de reguliere afvalverwijderingsketen verdwijnen. Een klein deel, stel 2%, blijft als zwerfvuil achter in de natuur. In principe is dit een ongewenste situatie. De kosten om deze afvalblikjes uit de natuur terug te halen zouden meegenomen moeten worden. Deze kosten zijn echter helaas voor een belangrijk deel fictief; een raming daarvan zal te allen tijde discutabel blijven. Vervolgens komt de onzichtbare milieuschade aan de orde. Het is bijvoorbeeld denkbaar, dat aluminium in het zwerfvuil op de middellange tot lange termijn bijdraagt aan een ongewenste verspreiding van aluminium in het milieu. Te zijner tijd zou kunnen blijken dat de maatschappij verplicht is om een grootscheepse schoonmaakactie uit te voeren om reden van volksgezondheid (Alzheimer syndroom). Ook dit soort "nog niet

voorzien” kosten zouden meegenomen moeten worden in de huidige afvalkosten. Het zal duidelijk zijn dat een dergelijke kwantificering van de kosten van afvalverwerking niet goed mogelijk is, mede omdat:

- er zoveel verschillende toekomstscenario's bestaan;
- er geen consensus bestaat over de belangrijkste milieu-effecten en de vermijdingskosten daarvan.

Gelet op deze intrinsieke onmogelijkheid om toekomstige kosten eenduidig zichtbaar te maken, wordt in de studie primair uitgegaan van de zichtbare afvalverwerkingskosten, voor het huishoudelijk afval en het daarmee vergelijkbare afval, op basis van de huidige werkwijze in Nederland¹⁾. In 3.2 worden deze kosten (en baten) beschreven en gekwantificeerd. De verwerkingskosten van specifieke “consumptie” afvallen zoals klein chemisch afval is niet in de beschouwing meegenomen. Dit is het eerste rekenmodel, het *verwerkingskostenmodel (A)*. Het kenmerk daarvan is, dat in het uiteindelijke berekende resultaat geen onderscheid gemaakt wordt naar type of samenstelling van de afvalstof. Op basis van gewicht wordt een vast bedrag berekend, dat netto nodig is voor afvalverwerking (De kosten hangen uiteraard wel samen met de gekozen klasse van afvalstoffen, maar binnen die klasse wordt niet gedifferentieerd).

Een tweede rekenmodel wordt gevormd door uit te gaan van de kosten van een sluitend hergebruikstelsel: het *hergebruikskostenmodel (B)*. Daarbij worden de kosten gebaseerd op een verwerkingsstructuur waarbij de inzameling en de bewerking gericht is op een maximale vorm van hergebruik. Omdat deze benadering niet produkt-specifiek is, kunnen alleen de hergebruiksroutes van de bulkmaterialen meegenomen worden.

Het kenmerk van dit model is, dat nu juist wel onderscheid per afvalstof wordt gemaakt. De kosten van afvalverwerking worden daarbij gekarakteriseerd als

$$\sum_{i=1}^n g_i k_i + R, \text{ waarin } g \text{ het gewicht en } k \text{ de kosten voorstelt. De index } i = 1 \text{ tot en}$$

met n staat voor de verschillende afvalfracties; R zijn de kosten voor afvalverwerking die toegerekend moeten worden aan de materialen die niet kunnen worden hergebruikt.

Weliswaar is een dergelijk systeem op dit moment nog grotendeels fictief (en in die zin niet realistisch), maar het geeft een grenswaarde aan van een kostenniveau, gekoppeld aan de huidige beschikbare technologie.

Een dergelijk model heeft dus betekenis omdat het het maximaal haalbare aan geeft indien grondstof en energiebesparing absolute prioriteit krijgen. Het rekenmodel, gebaseerd op maximaal hergebruik, mag echter niet gezien worden als de meest wenselijke keuze! Het is bijvoorbeeld goed denkbaar dat afvalpreventieve maatregelen (grondstofkeuze, milieuvriendelijk ontwerp) in veel gevallen een beter milieuresultaat opleveren. Preventieve maatregelen missen echter op dit moment de noodzakelijke kwantificeerbaarheid. Voor een belangrijk deel wordt dit veroorzaakt door het feit dat de maatschappij nog maar aan het begin staat van het implementeren van milieu-afwegingen in het voortraject van het productieproces. Dit betekent dat er nog vele keuzemogelijkheden open staan. Vandaar dat het hergebruikmodel in dit stadium beter geschikt is om als referentie te fungeren. Dit model wordt in 3.3 gepresenteerd.

¹⁾ Uiteraard kunnen daar, wanneer de maatschappelijke normen verder veranderen, op den duur andere kosten, bijvoorbeeld het periodiek schoonmaken van bossen, aan worden toegevoegd.

Een derde "model" wordt gevormd door concreet de kosten en baten te bepalen voor de afzonderlijke relevante produkten. In de case studies wordt dit model verder uitgewerkt. Denkbaar is dat deze aanpak niet voor ieder produkt afzonderlijk wordt toegepast, maar dat een uitwerking voor een "produktgroep" gekozen wordt: het *produktkostenmodel (C)*, 3.4¹⁾.

3.2 Rekenmodel voor kosten en baten van afvalverwerking in de huidige situatie (verwerkingskostenmodel, A)

Voor het totale veld van afvalverwerking geldt dat de kosten vele malen groter zijn dan de baten. Uitzonderingen op deze regel zijn afvalstromen of afgedankte voorwerpen met een hoge intrinsieke waarde. Voorbeelden van deze laatste categorie zijn onder andere fotochemicaliën (zilver), kabels (koper en lood), schakelmateriaal (goud, zilver, platina). In dit hoofdstuk zullen gegevens betreffende aan het begin van dit hoofdstuk genoemde afvalstromen worden gepresenteerd.

Het traject van afvalverwerking kan worden onderverdeeld in de volgende stappen:

- inzameling (3.2.1);
- transport en overslag (3.2.2);
- bewerking en verwijdering (3.2.3).

3.2.1 Inzameling

De huidige realiteit in Nederland laat een bonte verzameling van inzamelvarianten zien. Voor een belangrijk deel wordt dit veroorzaakt door het feit dat de lokale overheid primair verantwoordelijk is voor de inzameling van huishoudelijk afval. Algemeen geldende opinies over afval en hergebruik van de hogere overheid zijn onder invloed van lokale randvoorwaarden door de lagere overheid vertaald in concrete systemen, waarbij voor zover mogelijk rekening is gehouden met lokale randvoorwaarden.

De belangrijkste variabelen zijn in dit verband:

- integrale of gescheiden inzameling;
- scheidingsregels bij gescheiden inzameling;
- frequentie van inzameling;
- haal- en brengsystemen;
- voorwaarden (bijvoorbeeld de grootte van de voorwerpen, wijze van verpakking, openingstijden van depots bij brengsystemen etc.).

Tabel 3.1 geeft de kosten van inzameling voor een aantal varianten.

¹⁾ In het vervolg van dit rapport zullen de drie hier gepresenteerde modellen: verwerkingskostenmodel, hergebruikskostenmodel en produktkostenmodel ook met respectievelijk A, B en C worden aangeduid.

Tabel 3.1 Inzamelkosten

Variant	f/ton	Ref.
Integraal	60 - 80	[1, 2]
Gescheiden inzameling	100 - 170	[2, 3]
Grof afval apart	100	[1]

In tabel 3.2 is de onderlinge kostenverhouding van een aantal varianten op het gebied van gescheiden inzameling weergegeven [2].

Tabel 3.2 Verhouding van kosten van gescheiden inzameling

integraal	1
GFT 1x/week; rest 1x per week	1,75
GFT 1x/week; rest 1x per 2 weken	1,5
GFT 1x/2 weken; rest 1x per week	1,45
GFT 1x/2 weken; rest 1x per 2 weken (alternerend)	1,15
duobak	1,15

3.2.2 Transport en overslag

De kosten van transport en overslag zijn in principe afhankelijk van de toegepaste middelen, de schaalgrootte en de transportafstand. Een algemeen geldend kostencijfer kan niet worden gegeven. Uit de geraadpleegde studies blijkt dat de kosten variëren van f 10 tot f 40 per ton [2, 4, 5].

3.2.3 Bewerking en verwijdering

In het verlengde van de verzameling van inzamelvarianten is er ook sprake van een verzameling van bewerkings- en verwijderingsvarianten. Tabel 3.3 geeft een overzicht van de te verwachten kosten van de verschillende mogelijkheden [1, 2, 3, 6].

Tabel 3.3 Kosten van afvalbewerking en -verwijdering

	f/ton
composteren	40 - 90
verbranden	80 - 200
verbranden (chemisch afval)	300 - 800
storten	25 - 60
storten (chemisch afval)	> 380

3.2.4 Opbrengsten

Een groot aantal fracties en componenten uit het afval kan worden ingezet als secundaire grondstof. In principe vormt daarbij de marktprijs van de te vervangen maagdelijke grondstof een bovengrens voor de eventuele opbrengst. Meestal echter zal er sprake zijn van een lagere opbrengst. Dit wordt veroorzaakt door een andersoortige specificatie, de aanwezigheid van verontreinigingen en een groter (aansprakelijkheids)risico verbonden aan het gebruik van een secundaire grondstof.

Opbrengstprijzen kunnen zeer sterk variëren, afhankelijk van het internationale spel van vraag en aanbod. Opbrengstcijfers die in deze paragraaf genoemd worden moeten daarom beschouwd worden als indicatieve rekengrootheden. In tabel 3.4 zijn een aantal opbrengstcijfers weergegeven.

Tabel 3.4 Opbrengsten van een aantal secundaire grondstoffen

	f/ton
papier	20 - 60
glas	30 - 60
blik	30 - 60
kunststoffen	0 - 300
compost	0 - 30
textiel	0 - 100
hout	0
non-ferro	1000 - 4000

Toerekeningsmodel op basis van huidige situatie (model A, verwerkingskostenmodel)

De toerekening is gebaseerd op de werkelijke situatie. Dit betekent dat zowel voor inzameling, verwijdering en hergebruik gebruik wordt gemaakt van gewogen cijfers, dat wil zeggen cijfers, die het percentage inzameling en hergebruik representeren. Verder wordt bij de kosten van verbranden en storten uitgegaan van een voorzieningenniveau overeenkomstig de huidige richtlijnen

(richtlijn verbranden 89 en IBC-criteria). Van de kosten, genoemd in tabel 3.1 en 3.3 zijn bij de berekeningen in tabel 3.6 de maximale waarden aangehouden. Voor wat betreft de baten is in tabel 3.7 van de gemiddelden uit tabel 3.4 uitgegaan. Boven genoemde aannamen kunnen derhalve als “conservatief” worden aangemerkt.

Voor de bepaling van een “gewogen” percentage hergebruik van de diverse fracties (die aanleiding geven tot de baten) is uitgegaan van de geschatte hoeveelheden hergebruik van huishoudelijk afval, grof afval en k.w.d. afval (tabel 3.5, [23]).

Tabel 3.5 Hoeveelheden hergebruik per afvalstroom

	h.h.a.	Grof afval	k.w.d	10³ ton/jaar totaal
papier	535	15	380	930
glas	210	—	30	240
textiel	35	—	—	35
GFT	33	—	—	33
kunststof	—	—	2	2
hout	—	15	—	15
ferro	—	55	50	105

Tabel 3.6 Kosten van afvalverwerking in guldens per ton afval

1. Inzameling			
— integraal	65% à f 80	= f 52	
— gescheiden	25% à f 170	= f 42,50	
— grof afval	10% à f 100	= f 10	
<i>Subtotaal inzamelkosten</i>			<i>f 105</i>
2. Transport			
		f 25	
<i>Subtotaal transportkosten</i>			<i>f 25</i>
3. Verwijdering			
— verbranden	60% à 200	= f 120	
— storten	40% à 60	= f 14	
<i>Subtotaal verwijderingskosten</i>			<i>f 144</i>
Gemiddelde gewogen kosten per ton			f 275

Tabel 3.7 Baten van afvalverwerking

Fractie	Aandeel hergebruik betrokken op integraal consumptie afval in procenten	Opbrengst van secundaire grondstof guldens/ton	Opbrengst per ton afval guldens/ton
papier	11	40	4,40
glas	2,8	45	1,26
ferro	1,3	45	0,59
kunststoffen	nihil	150	nihil
compost	0,4	15	0,06
textiel	0,4	50	0,20
hout	0,2	nihil	nihil
non-ferro	nihil	2.000	nihil
gemiddelde opbrengst			f 6,51

Met de term "integraal consumptieafval" wordt bedoeld het totaal van huishoudelijk afval, grof afval en k.w.d. afval.

Het blijkt dus dat de totale afvalverwerkingskosten minus de baten geraamd kunnen worden op circa **f 270/ton**.

Op grond van deze beschouwing kan dus een bedrag van 27 ct/kg aan ieder consumptiegoed toegerekend worden, teneinde de (directe) afvalverwerkingskosten te dekken.

Bij sterke toename van het aanbod van afvalcomponenten, tengevolge van een sterkere politieke wens tot hergebruik kunnen de opbrengstprijzen overigens sterk dalen.

Het zal duidelijk zijn dat bovenstaande berekening slechts een orde van grootte aangeeft voor de grootheid "kosten - baten". Voor deze studie is zo'n benadering toereikend omdat het doel is, een macro-economische grondslag voor een heffing te bepalen.

3.3 Rekenmodel voor kosten en baten van afvalverwerking bij maximaal hergebruik (hergebruikskostenmodel, B)

Uitgangspunt is nu maximaal hergebruik. De kosten (en baten) die gemoeid zijn met de keten van handelingen (inzamelen, transporteren en bewerken) weerspiegelen dan het niveau van kosten die behoren bij een maatschappelijke prioriteitsstelling van maximale grondstof- en energiebenutting en minimale restverwerking.

Een belangrijk knelpunt bij de gedachtenvorming over een dergelijk hergebruik-systeem is dat het principieel onmogelijk is om per afvalstof of per afvalfractie een onafhankelijk systeem te definiëren.

Er is een grote mate van onderlinge samenhang en afhankelijkheid tussen de verschillende processtappen. Inzameling van een specifieke huishoudelijke afvalstof kan niet los worden gezien van het totale inzamelplaatje, terwijl ook de verwerking van een specifieke afvalstof tot secundaire grondstof niet los gezien kan worden van de verwerking van een daarop gelijkende afvalstof van een andere herkomst.

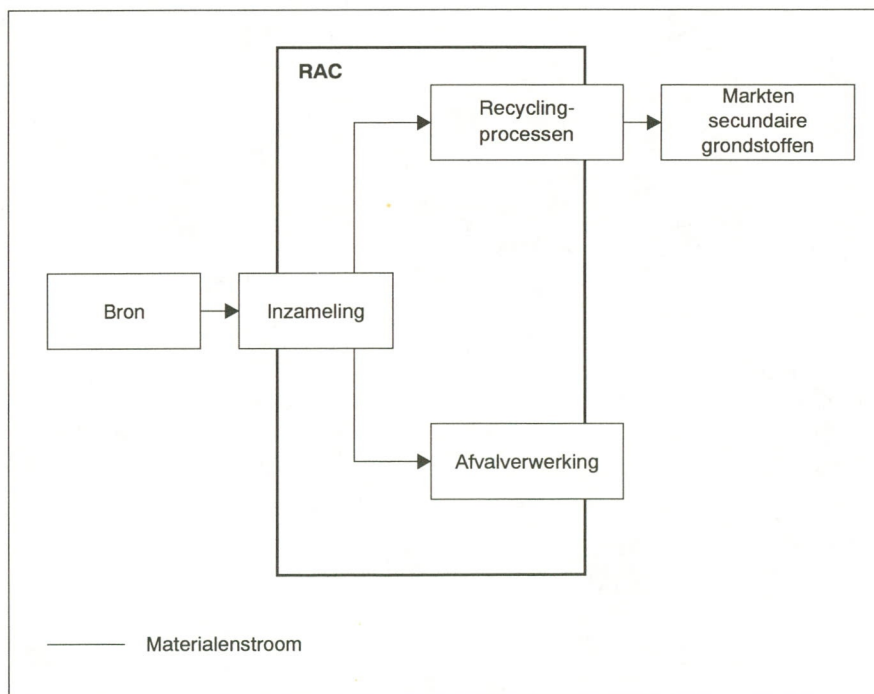
In concreto:

éénzelfde afvalstof, bijvoorbeeld papier, kan uit veel verschillende bronnen afkomstig zijn, en vervolgens voor tal van verschillende doeleinden worden hergebruikt.

Om deze moeilijkheid te vermijden en niettemin een doorzichtig referentiesysteem te ontwerpen, worden de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- Inzameling geschiedt overeenkomstig thans bekende systemen.
- De noodzakelijk verdere scheiding en opwerking van de diverse afvalfracties geschiedt in een soort van "regionaal afvalstoffencentrum".
- Schaalgrootte vormt geen ontwerpparameter voor het referentiemodel.

In figuur 3.1 is het algemene model geschetst, terwijl tabel 3.8 een eerste categorisering bevat van afval/inzamelingen/verwerkingswijzen en secundaire materialen.



Figuur 3.1 Het Regionaal Afval Centrum (RAC)

Tabel 3.8 Een eerste aanzet tot systematisering van afvalstoffenverwerkingsketens (de kolommen in deze tabel zijn uiteraard niet volledig)

Afvalfen	Inzamelwijzen	Verwerkingswijzen	Materialen/producten
Groene afvalfen mest bermmaaisel plantsoenafval afgedragen plantenmateriaal veilingafvalfen afvalfen agro-industrie swill groente-, fruit- en tuinafval oud papier afvalhout	haal- en brengsystemen onder andere containers	compostering biogaswinning hydrolyse fermentatie pyrolyse verbranding	bodemverbeteraar biogas chemicaliën eiwitrijke voedselbronnen houtskool energiedragers
Componenten, onder andere oud papier hout kunststoffen rubbers (inclusief autobanden) textiel glas metalen	haal- en brengsystemen onder andere containerparken en inzamelapparaten	sortering mechanische scheiding (opwaardering) verbranding pyrolyse	opgevaardeerde componenten, zoals glas, metalen papier, hout energiedragers
Heterogene afvalfen, onder andere huishoudelijk afval kantoor-, kantine en dienstenafval grof huisvuil cateringafval	haal- en brengsystemen groene container + duobak (inzameling van meerdere fracties)	sortering mechanische scheiding verbranding	componenten zoals papier, metalen, glas, kunststoffen energiedragers
Samengestelde afvalfen, onder andere autowrakken witgoed (bijvoorbeeld wasmachines) bruingoed (audio/video) kantoorapparatuur fietsen	haal- en brengsystemen onder andere milieuboeren inruil detailhandel inruil garages	sloopstraten mechanische scheiding hydrometallurgie	apparaten/goederen onderdelen metalen kunststoffen/rubbers
Anorganische afvalfen, onder andere bouw- en sloopafval vliegassen slakken vervuild (waterbodems) vergistingsresiduen/slibben fosforzuurgips	haal- en brengsystemen onder andere containers	mechanische scheiding fysisch-chemische concentrering immobilisatie	bouwmaterialen ophoogmateriaal
(klein) chemisch afval, onder andere afgewerkte olie batterijen tl-buizen verfresten straalgrit afvalfen galvanische baden	haal- en brengsystemen onder andere containers detailhandel	hydrometallurgie regeneratie chemische technieken mechanische technieken immobilisatie	metalen organische vloeistoffen energiedragers

Voor iedere afvalstof is een “uniek” proces te ontwerpen. Het is echter de vraag of in het licht van deze studie ook gestreefd moet worden naar de volledige individualisering van de kostenberekening. Bovendien is het de vraag of een eenduidige geïndividualiseerde kostenberekening wel mogelijk is. Het proces van “verfijningen” kent geen einde! Daarom is in deze studie uitgegaan van globale recyclingskosten per afvalstof, op basis van de thans meest gangbare methoden voor de fracties genoemd in tabel 3.9.

De opzet daarvan ziet er schematisch als volgt uit:

1. Bepaling van de te beschouwen afvalstoffen of clusters daarvan.
2. Bepaling van het aandeel terugwinbare componenten in deze afvalstoffen.
3. Vaststellen van de benodigde processtappen in het totale traject van inzamelen tot secundaire grondstof.
4. Toerekenen van de verwerkingskosten aan de betreffende afvalstof.

De fracties die in deze beschouwing worden betrokken zijn weergegeven in tabel 3.9. Alleen herbruikbare “bulk” fracties worden in de beschouwing meegenomen. Specifieke componenten en milieugevaarlijke stoffen worden in dit model verwaarloosd.

Tabel 3.9 Herbruikbare fracties in het hergebruikskostenmodel (B)

papier
glas
kunststoffen (PE, PP, PVC, PS)
GFT
textiel
hout
aluminium
ferro
koper

In de **bijlage 10** zijn de verwerkingskosten van deze fracties nader gedefinieerd. Tabel 3.10 geeft het eindresultaat.

Tabel 3.10 Afvalverwerkingskosten (gericht op hergebruik van afzetbare grondstof)⁴⁾

Fractie	Kosten f/ton
GFT	195 - 250 ¹⁾
Glas	315 - 410 ²⁾
Papier	255 - 630 ³⁾
Kunststoffen	850 - 1250
Ferro	150 - 210
Non-ferro	215 - 375
Textiel	500 - 1100
Hout	220 - 330

¹⁾ Bij wekelijkse inzameling.

²⁾ Haalsysteem, gevolgd door scheiding op kleur

³⁾ Intensief haalsysteem.

⁴⁾ In dit verband zijn ook de kosten van een milieucorner of retourshop relevant. Een beschouwing daarover is als **bijlage 11** opgenomen.

Bij de afvalverwerkingskosten is geen rekening gehouden met eventuele opbrengsten van tabel 3.9.

Een probleem bij het bepalen van de afvalverwerkingskosten betreft de inzamelkosten. Hoeveel kost het extra om de laatste beetje uit de markt te halen? Bij maximaal hergebruik zullen met name de inzamelkosten sterk stijgen. Om dit mee te nemen is bij de inzameling uitgegaan van de kosten bij intensieve inzameling, zonder dat hierbij een garantie voor 100% inzameling kan worden gegeven.

Een uitvoerige studie naar de huidige stand van zaken van verschillende vormen van gescheiden inzameling wordt gegeven in [18].

Voor transport en opwerking geldt veelal de economy-of-scale. Voor maximaal hergebruik zullen echter ook scheidings- en opwerkingstechnieken moeten worden gebruikt die op dit moment nog financieel onaantrekkelijk zijn. Tevens zullen mindere kwaliteiten hergebruikt moeten worden.

Een ander probleem wordt gevormd door de producten uit meerdere materialen. De verwerking hiervan zal veelal duurder zijn dan de verwerking van de losse componenten. Vermenigvuldiging met een "complexiteitsfactor" zou hier eventueel uitkomst kunnen brengen.

Toerekeningsmodel op basis van maximaal hergebruik (model B, hergebruiksmodel)

In dit model wordt vanaf het begin onderscheid gemaakt tussen de fracties die kunnen worden herwonnen (zie tabel 3.9).

In tabel 3.11 zijn de kosten en baten van de verschillende fracties samengevat. Voor de kosten zijn de maximale waarden van tabel 3.10 gekozen.

In dit geval zijn de baten voor de meeste fracties gelijk aan die, welke bij het verwerkingsmodel (3.2.1) zijn gebruikt. Daarbij vormen kunststoffen en non ferro een uitzondering, omdat mag worden aangenomen dat het proces van gescheiden

inzameling en opwerking zal leiden tot een hogere kwaliteit, en daarmee tot een hogere verkoopwaarde.

Zie ook [19] voor een soortgelijke beschouwing.

Tabel 3.11 Kosten en baten van verwerking van afvalfracties (gebaseerd op de maximale verwerkingskosten uit tabel 3.9)

Fractie	Verwerkingskosten f/ton	Baten f/ton	Netto kosten f/ton
gft	250	10	240
glas	410	45	365
papier	630	30	600
kunststoffen	1250	500	750
ferro	210	45	165
non ferro	375	3000	-2625
textiel	1100	50	1050
hout	330	—	330
rest	270	—	270

Toerekening van de afvalverwerkingskosten aan een willekeurig consumptiegoed kan nu geschieden door op grond van de samenstelling van het produkt een procentuele toewijzing te berekenen. Voor de materiaalfracties die volgens dit model niet hergebruikt kunnen worden kan dan model A toegepast worden.

Ter verduidelijking de volgende voorbeelden.

Voorbeeld 1:

Stel Shampoo-fles. Het produkt bestaat uit circa 500 ml shampoo en 50 gram kunststof verpakking. Het produkt telt niet mee in deze berekening. De toe te rekenen afvalverwerkingskosten bedragen $50 \cdot 10^{-6} \cdot 750 = f\ 0,04$.

Voorbeeld 2:

Een pak luiers bestaat uit 2 kg papier en 200 gram kunststof. Het toe te rekenen bedrag wordt nu $2 \cdot 10^{-3} \cdot 600 + 200 \cdot 10^{-6} \cdot 750 = f\ 1,20 + f\ 0,15 \approx f\ 1,35$.

Voorbeeld 3:

Een krop sla in een kunststof verpakking van 10 gram weegt 200 gram. Circa 10% van de sla wordt afval. Het toe te rekenen bedrag wordt nu $20 \cdot 10^{-6} \cdot 240 + 10 \cdot 10^{-6} \cdot 750 = f\ 0,01$ (alleen de kunststof blijkt invloed te hebben!).

3.4 Rekenmodel voor kosten en baten van afvalverwerking voor afzonderlijke produkten (produktkostenmodel, C) aan de hand van twee cases

Bij dit model worden de specifieke produktkenmerken wel in beschouwing genomen. Grondslag van de berekening zijn nu de kosten die gemaakt moeten worden om het produkt te ontmantelen en te scheiden in herbruikbare fracties.

Voor de uitwerking van de methodiek met behulp van twee cases is – in overleg met de begeleidingscommissie – gekozen voor de volgende produkten:

- fluorescentielampen;
- huishoudelijke apparatuur met oplaadbare batterijen.

De analysedocumenten zijn in de **bijlagen 12 en 13** opgenomen. In deze paragraaf worden de resultaten gepresenteerd.

3.4.1 Fluorescentielampen

De groep van fluorescentielampen omvat diverse typen. De meest voorkomende is de bekende TL buis, reden om deze case studie verder uit te werken op basis van dit type.

De jaarlijkse afvalhoeveelheid bedraagt circa 8 miljoen stuks. Zowel het aanwezige kwik als het fluorescentiepoeder kunnen bij de afvalverwijdering een onacceptabele milieubelasting opleveren. Dit betekent dat een speciale verwerking van het afvalprodukt alleen al uit emissie-oogpunt gerechtvaardigd is.

De gemiddelde samenstelling van de TL buis is in tabel 3.12 weergegeven.

Tabel 3.12 Samenstelling TL buis in gewichtsprocenten

Glas	90%
Non-ferro	2%
Chemisch afval (onder andere fluorescentiepoeder)	8%

Het grootste gedeelte van het poeder (circa 5 gram per buis) bestaat uit fosfor-, cadmium- en magnesiumoxiden. Tevens bevat het poeder sporen zware metalen. Daarnaast bevat de buis gemiddeld circa 20 mg Hg.

Voor het afvalverwerkingsproces kan uitgegaan worden van het LumenEx proces. Hierbij worden de lampen gebroken en gescheiden in schroot en glas. Het glas wordt vervolgens ontstoft.

De verwerkingskosten van de buis bedragen volgens opgave van LumenEx 55 ct. Het glas en het schroot worden afgezet. De restfractie, bestaande uit het fluorescentiepoeder, wordt als chemisch afval verwijderd. Voor het inzamelen moet gerekend worden met een bedrag van 5 ct, zodat het totaal gecijferd wordt op 60 ct.

Een vergelijking van de verschillende berekeningsgrondslagen van de kosten en baten voor afvalverwerking, zoals deze gepresenteerd zijn in dit hoofdstuk (3.2, 3.3 en 3.4.), is nu mogelijk.

In tabel 3.13 zijn de uitkomsten voor de fluorescentielamp samengevat.

Tabel 3.13 *Heffingsgrondslag voor de fluorescentielamp volgens de besproken methoden*

Verwerkingskostenmodel (A) (basis 200 g per buis)	5,4 cent
Hergebruikskostenmodel (B)	6,6 cent
Produktkostenmodel (C), case studie	60 cent

Duidelijk is dat de produkt-specifieke benadering leidt tot een veel hogere heffingsgrondslag dan de twee andere methoden. Verder is het verschil tussen deze twee algemene methoden (model A en B) verwaarloosbaar.

Mede gelet op het ontbreken van substitutiemogelijkheden zal zelfs de hoogste heffing, van circa 6% van de verkoopprijs (die hier op f 10,- is gesteld) vermoedelijk weinig invloed uitoefenen op het consumptiepatroon. Daarom kan de heffing in dit geval vrijwel geheel als een bestemmingsheffing worden beschouwd.

3.4.2 Huishoudelijke apparatuur met ingebouwde oplaadbare batterij

Deze produktgroep is aanzienlijk moeilijker te specificeren dan de vorige. Talloze verschillende apparaten behoren tot deze groep. Voor een nadere afbakening is gekozen voor apparatuur met **ingebouwde** oplaadbare batterij, in tegenstelling tot de apparaten met verwisselbare batterijen. De beschouwde groep bestaat uit de volgende apparaten:

Keukenapparatuur

mixer, staafmixer, blikopener, kruimelzuiger, elektrisch mes.

Persoonlijke verzorging

tandenborstel, scheerapparatuur, baardtrimmer, tondeuze, monddouche.

Hobby

heggeschaar, kantesnijder, boormachine, schroevendraaier.

Tot 1990 bestond de groep keukenapparatuur uitsluitend uit de kruimelzuiger. De consumptie daarvan bedroeg circa 400.000 stuks/jaar.

Over andere apparaten zijn geen specifieke gegevens bekend.

Het aanbod van deze apparatuur als afval is nog zeer gering. Er wordt uitgegaan van een huidig totaal aanbod van circa 200.000 stuks/jaar, voornamelijk bestaande uit kruimelzuigers. Om deze reden is voor deze case gekozen voor de kruimelzuiger als referentieprodukt.

De bruto samenstelling van een kruimelzuiger is weergegeven in tabel 3.14.

Tabel 3.14 Samenstelling van kruimelzuiger in gewichtsprocenten

Kunststof	51%
Ferro	21%
Non-ferro	16%
Rest	12%

Bij de verwerking van de apparatuur vormt de demontage van de batterijen de essentiële stap. Op dit moment is er nog geen verwerking van Ni-Cd batterijen mogelijk. Voorlopig worden de batterijen opgeslagen in de C2 deponie.

De kunststoffractie en de non-ferro fractie bieden voorlopig op grond van hun samenstelling weinig perspectief tot hergebruik van deelfracties. Daarom bestaat in deze case de verwerking van het huishoudelijk apparaat uit de demontage en de verwijdering van de Ni-Cd batterijen. De overige fracties moeten voorlopig nog worden verbrand of gestort.

De totale kosten worden geraamd op 285 cent per kg in geval van tijdelijke opslag van de batterijen, of 245 cent per kg als een verwerkingsfaciliteit voor de batterijen beschikbaar zou zijn.

In tabel 3.15 zijn de uitkomsten van de verschillende rekenmodellen voor een huishoudelijk apparaat met ingebouwde oplaadbare batterij samengevat.

Tabel 3.15 Heffingsgrondslag voor de huishoudelijke apparatuur met ingebouwde oplaadbare batterij volgens de verschillende methoden

Verwerkingskostenmodel (A) (basis 719 gr)	19 cent
Hergebruikskostenmodel (B)	13 cent
Produktkostenmodel (C), case studie	285/245 cent

Duidelijk is dat de produkt-specifieke benadering ook bij deze case leidt tot een veel hogere heffingsgrondslag dan de twee andere methoden. Tevens blijkt ook in dit geval dat het verschil tussen deze twee algemene methoden (model A en B) verwaarloosbaar is.

De verkoopprijs is gesteld op f 50 à f 95; mede gelet op het ontbreken van substitutiemogelijkheden zal zelfs de hoogste heffing van circa 3 à 5% daarvan weinig invloed uitoefenen op het consumptiepatroon. De heffing kan ook in dit geval vrijwel als een bestemmingsheffing worden beschouwd.

3.4.3 Discussie

De case studies vormen een uitwerking van de wijze waarop een heffing toegerekend kan worden op basis van produkt-specifieke kenmerken. Het is een logische voortzetting van de gedachtengang zoals uitgewerkt in de modellen A en B.

Bij model A is er sprake van een niet-produkt-specifieke grondslag voor een heffing. De totale kosten worden naar rato van het gewicht omgeslagen.

Bij model B is de grondslag afhankelijk van de samenstelling van het produkt, waarbij alleen de bekende recycleerbare fracties in beschouwing worden genomen¹⁾.

Model C, tenslotte, is een produkt-specifieke methode. Nu worden individuele of groepsspecifieke kenmerken in de beschouwing meegenomen.

Voor beide cases blijkt dat de produkt-specifieke benadering leidt tot een heffingsgrondslag die een factor 10 tot 20 hoger is dan bij de twee meer generieke methoden. Dit betekent dat zeker in het geval van de meer duurzame produkten een produkt-specifieke benadering vereist is. Dat hoeft overigens niet te betekenen dat in alle gevallen een heffing per produkt of zelfs per type zou moeten worden toegepast. In hoeverre er voor produkten, die gemeenschappelijke kenmerken vertonen, een “groeps”benadering kan worden toegepast, is in deze studie niet expliciet onderzocht. Niettemin geven de bepalende factoren in de case studies niet de indicatie dat een dergelijke groepsbenadering onmogelijk zou zijn.

Anderzijds bezit het aanbrengen van differentiatie binnen een groep functioneel gelijkwaardige produkten bepaalde beleidsmatige voordelen. In 4.5b wordt daar nader op ingegaan.

Verder moet worden opgemerkt, dat een steekproef van twee case studies te klein is, om de grootte-orde van de kosten volgens model C vast te stellen. Omdat het in dit stadium echter eerder gaat om de ontwikkeling van een beleidsfilosofie dan om concrete getallen, is in het volgende hoofdstuk het gemiddelde percentage van de beschouwde cases, namelijk 5%, als basis voor de eerste oriënterende berekening gekozen voor produkten in de prijsklasse van f 10 à f 100. Er zijn echter aanwijzingen, dat dit percentage voor duurder produkten lager is (zie 3.5). Als gemiddelde percentage is daarom 4% aangehouden.

En tenslotte kan uit de berekeningen worden geconcludeerd dat bij de onderzochte cases de modellen A en B het principe “de vervuiler betaalt” onvoldoende representeren.

3.5 Vergelijking uitkomsten produktkostenmodel (C) met andere gegevens

Voorlopig kan worden vastgesteld, dat voornoemde 5% enige overeenstemming vertoont met andere recente schattingen. Zo is door VROM overleg gevoerd met de bandenbranche over een convenant dat zou moeten leiden tot een “verwijderingsbijdrage” van circa 5% door de consument. Hiermee zou de herverwerking worden gefinancierd [20] (Het convenant gaat overigens niet door [24]).

¹⁾ Schadelijke stoffen zijn in model B niet meegenomen omdat daarvoor na verwerking in het algemeen geen reële marktprijzen kunnen worden gegeven.

Een recente prijslijst van het Duitse recyclingbedrijf Ecomatic [21] geeft prijzen voor het verwerken van diverse elektronische apparaten, tabel 3.16, eerste kolom. Door TNO zijn in de daarop volgende kolommen schattingen gegeven van nieuwprijzen van deze apparaten, en de percentages berekend, die daaruit resulteren.

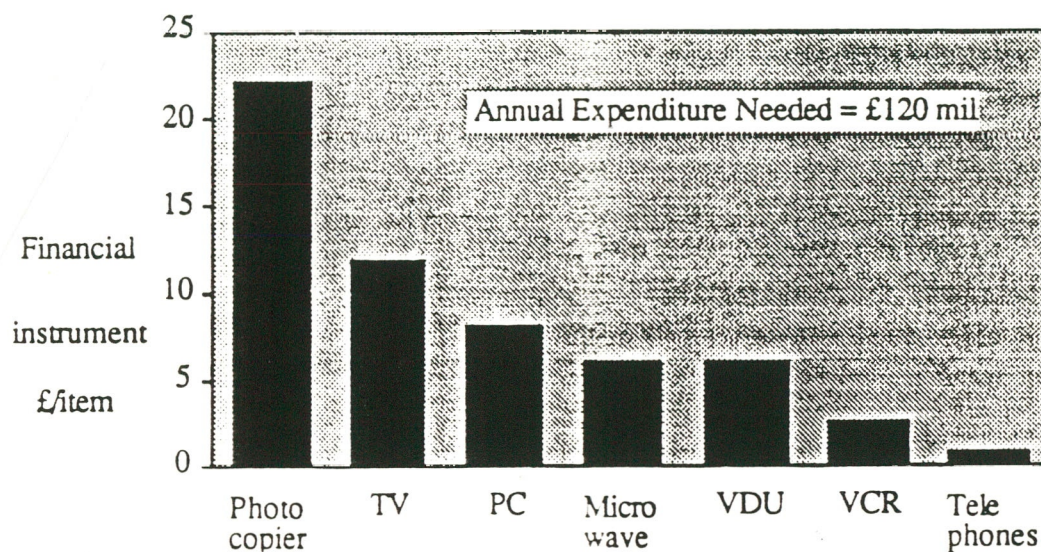
Tabel 3.16 Enige prijzen voor het recyclen van elektronische apparatuur, uit een brochure van het Duitse bedrijf "Ecomatic" [21]

	DM/Gerät (excl. BTW)	Dfl (incl. BTW)	Geschatte nieuwprijs (incl. BTW)	%
Fernsehgerät (bis 66 cm Durchmesser)	50,00	63,00	1500	4
Bildröhre	25,00	31,00	500	6
PC-Monitor	50,00	63,00	1500	4
PC-Zentraleinheit	30,00	38,00	6000	0.6
PC-Tastatur	20,00	25,00	1100	2
Nadeldrukker	25,00	31,00	1200	2.5
Laserdrukker	35,00	44,00	1900	2.5

März 1991

In [22], tenslotte worden door CEST¹⁾ eveneens gegevens vertrekt over recyclingskosten van diverse elektronische apparaten, op basis van schattingen (figuur 3.2).

¹⁾ Centre for Exploitation of Science and Technology.



Figuur 3.2 Geschatte kosten van recycling [22]
 VDU: Video Display Unit (monitor)
 VCR: Video Cassette Unit (videorecorder)

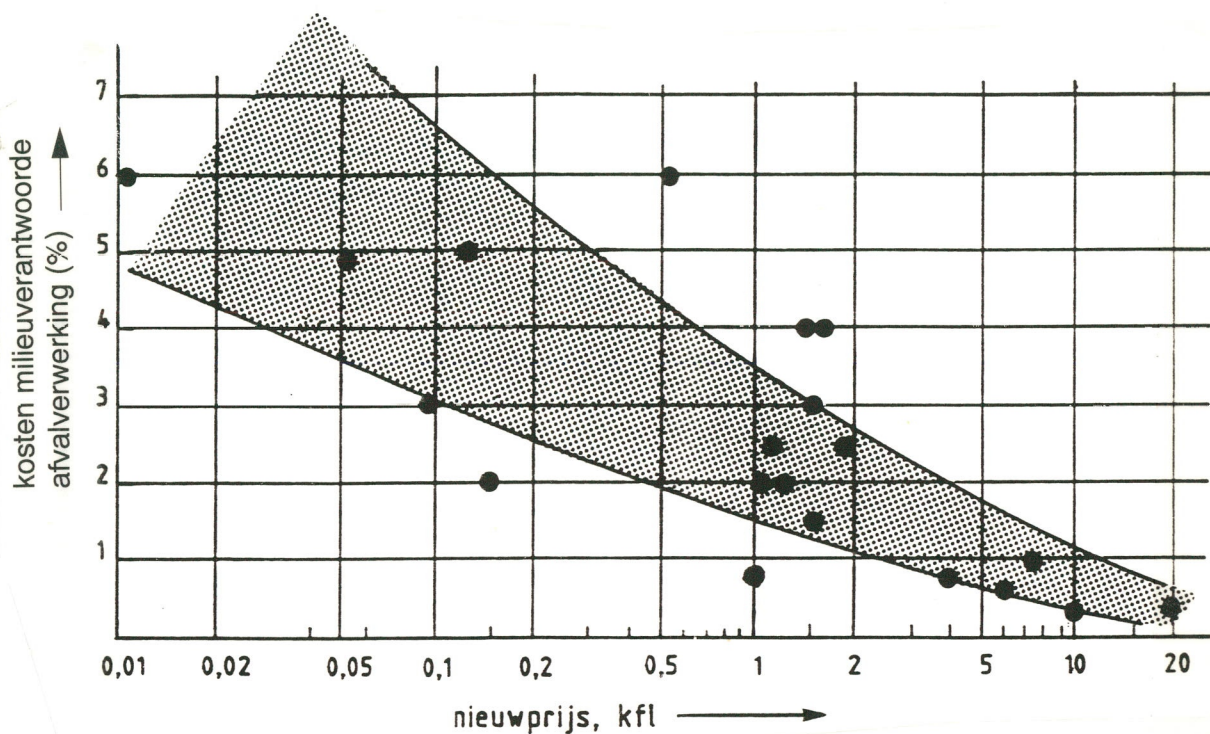
Rekent men deze bedragen terug naar percentages van de nieuwprijs, dan ontstaan gegevens volgens tabel 3.17.

Tabel 3.17 Schattingen recyclingskosten volgens CEST [22]

	Geschatte kosten recycling (Dfl)	Geschatte nieuwprijs (Dfl)	%
Fotocopieerapparaat	78	7.500 à 20.000	1 à 0.4
TV	42	1.500	3
PC	29	4.000 à 10.000	0.8 à 0.3
Hoogfrequent oven (magnetron)	21	1.200	2
Monitor	21	1.500	1.5
Videorecorder	8	1.000	0.8
Telefoon	3	150	2

Een samenvatting van de resultaten uit tabel 3.16 en 3.17 wordt gegeven in figuur 3.3. Ook de resultaten van de onderhavige studie zijn daaraan toegevoegd, alsmede de eerder in deze paragraaf genoemde autobanden.

Uit deze grafiek ontstaat een eerste, globale indicatie, dat bij toenemende nieuwprijs de kosten van milieuverantwoorde afvalverwerking procentueel afnemen.



Figuur 3.3 Grove indicatie van het verband tussen nieuwprijs en de procentuele kosten van milieuverantwoorde afvalverwerking

3.6 Referenties

- [1] D. Nagelhout, K. Wieringa, J.M. Joosten;
Afval 2000 - een verkenning van de toekomstige
afvalverwijderingsstructuur,
RIVM-rapport no 738605002, maart 1989.
- [2] Vier noordelijke provincies, DHV augustus 1989.
- [3] Verslag Symposium "Huishoudelijk Afval", juni 1989.
- [4] Het Nulde rapport, VAM april 1987.
- [5] Voorstel tot vernieuwing van het Afvalstoffenbeleid, LCCA, juli 1989.
- [6] Gemeente en Afvalverwijdering, VNG, april 1990.
- [7] P.C. Limburg,
Textiel; ENKA BV, Research Instituut (Arnhem),
Uit Kunststoffen 1986, Terugblik en Toekomst,
H.M. Brüggeman, TNO, Delft, 1986.
- [8] DHV, jan. 1990 in Misset's Milieu Magazine, 11-90.

- [9] Grontmij, mei 1989 in *Misset's Milieu Magazine*, 11-90.
- [10] Grabowsky & Poort in *Misset's Milieu Magazine*, 11-90.
- [11] *Handboek gescheiden inzameling van GFT-afval*, G. Kreuzberg, F. Reijenga, april 1989.
- [12] *Getrennte Sammlung von Wertstoffen des Hausmülls*, B. Gallenkemper, H. Doedens, Erich Schmidt Verlag, 1988.
- [13] *Baten van hergebruik van afvalstoffen*, SIBAS, juli 1987.
- [14] *Mondelinge mededeling* Ir. A.M.M. Ansems, TNO-MT, november 1990.
- [15] *Schriftelijke mededeling* F.G. Esmeijer, TNO-ME, februari 1991.
- [16] *Recycling von Kunststoffabfällen*, Müll und Abfall 27, 1988.
- [17] Dr.Ing. H.L. Baumgarten, *Techno-ökonomische Probleme der Erzeugung und Verwendung von Altpapierstoff*.
- [18] G. Steeghs,
Gescheiden inzameling van (droge) componenten van huishoudelijk en daarmee vergelijkbaar afval,
Centrum voor Energiebesparing en Schone Technologie, juni 1991.
- [19] H.J.W. Sas et al.,
Verpakkingsafval uit huishouden,
Financieel Instrumentarium ter bevordering van inzameling en hergebruik,
Centrum voor Energiebesparing en Schone Technologie, december 1991.
- [20] *Convenant bandenbranche en VROM uitgesteld*;
Financieel Dagblad, 30 oktober 1991, blz. 3.
- [21] *Ecomatic; Recycling Fernsehgeräte und Computer*,
Prijzlijst maart 1991.
- [22] CEST, *persoonlijke mededeling*, B.L. v.d. Ven, november 1991.
- [23] Nagelhout, van Lohuizen,
Afvalverwijdering 1990 - 2010. Achtergronddocument bij de Nationale Milieuverkenning 2.
RIVM rapport 736201010, januari 1992.
- [24] J. Hagemans, VROM, *persoonlijke mededeling*, maart 1992.

4 Integratie van netto-kosten van afvalverwerking in productprijzen

Op basis van het in de voorgaande hoofdstukken besprokene wordt in dit hoofdstuk ingegaan op de integratie van netto-kosten van afvalverwerking in de productprijzen. Daarbij wordt met name de aandacht gericht op een concretisering van de te volgen werkwijze.

Allereerst komt in 4.1 een indeling van produkten in produktgroepen aan de orde, waarbij een koppeling wordt gemaakt aan het meest geschikte kostenmodel uit hoofdstuk 3. Vervolgens worden in 4.2, mede aan de hand van de resultaten van hoofdstuk 3, de voor dit onderzoek relevante economische instrumenten nader bezien. In 4.3 wordt voor de respectievelijke kostenmodellen aangegeven welk economisch instrument zich het beste voor een algemene toepassing leent. Daarna worden in 4.4 een aantal aspecten nader geconcretiseerd. In 4.5, tenslotte, wordt een voorlopige analyse gegeven van de mogelijke consequenties van de resultaten van deze studie voor internationale afstemming, organisatorische, bestuurlijke, financiële aspecten, alsmede voor behoeften aan verder onderzoek.

4.1 Koppeling produktgroepen aan een afvalverwerkingskostenmodel

Uit hoofdstuk 3 is gebleken dat de kosten van afvalverwerking berekend volgens het verwerkingskostenmodel (A) en het hergebruikskostenmodel (B) elkaar in de twee onderzochte cases weinig ontlopen. Bij fluorescentielampen bedragen de kosten volgens model A ongeveer 5 cent en volgens model B 6 cent. Het verschil van slechts één cent (dit is circa 0.1% van de productprijs) is verwaarloosbaar. In de tweede case, de kruimelzuiger, zijn de kosten van verwerking volgens model A hoger dan die volgens model B, namelijk 18, respectievelijk 13 cent. Uitgaande van een gemiddelde winkelprijs van f 75,- is dit een verhouding van 0.24% (model A) versus 0.17% (model B).

Daarom kan, op basis van deze twee cases, worden geconcludeerd dat de hier aangegeven verschillen in produktheffing tussen model A en model B van een dusdanig geringe omvang zijn, althans voor het doel van deze oriënterende studie, dat met één van beide modellen kan worden volstaan.

Daarbij ligt het in dit verband voor de hand te kiezen voor het algemeen toepasbare model A, dat gebaseerd is op een niet produktspecifieke grondslag voor de heffing. Het grote voordeel van dit model ten opzichte van B is het administratieve gemak waarmee het kan worden ingevoerd. Verder is A realistischer dan B omdat momenteel de meeste produkten niet gescheiden worden ingezameld. Dit neemt niet weg dat er in het kader van de implementatie van een systeem als het onderhavige, verfijningen nodig zullen zijn, waarbij er wel degelijk toepassingsmogelijkheden voor model B blijven bestaan. Te denken valt dan aan die vormen van gescheiden afvalinzameling, die door de producent verkozen wordt, boven een ongedifferentieerde afvalinzameling van "alles op een hoop". De papierinzameling is hiervan een voorbeeld.

Extrapolatie van de uitkomst van deze studie naar al het huishoudelijk en daarmee vergelijkbaar afval in Nederland betekent in eerste benadering echter dat model B, waarvoor inzicht in de samenstelling van produkten noodzakelijk is, kan

komen te vervallen. Dit impliceert dat bij alle afval van produkten die niet tot categorie C behoren een heffing kan worden opgelegd op basis van het gewicht van het afval. Deze zou dan door **de producent** van dat artikel moeten worden opgebracht. Zo zou een fles van 500 gram derhalve voor de producent 13 cent duurder worden. De netto-kosten van afvalverwerking volgens model A bedragen immers 27 cent per kg.

Het produktkostenmodel (C) daarentegen, is gebaseerd op een produktspecifieke methode, waarbij individuele kenmerken en de werkelijke kosten van verwerkingstechnieken in beschouwing worden genomen. Bij de onderzochte case-studies is een aantal kostencomponenten van afvalverwerking onderscheiden:

- Bij kruimelzuigers bedragen de kosten van inzameling en ontmanteling f 2,34 per stuk. Bij de verwerking blijkt vooral de ingebouwde batterij een grote kostenfactor te zijn: f 0,41 per stuk. De verwerking van de rest van de kruimelzuiger kost vervolgens niet meer dan 12 cent per kruimelzuiger. In totaal komen de netto-kosten van afvalverwerking voor kruimelzuigers daarmee op f 2,86 per stuk. Uitgaande van een gemiddelde prijs van f 75,= per stuk betekent dit 3,8% van de verkoopprijs.
- Bij fluorescentielampen zijn de afvalverwerkingskosten in totaal op 60 cent berekend. Hiervan heeft 55 cent betrekking op de verwerkingskosten en 5 cent op de inzamelkosten. Dit houdt in dat de totale kosten ongeveer 6% van de verkoopprijs van het produkt (van f 10,=) bedragen. Dit is globaal een factor 10 hoger dan de kosten berekend volgens zowel model A of B.

Daarmee komt de vraag aan de orde voor welke produkten (en produktgroepen) de afvalverwerkingskosten via model A danwel via model C kunnen worden benaderd. In dit verband worden vooralsnog alleen consumentenartikelen in beschouwing genomen.

Voorgesteld wordt met model C uitsluitend complexe consumentenartikelen in beschouwing te nemen. In het algemeen worden deze gekenmerkt door een grote variëteit van materialen en een relatief aanzienlijke milieubelasting bij de verwijdering. In de praktijk betreft het hier vaak langcyclische produkten, zoals bruinen witgoed. Daarnaast leent model C zich ook uitstekend om de afvalverwerkingskosten van het chemisch afval (KCA) van gezinshuishoudens te benaderen.

De inperking van de produkten die zich derhalve lenen voor een produktspecifieke benadering (met model C), levert voorlopig de volgende lijst van produkten op. Dit houdt echter tevens in dat de overige produkten (automatisch) met model A dienen te worden benaderd. De lijst voor model C noemen we gemakshalve de "positieve lijst".

Positieve lijst:*a. Lang-cyclische (consumenten)produkten:*

- bruingoed
- witgoed
- transportmiddelen
- meubilair
- doe-het-zelf apparatuur

b. Chemisch afval (KCA):

- TL buizen
- gloeilampen
- batterijen
- aanstekers

4.2 Relevante economische instrumenten

Alvorens antwoord te geven op de vraag: “Welk economisch instrument past bij welk model van afvalverwerkingskosten (A of C?)”, worden de relevante economische instrumenten, die in hoofdstuk 2 reeds werden beschreven, hier geresumeerd. Het gaat dan met name om produktheffing, statiegeld- en retourpremiesysteem. Daarbij zijn de gekozen definities nog steeds consistent met die in bijlage 1; ze worden echter wel nader gepreciseerd voor het onderhavige doel.

- *Produktheffing* wordt in dit kader gedefinieerd als een heffing op een produkt, waarbij het uitgangspunt is dat het niveau van de heffing min of meer gelijk is aan de hoogte van de netto-kosten van afvalverwerking.
- *Statiegeld* kan omschreven worden als het nominale bedrag dat de consument bij aankoop extra betaalt. Vaak is daarbij tevens sprake van een impliciete heffing. Bij melkflessen, bijvoorbeeld is het statiegeld f 0,50. Bovendien is echter het produkt zelf ook nog eens gemiddeld f 0,25 duurder vergeleken met de liter melk in een kartonnen pak, door de kosten van het retoursysteem.

$$\begin{array}{rcl}
 \text{Statiegeld} & = & \text{retourpremie} \quad + \quad (\text{produkt})\text{heffing} \\
 (f\ 0,75) & = & (f\ 0,50) \quad + \quad (f\ 0,25)
 \end{array}$$

Deze f 0,25 kan daarom worden gezien als een impliciete heffing. Dus hoewel dit systeem op het eerste gezicht lijkt op een conventioneel statiegeldsysteem is het in feite een systeem dat een verborgen heffing in zich draagt. Hier komt de kwestie van prijspolitiek van de ondernemer echter mede om de hoek kijken. Een ondernemer kan bijvoorbeeld heel goed *bier* in blik duurder maken om het statiegeldsysteem van *frisdrank* te financieren. Deze materie is dus veel gecompliceerder dan hij op het eerste gezicht lijkt.

Het voordeel van een statiegeldsysteem boven een produktheffing is het gescheiden inzamelen van afval (en afhankelijk van de hoogte een grote kans op hoge retourpercentages). Verder kan worden opgemerkt dat het statiegeldsysteem zowel toepasbaar is op produkten met een korte levensduur, waarbij tussen het tijdstip van aankoop van een artikel en het tijdstip van inleveren slechts een aantal dagen zit (denk bijvoorbeeld aan de reeds genoemde melkfles), alsook op produkten met een lange levensduur, waarbij tussen genoemde tijdstippen een aantal jaren zit (denk bijvoorbeeld aan de gemiddelde levensduur van koelkasten van 14 jaar). Het heffen van statiegeld op produkten met een lange levensduur heeft als voordeel dat de kosten van afvalverwerking mogelijkerwijs (mede) kunnen worden bestreden uit de rentebaten van dit statiegeld. Bij een rente van 5%, bijvoorbeeld wordt het statiegeld in 14 jaar bijna verdubbeld in waarde!

- *Retourpremie* is vervolgens het bedrag dat de consument bij inlevering van het afgedankte produkt terugkrijgt. Wanneer de retourpremie deel uitmaakte van het oorspronkelijke statiegeld, is het verschil tussen statiegeld en retourpremie de heffing.

4.3 Relatie model A/C met het geschikte economische instrument

Zoals in het voorgaande reeds is aangegeven kan het merendeel van de consumentenprodukten – dus de produkten die niet op de “positieve lijst” voorkomen via het verwerkingskostenmodel (A) worden benaderd. Daardoor is voor deze produktenstroom een analyse van de opties van gescheiden inzameling niet noodzakelijk; er kan worden volstaan met de op basis van het model A berekende produktheffing van 27 ct per kg. Zoals al eerder is opgemerkt, kan deze produktheffing worden opgelegd aan de producent.

Voor de complexe consumentenprodukten en het KCA van gezinshuishoudens verdient het aanbeveling om een model C benadering te kiezen. Omdat bij deze produkten gescheiden inzameling een minimumvoorwaarde is, is een produktheffing “sec” in dit geval niet geschikt. Hiervoor leent het in paragraaf 4.2 genoemde statiegeldsysteem zich beter. Dit houdt in, dat op de verkoopprijs een opslagpercentage wordt gelegd, waarin de kosten van milieuverantwoorde afvalverwerking, en tevens de kosten van organisatie en financiering van het statiegeldsysteem zelf zijn verwerkt. Een deel van dat bedrag, de retourpremie, ontvangt men bij inlevering terug.

Het retourpremiesysteem wordt aldus als onderdeel van een statiegeldsysteem beschouwd, en niet als een zelfstandig economisch instrument.

Alvorens de opbrengst van een heffing te kunnen bepalen, dient nog rekening te worden gehouden met een eventueel optredend regulerend effect. De mate waarin dit effect optreedt is afhankelijk van:

- de hoogte van de heffing (in relatie tot de produktprijs);
- de mate van de elasticiteit van vraag en aanbod (zie 2.4).

Kwalitatief is dit effect aangegeven in tabel 4.1.

Tabel 4.1 Kwalitatief beeld van de invloed van elasticiteit en hoogte van de heffing op het regulerend effect van de heffing

Elasticiteit	Regulerend effect	
	Lage heffing	Hoge heffing
Klein	+	+++
Middel	++	++++
Groot	+++	+++++

++ mate van regulering

Ten aanzien van de twee cases uit hoofdstuk 3 is reeds geconcludeerd, dat, mede gelet op het ontbreken van substitutiemogelijkheden, de berekende heffing van circa 3 tot 6% van de verkoopprijs vermoedelijk weinig invloed zal uitoefenen op het consumptiepatroon. De heffing kan in dit geval overwegend als een bestemmingsheffing worden beschouwd.

Tenslotte rijst de vraag of met de opbrengst van een heffing volgens enerzijds een model C benadering voor lang-cyclische consumentenartikelen en KCA van gezinshuishoudens en anderzijds een model A benadering voor de overige (overwegend kort-cyclische) consumentenartikelen, het reinigingsrecht (voor consumenten) deels of geheel kan worden vervangen door voornoemd stelsel van produktheffingen. Om hierop antwoord te krijgen dient een grove indicatie te worden verkregen van de opbrengst van een heffing volgens de hierboven aangegeven methode voor alle consumentenartikelen. In de volgende paragraaf wordt hiervoor een eerste poging ondernomen.

4.4 Heffing op consumentenartikelen: concrete uitwerking en eerste grove schatting

Teneinde een eerste grove schatting te kunnen maken van de opbrengst van een heffing op consumentenartikelen c.q. op door de consument geproduceerd afval, is aansluiting gezocht bij de lijst van 29 categorieën van afvalstoffen [5] die uitgangspunt vormt van het afvalstoffenbeleid van het Ministerie van VROM.

Allereerst zijn de 29 afvalstoffen ingedeeld naar produkten/afvalstromen die in aanmerking komen voor een model A of C benadering, danwel afvalstromen die voor het onderzoek niet relevant zijn (bijlage 14). De laatste categorie betreft voornamelijk bedrijfsafvalstromen.

Vervolgens zijn de produkten van de "positieve lijst" (zie paragraaf 4.1) vergeleken met de prioritaire afvalstoffen die in aanmerking komen voor een model C benadering. Geconstateerd kan worden dat er twee verschillen bestaan. Met name afgewerkte olie en HKW afvalstoffen komen op de "positieve lijst" niet voor. Beide afvalstoffen zijn moeilijk in concrete produkten te vertalen. Zo'n vertaling is echter nodig om in de berekening te kunnen worden meegenomen. Daarom blijven deze stoffen in de verdere berekeningen buiten beschouwing. Wat betreft het chemisch afval kan worden geconstateerd dat de "positieve lijst" uitgebreider is,

dan die van [5]. Ook lampen en aanstekers zijn in de model C benadering meegenomen.

4.4.1 Berekeningsgrondslagen

(i) Verwerkingskostenmodel (A)

Uit de lijst met categorieën van afvalstoffen die tot het afval van consumenten behoren en met model A benaderd kunnen worden, zijn de volgende afvalstromen opgenomen (in 1.000 ton/jaar):

— huishoudelijk afval zonder GFT-afval ¹⁾	2780
— grof huisafval	300 ²⁾
— kantoor-, winkel- en dienstenafval zonder GFT-afval	<u>1380</u>
	4460

Deze getallen zijn ontleend aan het RIVM-rapport [6], omdat de in [5] genoemde categorieën afvalstromen niet zonder meer bij elkaar mogen worden opgeteld, omdat dan dubbeltellingen zouden ontstaan.

(ii) Produktkostenmodel (C)

Teneinde voor alle produkten op de “positieve lijst” de opbrengst van de heffing te kunnen berekenen, dient allereerst inzicht te worden verkregen in het te hanteren heffingspercentage.

In hoofdstuk 3 zijn slechts twee produktcases onderzocht: kruimelzuigers en fluorescentielampen. Voor beide is berekend hoe hoog de kosten van afvalverwerking zijn, indien zij met model C benaderd worden. Bij de lampen komt de heffing, uitgedrukt als percentage van de verkoopprijs, op 6% uit. Bij de kruimelzuigers ligt dit percentage op circa 3,8%.

Omdat het aantal onderzochte cases veel te beperkt is om betrouwbare uitspraken te doen over de hoogte van dit percentage, is **aangenomen** dat het gemiddelde percentage van de verkoopprijs (zijnde circa 5%) toepasbaar is op de andere produkten in de prijsklasse van f 10,- à f 100,- die met model C worden benaderd. Genoemd percentage is waarschijnlijk echter te hoog voor de duurdere artikelen, zoals elektronische apparatuur, of auto's (zie ook figuur 3.3). Daarom wordt als gemiddelde 4% aangehouden.

Daar het hier gaat om produkten waarvoor een statiegeldsysteem nodig is, dient een extra opslag op de prijs van het produkt te worden gezet, in verband met de organisatie, financiering, en dergelijke. Aangenomen is dat dit 1% extra kosten met zich meebrengt, zodat het totale heffingspercentage kan worden gesteld op gemiddeld 5%.

¹⁾ GFT-afval past slecht in deze beleidsfilosofie, omdat het biomassa is. Tuinafval groeit in een tuin; men kan moeilijk een heffing op een zaadje leggen, omdat het later een plant wordt. Groente en fruit verdwijnt, via menselijke consumptie, grotendeels in het riool.

²⁾ Hierbij is aangenomen dat 50% van het grof huisafval in aanmerking komt voor een heffing volgens model A (niet duurzaam), en de rest volgens C (duurzaam).

Bovengenoemde aannamen betekenen overigens wel dat de uitkomsten met de nodige voorzichtigheid dienen te worden geïnterpreteerd.

4.4.2 Berekeningen

(i) Verwerkingskostenmodel (A)

Teneinde de opbrengst van de heffing te kunnen berekenen voor producten die met model A worden benaderd, dient inzicht te worden verkregen in het totale gewicht aan afval dat hiermee in 1990 gemoeid is. Het gewicht is immers de basis voor de berekening van de opbrengst van de heffing. De heffingsgrondslag is daarbij vastgesteld op 27 ct per kilo.

Zoals eerder reeds is aangegeven is het totale gewicht voor 1986 vastgesteld op 4,460 mld kilo. Het gewicht voor 1990 ligt hoger dan dat van 1986. Corrigeert men hiervoor met 2% per jaar, dan wordt het totaal $(1.02)^4 \times 4,460 = 4,828$ mld kg.

De totale opbrengst voor model A producten kan dan worden geraamd op:
 $4,828 \times 10^9 \times 0,27 = 1,30$ mld gld.

(ii) Produktkostenmodel (C)

Teneinde inzicht te verkrijgen in de totale kosten van verwerking van de afvalcategorieën van de "positieve lijst" van paragraaf 4.1 is per produktgroep een schatting gemaakt van het niveau van de totale jaaruitgaven voor 1990. Voor bruin- en witgoed, transportmiddelen en meubilair is informatie vertrekt door het CBS voor 1988, welke zijn omgerekend met behulp van een inflator naar 1990 prijzen. Voor de doe-het-zelf apparatuur is gebruik gemaakt van gegevens uit een branche-studie uitgevoerd door het EIM. In deze studie is een raming gemaakt van de bestedingen aan elektrisch- en handgereedschap, inclusief tuingereedschap. Per hoofd van de bevolking zou fl. 47,- uitgegeven zijn, hetgeen neerkomt op circa 700 mln gulden op jaarbasis (1990 prijzen).

Bij KCA-producten is gebruik gemaakt van het CBS-budgetonderzoek. Voor zowel batterijen, gloeilampen en aanstekers is op basis van de gemiddelde uitgaven per huishouden en het totaal aantal huishoudens (in 1988) eerst een schatting gemaakt voor 1988. Vervolgens zijn de bedragen met behulp van een inflator opgehoogd naar prijzen 1990.

De resultaten staan vermeld in tabel 4.2.

Tabel 4.2 *Raming totale uitgaven gezinshuishoudens aan produkten op de "positieve lijst" in 1990*

Produkt	Jaaruitgaven (in mln gld) 1990
* bruingoed	3.107
* wit goed	1.295
* transportmiddelen	10.450
* meubilair	5.230
* doe het zelf apparatuur	705
* batterijen	124
* gloeilampen	99
* aanstekers	13
* totaal "positieve lijst"	21.023

Bron: CBS, EIM, (NEI-bewerking)

Op basis van het "overall" heffingspercentage van 5% van de verkoopprijs en de totale jaaruitgaven van gezinshuishoudens in 1990 aan produkten staande op de "positieve lijst", ter waarde van 21 mld gld, is de totale opbrengst van de heffing (via model C) geraamd op maximaal 1,05 mld gld. Bij deze berekening is geen rekening gehouden met een eventueel optredend regulerend effect.

4.4.3 Het reinigingsrecht en het stelsel van produktheffingen

Uit voorgaande paragrafen is gebleken, dat een eerste grove schatting van de opbrengsten van een heffing op consumentenprodukten c.q. op de door de consument geproduceerd afval, het volgende beeld oplevert:

— heffing via model A	1,30 mld gld
— heffing via model C	<u>1,05 mld gld</u>
— totale opbrengst	2,35 mld gld

Zoals reeds eerder is opgemerkt dienen deze uitkomsten met de nodige voorzichtigheid te worden geïnterpreteerd. Het betekent overigens wel dat het niveau van het reinigingsrecht bij gezinshuishoudens, dat in 1990 circa 0,81 mld gld heeft bedragen, aanmerkelijk lager is dan de denkbare opbrengst van een stelsel van produktheffingen, zoals in dit hoofdstuk staat beschreven.

Met name kan deze uitkomst als een eerste indicatie worden beschouwd van het feit dat de werkelijke kosten van **optimale** afvalverwerking een factor 2 à 3 hoger kunnen liggen dan het huidige reinigingsrecht.

In dit verband is het van belang om op te merken, dat de hoogte van de heffing volgens model A in eerste benadering zou moeten overeenkomen met de hoogte van het huidige reinigingsrecht. In feite is de heffing volgens model A echter bijna 60% hoger.

Dat er een verschil is tussen de beide bedragen kan kwalitatief worden verklaard uit de volgende factoren:

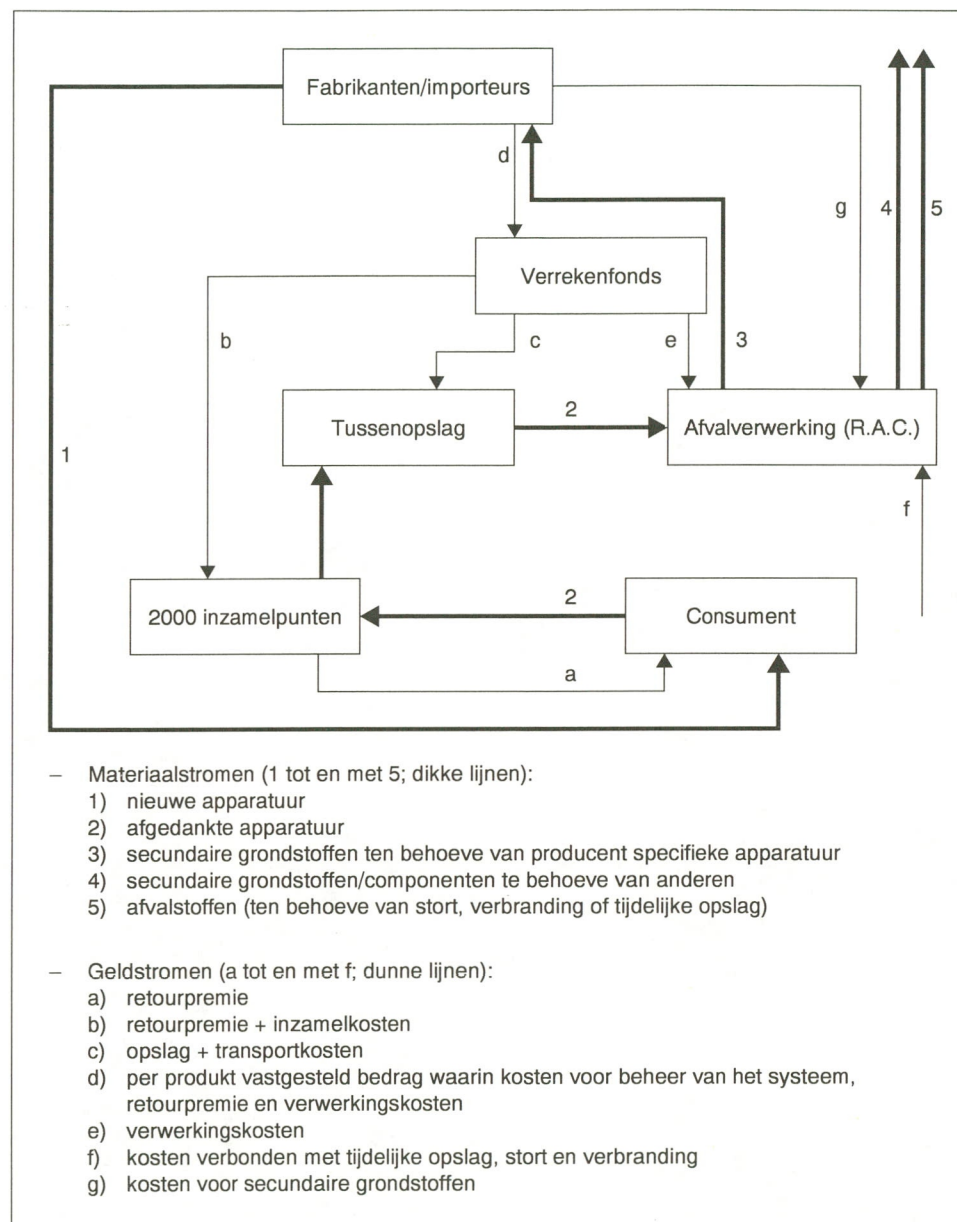
- a. Het reinigingsrecht moet de kosten dekken van de huidige afvalverwerking; de heffing volgens model A is gebaseerd op optimale afvalverwerking.
- b. Het reinigingsrecht hoeft niet per sé geheel kostendekkend te zijn; bij de vaststelling daarvan spelen politieke motieven mede een rol, en er kunnen grote locale verschillen optreden.
- c. Het aankoopgewicht is niet altijd gelijk aan het afvalgewicht.
- d. Er is een hold-up van het systeem. De produkten komen in sommige gevallen enkele jaren na aankoop in het afvalstadium terecht (de echte duurzame produkten behoren echter tot categorie C).
- e. De verwerking van diverse afvalstromen, die niet duidelijk uit "produkten" afkomstig zijn, wordt ook uit het reinigingsrecht gefinancierd. Voorbeelden daarvan zijn veegvuil, marktafval, plantsoenafval, drijfafval, bagger en putmodder.
- f. In het reinigingsrecht is kantoor, winkel- en dienstenafval niet verwerkt.

Uit deze punten is het wel duidelijk, dat er enerzijds verband bestaat tussen beide heffingen, maar dat er anderzijds verschillen bestaan, waardoor ze toch moeilijk te vergelijken zijn.

De heffing volgens model C is principieel nieuw, en is dus in 't geheel niet in het huidige reinigingsrecht verwerkt.

4.4.4 De financiering

De financiering van een dergelijk systeem is gebaseerd op financiering van de totale kringloop van dergelijke produkten, waarbij fabrikanten en importeurs een belangrijke verantwoordelijkheid hebben met betrekking tot de afvalverwerking [2, 3]. Richtlijnen hiertoe zullen door de overheid moeten worden opgesteld. Daartoe zou door het betrokken bedrijfsleven een fonds kunnen worden opgericht, dat het gehele systeem beheert en van waaruit de verschillende kosten (beheer, retourpremies en verwerking) worden betaald [4]. De fabrikanten storten daartoe per produkt een bedrag in dit fonds. Daarnaast zijn de fabrikanten verantwoordelijk voor produkt-labelling en voorlichting. Een gedeelte van de door de fabrikanten gemaakte kosten zou kunnen doorgerekend worden naar de consument. Zij betalen bij aankoop van dergelijke apparatuur bijvoorbeeld de kosten van inzameling, tussenopslag, retourpremie en secundair hergebruik van de gebruikte apparatuur. Indien een deel van de heffing ten laste van de producenten blijft, worden deze daardoor extra gestimuleerd om gebruik te maken van ontstane secundaire grondstoffen, omdat ze direct verantwoordelijk worden gesteld voor de milieuvriendelijke verwerking van het afval. Bij inlevering van de apparatuur krijgt de consument de retourpremie uitgekeerd. In figuur 4.1 zijn de verschillende materiaal- en geldstromen schematisch weergegeven.



Figuur 4.1 Schematische voorstelling van de verschillende stromen die noodzakelijk zijn voor de financiering (materiaal- en geldstromen)

4.5 Slotbeschouwing

In het voorgaande is meermalen gesteld, dat van integratie van kosten en baten van afvalverwerking in productprijzen nauwelijks enig regulerend effect zal uitgaan, en dat zo'n heffing derhalve als een bestemmingsheffing kan worden gekarakteriseerd.

Daarbij moet echter bedacht worden, dat in deze studie de huidige situatie als uitgangspunt is gekozen. In de toekomst kunnen kostenverhoudingen veranderen. De toenemende milieu-eisen zullen de afvalkosten sterk doen stijgen, en het toenemende aanbod van secundaire grondstoffen zal een neerwaartse druk uitoefenen op de baten van hergebruik.

Daarom zal de heffingsgrondslag op den duur toenemen. En bij de (in dit verband noodzakelijke) automatische koppeling van afvalverwerkingsprijzen en heffingsgrondslag betekent dit dat in de toekomst wel degelijk regulerende effecten kunnen optreden.

Het integreren van de kosten en baten van afvalverwerking in de prijzen van producten is, zoals eerder gesteld, een stukje invulling van het concept van “de vervuiler betaalt”. Het huidige reinigingsrecht, daarentegen, is een niet differentiërend instrument. Het ligt daarom voor de hand om, mede op basis van de resultaten van deze studie na te gaan in hoeverre dit reinigingsrecht, eventueel gedeeltelijk, door het hier gepresenteerde systeem van produktheffingen zou kunnen worden vervangen. Een volledige vervanging ineens zou niet realistisch zijn, met name omdat de verwerkingskosten van “historische” producten, dat wil zeggen producten die vóór de ingang van de nieuwe heffing werden vervaardigd, dan niet zou zijn gedekt.

Het is echter wel duidelijk dat de realisering van een principieel nieuw stelsel van heffingen zoals dat hier wordt voorgesteld - of althans wordt overwogen - een ingrijpende aangelegenheid is, die niet op korte termijn kan plaatsvinden.

Weliswaar ligt de basisgedachte om producenten (mede)verantwoordelijk te maken voor het afval van de door hen gefabriceerde producten politiek gunstig - ook internationaal - maar voordat tot uitvoering kan worden overgegaan moet nog veel voorbereidend werk worden verricht.

Zonder in dit stadium al volledigheid te willen claimen, kunnen de volgende punten van onderzoek, respectievelijk aandachtsgebieden worden genoemd.

- a. Eerder is reeds gesteld, dat het aantal cases (namelijk 2) dat in het kader van deze studie is onderzocht, volstrekt onvoldoende is om tot een verantwoorde uitspraak te komen over het gemiddelde opslagpercentage dat met name op grond van het produktkostenmodel (C) zou moeten worden opgelegd. Indien de overheid de hier aangereikte weg wil inslaan is uitbreiding met een aantal, in zorgvuldig overleg met de overheid geselecteerde, case studies nodig.
- b. Er moet onderzoek worden uitgevoerd naar de wijze van toerekening van de heffing, in het bijzonder voor produktafvallen die in categorie C thuishoren. De diverse case studies zullen namelijk tot verschillende opslagpercentages leiden. Moeten die als zodanig worden doorberekend, of moet er een gemiddelde opslag komen?

De consequenties van deze vraagstelling zijn diepgaand. Erkent men in dit verband het principe van gedifferentieerde tariefstelling, dan zal iedere ondernemer claimen, dat zijn produkt om die-en-die reden voor een lager percentage in aanmerking komt. Heft men echter een gemiddeld percentage, dan vervalt daarmee de wellicht belangrijkste incentive voor milieuvriendelijk ontwerpen en produceren.

Het ligt daarom meer in de lijn van het beleid, om juist te komen tot een op basis van zorgvuldige afweging gekozen gedifferentieerde tariefstelling, in het bijzonder voor functioneel gelijkwaardige producten die verschillen in hun afvalkwaliteiten. Aldus opent deze heffing de mogelijkheid tot sturing, zowel in de richting van de producent als van de consument.

De implementatie van zo'n systeem zou kunnen plaatsvinden door de instelling van een overkoepelend lichaam, binnen elke daarvoor in aanmerking ko-

mende branche, dat tot taak krijgt het opslagpercentage per produkt vast te stellen. Een voorwaarde is daarbij, dat de afvalverwerking per produkt kosten-dekkend dient te blijven.

In dit verband zou het bovendien denkbaar zijn om de afvalverwerkingskosten van het produkt op te nemen als relevante informatie in een **milieukeurmerk**, om aldus de koper te attenderen op de milieugevolgen van zijn koopgedrag.

- c. Een dergelijk stelsel van heffingen is op dit moment alleen haalbaar op basis van een gedegen internationale afstemming met name binnen de EG mede in verband met de voorgenomen afschaffing van de handelsbelemmeringen in de EG per 01/01/1993.

De basisgedachte leeft overigens bij meer EG-landen, onder andere in Duitsland.

Zowel voor te exporteren als voor te importeren produkten is internationale afstemming nodig. Bij heffingen op nationale schaal zou er immers sprake zijn van concurrentievervalsing. Hierbij dient aangetekend te worden dat er juridisch en politiek mogelijkheden bestaan om op het niveau van afzonderlijke lidstaten milieubeleid te voeren via produktheffingen [1]. Een aantal recente uitspraken van het Europese Hof (inzake onder andere Deense bierblikken en Nederlandse fiscale bevoordeling van de relatief schone auto) geeft althans een dergelijke indruk. Toch kunnen zich bij het opleggen van produktheffingen problemen voordoen, doordat de betreffende produkten ook betrokken kunnen worden uit het buitenland, waar zo'n milieuheffing niet bestaat. In dat geval kunnen door de nationale overheid moeilijk heffingen worden opgelegd aan de buitenlandse producenten. Dan liggen nationale heffingen (aan importeurs bijvoorbeeld) meer voor de hand. Dit botst echter met het economische uitgangspunt van een vrije goederenstroom, die zeker na 1992 gestalte moet krijgen. Deze "grensproblematiek" geldt ook voor statiegeldsystemen. Ook met betrekking tot de export van bijvoorbeeld Nederlandse produkten is het verre van gemakkelijk om heffingen op te leggen, getuige het in paragraaf 1.2 aangehaalde voorbeeld van het Nederlandse varkensvlees. Bovendien zijn er vrij principiële verschillen per produkt. Bij varkensvlees blijft het afval - de mest - in Nederland achter; het produktafval verdwijnt via menselijke consumptie in het buitenlandse riool. Bij een gebruiksvoorwerp blijven produktieafvallen, afgedankte produktiemachines, etc. in Nederland achter; het afgedankte produkt gaat te zijner tijd op de buitenlandse afvalberg.

Daarom zijn, zowel ten aanzien van de import- als de exportproblematiek internationale afspraken nodig. Een ander aspect met een grensoverschrijdend karakter betreft de import en export van het afval zelf. Ook daarbij valt een internationaal gecoördineerd beleid te prefereren boven een nationaal beleid. Hiervan mogen evenwel geen wonderen worden verwacht, getuige bijvoorbeeld het EG-landbouwoverleg. Het hangt overigens wel van de aard van het afval af, in hoeverre de bewerking daar aan de (vrije) markt kan worden overgelaten. In sommige gevallen is, uit milieuhygiënische of veiligheidsoverwegingen, betrokkenheid van de overheid nodig.

Bij beperkte concurrentie is doorberekening van milieukosten eerder te verwachten dan bij een grote mate van concurrentie, waarbij de marktprijs, min of meer vastligt. Het is echter mogelijk, dat door het opleggen van kostprijsverhogende milieuheffingen er in de desbetreffende bedrijfssectoren een sanering plaatsvindt, waarbij een aantal marginaal opererende bedrijven verdwijnen en de aanbodprijs op een hoger niveau komt te liggen.

- d. Een stelsel van heffingen als het onderhavige is, zoals eerder gesteld, een stukje concretisering van het basisprincipe "de vervuiler betaalt". Met name door de minister van Milieubeheer is onlangs¹⁾ echter opgemerkt, dat het overweging verdient dit principe te vervangen door "**ketenkosten**" onder andere omdat dat beter leidt tot terugkoppeling van milieu-effecten naar de veroorzaker. Het terugbrengen van het afgedankte produkt naar de producent zou een eerste stap kunnen zijn in de richting van een dergelijke keten. Echter, zeker bij complexe produkten zal de producent veelal stellen dat hij in feite slechts **assembléur** is.

Concreet zou dit bijvoorbeeld kunnen betekenen, dat een autofabrikant weliswaar wordt aangesproken voor een afgedankte auto, maar dat hij bijvoorbeeld de motor daarvan doorberekent, of desnoods letterlijk terugstuurt naar de motorenfabrikant, de draadboom naar de draadbomenfabrikant, etc. Aldus kan de gehele weg van de fabricage in tegengestelde richting worden doorlopen.

Hoewel men dit ketenkostenprincipe zou kunnen beschouwen als een verfijning van het principe van "de vervuiler betaalt", zijn de consequenties daarvan toch diepgaand, en vallen buiten het kader van deze studie. De aankondiging van de minister, dat voornoemde ketenaansprakelijkheid centraal zal staan in het NMP II voor 1995-1998 kan echter als een aanwijzing worden gezien, dat dit onderwerp nader dient te worden bestudeerd.

- e. Voordat een systeem als het onderhavige kan worden geïmplementeerd, moeten nog een groot aantal bestuurlijke, administratieve, organisatorische en financiële zaken in detail worden uitgezocht. Zo zou er bijvoorbeeld onderzoek dienen te komen naar de organisatorische structuur, die nodig is om een systeem van produktheffingen als hier beschreven te implementeren. Als onderdeel daarvan moeten zeker ook de kosten van het opzetten en het onderhouden (inclusief controleren) van zo'n systeem in de beschouwing worden betrokken. Daarbij spelen de kosten nodig voor het beheren en financieren van statiegeldsystemen mede een rol.

Een studie naar deze aspecten kan wellicht het beste plaatsvinden in de vorm van een proefproject, waarin (op papier) voor een aantal klassen van produkten een dergelijke heffing wordt toegepast. Vervolgens kunnen de gevolgen daarvan op de bovengenoemde gebieden in detail worden geanalyseerd, als voorbereiding voor implementatie.

- f. Ook de implementatie van een dergelijk systeem zou gefaseerd kunnen plaatsvinden - met name door het in eerste instantie alleen toe te passen op de in het voorbereidende project (aangeduid onder e) geselecteerde klassen van produkten. Aldus wordt op beperkte schaal ervaring opgedaan met deze gang van zaken. In een volgend stadium kan dan uitbreiding plaatsvinden.

N.B. Bij de punten e. en f. kan mogelijk worden ingehaakt op soortgelijke, thans lopende activiteiten in het kader van verschillende implementatieplannen voor prioritaire afvalstoffen.

¹⁾ Brief aan de Voorzitter van de Tweede Kamer der Staten Generaal d.d. 19 oktober 1990.

4.6 Referenties

- [1] A.F. De Savornin Lohman (1990),
Haken en ogen aan de ecotax, ESB, 21 maart.
- [2] B. Pol, P. van Duyse, J. Krozer,
Haalbaarheid van retourpremie systemen voor batterijen,
Tebodin 1991.
- [3] Recyclingstechnologien für Altbatterien und Massnahmen zur
errichtung eines Altbatterien Verwertungsverfahren in Österreich,
Umweltsbundesamt 1989.
- [4] Nickel Cadmium batterijen: Recycling - A.J. Filius,
Erasmus Universiteit, 1988.
- [5] Notitie: "Preventie en hergebruik van afvalstoffen",
Tweede Kamer, 1988-89, 20877, nr. 2.
- [6] D. Nagelhout, K. Wieringa, J.M. Joosten,
Afval 2000 - een verkenning van de toekomstige
afvalverwijderingsstructuur
RIVM, rapport nr. 738605002, maart 1989.

5 Conclusies en aanbevelingen

5.1 Conclusies

1. De directe kosten van gangbare afvalverwerking zijn per produkt vrijwel altijd klein ten opzichte van de productprijzen. Indirecte kosten, zoals verwerkingskosten van productie-afval, emissiebestrijding, zwerfvuil, etc. zijn dan buiten beschouwing gelaten.
2. Voornoemde indirecte kosten kunnen in bepaalde gevallen naar verhouding "groot" zijn; zij zijn echter slechts zelden kwantificeerbaar.
3. Dit heeft tot gevolg, dat de omzet van een produkt vrijwel nooit significant wordt beïnvloed, wanneer de prijs met die directe kosten wordt verhoogd.
4. Deze beïnvloeding wordt nog iets geringer, wanneer de productprijs wordt verminderd met de baten van de afvalverwerking (dus met de opbrengst van de secundaire grondstoffen).
5. Zelfs in de schaarse gevallen, waarin de directe kosten van afvalverwerking wel substantieel zijn ten opzichte van de productprijzen, wordt de omzet niet significant beïnvloed wanneer de prijs met die kosten wordt verhoogd, omdat de prijselasticiteit van de vraag meestal klein is.
6. Dit concept is - bij de huidige financiële verhoudingen - dus géén gereedschap om, door middel van beïnvloeding van het consumentengedrag, milieu-onvriendelijke produkten terug te dringen, maar wel om het principe "de vervuiler betaalt" te implementeren.
7. Om via prijsprikkels de consument te bewegen tot verminderd gebruik van milieu-onvriendelijke produkten zijn regulerende heffingen nodig, die een orde groter zijn dan voornoemde bestemmingsheffingen.
8. Het moet echter niet uitgesloten worden geacht, dat in de toekomst de verwerkingskosten nog sterk zullen stijgen terwijl - door toenemend aanbod - de opbrengsten van secundaire grondstoffen gaan dalen. Dit kan betekenen dat er op lange termijn toch regulerende effecten gaan optreden, wanneer men de kosten van afvalverwerking in de productprijzen verwerkt.
9. Op grond van het voorgaande zou het overweging kunnen verdienen, de verhogingen van deze productprijzen te hanteren als een bestemmingsheffing, die het huidige reinigingsrecht ten dele, of op den duur misschien zelfs geheel vervangt. Daarbij is wel internationale afstemming nodig. In dit verband toont een eerste, oriënterende berekening aan, dat de aldus berekende bestemmingsheffing het 2 à 3voudige zou opleveren van het huidige reinigingsrecht.

10. Door de financiële verantwoordelijkheid van milieuvriendelijke afvalverwerking bij de producent/importeur te leggen, wordt productie/import van milieuvriendelijker produkten gestimuleerd, omdat de kosten van afvalverwerking dan deel gaan uitmaken van het bedrijfsresultaat.
11. Een combinatie van een statiegeld- en retourpremiesysteem is het meest geschikt om tot effectieve inzameling van bepaalde (al dan niet milieuschadelijke) afgedankte produkten te komen.
Bij langcyclische produkten kan in dit verband de renteopbrengst van het statiegeld de extra lasten van de consument aanzienlijk verlichten.

5.2 Aanbevelingen

1. Het verdient aanbeveling om na te gaan, in hoeverre het reinigingsrecht op den duur vervangen kan worden door een stelsel van produktheffingen, om aldus te komen tot een betere invulling van het concept van “de vervuiler betaalt”.
2. Om tot een nadere onderbouwing te komen van de werkelijke kosten van milieuvriendelijke afvalverwerking moeten meer case-studies worden uitgevoerd.
3. Indien men tot implementatie van deze werkwijze zou willen komen, zou een proefproject moeten worden uitgevoerd, bij voorkeur aan de hand van de in aanbeveling 2 aangeduide cases, om na te gaan hoe een systeem als het onderhavige bestuurlijk, organisatorisch en administratief moet worden ingericht.
4. Een gedifferentieerde tariefstelling voor functioneel gelijkwaardige, maar afvaltechnisch verschillende produkten is aan te bevelen, omdat milieuvriendelijk ontwerpen daardoor wordt aangemoedigd. De implementatie van zo’n systeem zou kunnen plaatsvinden door de instelling van een overkoepeend lichaam binnen de daarvoor in aanmerking komende branches.
5. Het zou aanbeveling kunnen verdienen de kosten van afvalverwerking als relevante informatie in een milieukeurmerk op te nemen.
6. Het lijkt zinvol, de resultaten van deze studie op EG-niveau ter discussie te stellen, om aldus tot internationale afstemming te komen.
7. Een logische volgende stap is in dit verband een verdere verfijning van het concept van “de vervuiler betaalt” in de richting van “ketenkostenbeheer”. Uitgangspunt is daarbij dat de producent van een produkt verantwoordelijk wordt gesteld voor de verwerking van het afgedankte produkt. In dat kader kan worden verwacht, dat onderaannemers op hun beurt de door hen vervaardigde afgedankte onderdelen toegespeeld krijgen.
De consequenties van het aldus in omgekeerde zin doorlopen van het vervaardigingsproces zouden nader moeten worden bezien.

6 Verantwoording

Naam en adres van de opdrachtgever
NOVEM B.V.

Namen en functies van de medewerkers
drs. L. Beumer
dr.ir. E. Mot
drs. M. Vellekoop
ir. B.L. v.d. Ven
dr. J. v.d. Vlies

Namen van instellingen waaraan een deel van het onderzoek is uitbesteed
NEI

Datum waarop, of tijdsbestek waarin, het onderzoek heeft plaatsgehad
1990 - 1991

De auteurs betuigen hun erkentelijkheid aan de klankbordcommissie, bestaande uit:

- H. Blauwgeers, Consumentenbond,
- H. Becht, Centrum voor Energiebesparing en Schone Technologie, Delft,
- G.L. Duvoort, RIVM-LAE,
- T.H.J. de Groot, Economisch Instituut voor het Midden- en Kleinbedrijf,
- mevr. J. Hagemans, Min. v. VROM,
- W.F. Iestra, Min. v. VROM,
- O. Kleefkens, Min. v. E.Z.,
- H.J.W. Sas, Centrum voor Energiebesparing en Schone Technologie, Delft,
- mevr. H.J.M. Suijkerbuijk, NOVEM B.V.,
- A. Westerhuis, Min. v. E.Z.,

voor hun vele suggesties die hebben bijgedragen tot de afronding van deze studie.

Ondertekening



ir. B.L. v.d. Ven
onderzoekleider

Goedgekeurd door



dr.ir. J.A. Don
afdelingshoofd

Bijlage 1 Begrippenkader uit Milieuprogramma 1992-1995 Deel III Tussenrapportage financieel instrumentarium¹⁾

1.3 begrippenapparaat: beschrijving en definiëring van instrumenten

Bij de uitwerking van het financieel instrumentarium is gebleken dat gemakkelijk begripsverwarring m.b.t. de diverse instrumenten ontstaat. In het onderstaande zijn daarom de in deze tussenrapportage gehanteerde begrippen kort toegelicht.

Heffingen kunnen voorkomen in de vorm van belastingen of retributies. Ingedeeld naar het doel van de heffingen worden regulerende heffingen en bestemmingsheffingen onderscheiden.

Regulerende heffingen zijn heffingen die de beïnvloeding van koopgedrag en gebruiksgedrag (van consumenten, maar ook van bedrijven) tot doel hebben. De opbrengst van deze heffingen neemt af in de tijd als de gedragsbeïnvloeding werkt en substitutie in een meer gewenste d.w.z. milieuvriendelijker richting plaatsvindt. De opbrengst komt in principe de algemene middelen ten goede en wordt teruggesluisd door middel van verlaging van andere belastingen of premies. Bij de beïnvloeding van koopgedrag is het bestaan of het uitlokken van alternatieven essentieel, bij beïnvloeding van gebruiksgedrag gaat het vaak om zuiniger gebruik.

Regulerende heffingen vinden hun neerslag op de Rijksbegroting.

Bestemmingsheffingen zijn heffingen die bekostiging van overheidsuitgaven tot doel hebben. Van een bestemmingsheffing kan overigens wel een regulerend effect uitgaan.

Bestemmingsheffingen vinden hun neerslag op de Rijksbegroting.

Heffingen worden in het algemeen opgelegd door een overheid of door een publiekrechtelijk lichaam. Gaat het bedrijfsleven over tot het nemen van bekostigingsmaatregelen dan zal dat via (vrijwillige) prijsopslagen plaatsvinden.

Prijsopslagen zijn prijsverhogingen geïntroduceerd door het bedrijfsleven met als doel de bekostiging van bijvoorbeeld milieumaatregelen. Zij hebben *geen* gevolgen voor de collectieve-lastendruk (CLD).

Financiële instrumenten die gericht zijn op het beïnvloeden van het inlevergedrag van consumenten, ter bevordering van hergebruik of gescheiden verwerking van een afgedankt produkt of verpakkingsmiddel, kunnen worden onderscheiden in:

Statiegeldsystemen: hierin betaalt de consument bij aankoop van een produkt apart een bedrag, dat hij bij inlevering van dat produkt of de verpakking daarvan weer terugkrijgt. In de brief aan de Tweede Kamer inzake de herziening van de financiële structuur van het milieubeleid (van 14 juni 1985, TK 1984-1985, 18 474, nr.8) is opgemerkt dat het statiegeldbedrag in beginsel de waarde van het gebruikte produkt of verpakkingsmiddel vertegenwoordigt; statiegeld kan derhalve gekarakteriseerd worden als «onderpand». De in het buitenland gehanteerde begrippen voor statiegeld (VS: deposit; Duitsland: Pfandgeld) stemmen hiermee overeen.

Retourpremiesystemen: hierin betaalt de consument bij aankoop van een produkt geen apart bedrag, maar ontvangt bij inlevering wel een premie. Bekostiging van deze premie zal vaak indirect plaatsvinden, b.v. via prijsopslagen, gemeentelijke belastingen of bestemmingsheffingen; de consument betaalt in dit systeem derhalve indirect.

Anders dan bij statiegeld dient bij een retourpremiesysteem rekening gehouden te worden met de afdracht van BTW en hoeft de retourpremie niet de waarde van het gebruikte produkt of verpakkingsmiddel te vertegenwoordigen.

¹⁾ Tweede Kamer, vergaderjaar 1991-1992, 22 302, nrs. 1-2.

Bijlage 2 Sociale en fysieke instrumenten

1 Sociale instrumenten

In principe is zowel bij het hanteren van financiële als sociale instrumenten sprake van een vrijwillige keuze bij de subjecten. De mate waarin dit het geval is verschilt echter tussen beide soorten instrumenten.

Zo hoeven de subjecten bij financiële instrumenten geen rekening te houden met de milieugevolgen van hun gedrag; de afweging tussen marktbatens en omvang van de vervuiling is immers al verdisconteerd in de opgelegde “prijs” van de emissie. Zo combineren financiële instrumenten een keuzevrijheid van subjecten met een afweging door de overheid tussen “milieu” en “economie”. Sociale instrumenten, ook wel psycho-sociale instrumenten genoemd, verschillen aldus in opzicht van fysieke en financiële instrumenten: er wordt door de subjecten zelf een afweging gemaakt tussen collectieve milieu-effecten en individuele behoeftenbevrediging [3]¹⁾. Dit gebeurt dus niet door de overheid.

Deze keuzevrijheid van de subjecten kan in principe op twee wijzen worden geëffectueerd. Enerzijds doordat de belangen van doelgroep en milieubescherming parallel lopen. Anderzijds door dreiging met het gebruik van fysieke of financiële instrumenten. De basis van vrijwilligheid van sociale instrumenten noemt Huppes [5] zowel de kracht als de zwakte van dit type instrumenten. Hun kracht is dat zij in principe alle mogelijke besluiten van subjecten kunnen beïnvloeden, ook als het toepassen van fysieke instrumenten geen effect sorteert. Te denken valt in dit verband aan koopgedrag bij consumenten (bewustwording hieromtrent geschiedt bijvoorbeeld via Postbus 51-spotjes) of het “afvalgedrag” van burgers en bedrijven. De zwakte van sociale instrumenten schuilt in het beperkte gewicht dat aan collectieve milieu-overwegingen wordt toegekend, vooral bij besluiten in een economische context. Voor een individu is het milieubelang immers vaak gering wanneer er een duidelijke belangentegenstelling optreedt tussen individuele voordelen en collectieve milieugoederen.

2 Fysieke instrumenten

Het hanteren van fysieke (of bestuurlijk-juridische) instrumenten richt zich in principe op rechtstreekse regelgeving. In feite gaat het om juridische eisen in de vorm van geboden, verboden, producteisen en voorschriften ten aanzien van economische subjecten.

In de praktijk wordt er vaak onderhandeld tussen de overheid en bedrijven, bijvoorbeeld inzake het verlenen van vergunningen. Dit geeft aan dat het dwangmatige karakter van fysieke instrumenten niet altijd zo hard is als het lijkt. In dit verband kan het covenant als een mengvorm worden beschouwd tussen het hanteren van fysieke en (collectief-)sociale instrumenten. De bedrijven worden “ge-

¹⁾ Voor referenties van bijlage 1 tot en met 7 wordt verwezen naar bijlage 8.

dwongen om vrijwillige medewerking te verlenen” bij het tot stand komen van een maatregel.

In de literatuur wordt een aantal voor- en nadelen van fysieke instrumenten genoemd. Voordelen zijn [1, 12] de directe werking, de doelmatigheid en het vermijden van concurrentievervalsing, althans binnen de nationale markt. Als mogelijke nadelen worden genoemd: de gebrekkige controle mogelijkheden (in verband met de naleving van verboden en voorschriften) en een geringe sociale betrokkenheid van subjecten bij het realiseren van milieubescherpende maatregelen [10].

De genoemde handhavingsproblemen kunnen daarbij onder andere worden veroorzaakt door hoge beheerskosten en de eventueel gebrekkige juridische mogelijkheden (problemen in de sfeer van de bewijsvoering en te lage sancties). Om aan milieunormen te voldoen dienen door het bedrijfsleven niet zelden kosten te worden gemaakt ter reductie van de emissie. Indien het om belangrijke kosten gaat die in vergelijking met het buitenland relatief hoog zijn, wordt bovendien vaak op de mogelijke verslechtering van de concurrentiepositie van met name het internationaal opererende bedrijfsleven (chemie, aardolieraffinage, en dergelijke) gewezen^{1) 2)}. Ondanks deze nadelen heeft dit instrument in het Nederlandse milieubeleid altijd een zeer belangrijke positie ingenomen. In de literatuur wordt zelfs gesteld dat zij dominant is [8, 15, 9, 11].

Reeds bij het verschijnen van de nota “Instrumenten milieu-hygiënisch beleid” [5] is dit het geval. In de Instrumentennota milieu-hygiënisch beleid van 1978 wordt deze lijn verder doorgezet. Op dit moment lijkt de situatie niet wezenlijk anders. Blijkbaar wegen de voordelen van fysieke instrumenten zwaarder dan de nadelen. De effectiviteit speelt hierbij waarschijnlijk een doorslaggevende rol.

¹⁾ Overigens treden hier overeenkomsten op met het gebruik van financiële instrumenten (bijvoorbeeld produktheffingen die aan producenten worden opgelegd en moeilijk kunnen worden doorberekend).

²⁾ Zie NEI (in samenwerking met Comprimo), “Regionaal economische consequenties van milieumaatregelen voor de olieraffinage-industrie”, Rotterdam, Amsterdam, 1987.

Bijlage 3 Overzicht economische instrumenten [12]

Tabel III.1 *Economische instrumenten*

Type	Soort	Voorbeeld
Handhavingsprikkel	Boete bij overtreding	Boetes voor illegale lozingen op de Noordzee (gekoppeld aan fysieke c.q. juridische regulering)
Marktcreatie	"Performance bond" (financiële zekerheid)	
	Handel in vervuiliingsrechten	Vervuiliingsrechten voor mestquota
	Marktinterventie	Subsidie op oud papier
	Milieu-aansprakelijkheid	
Financiële bijstand	Subsidie	Stimulering van schone technologie
	Zachte lening	
	Belastingvoordeel	
Statiegeld	Retourpremiesysteem	Statiegeld op de PET-fles
Heffing	Verontreinigingsheffing	Waterverontreinigingsheffing
	Gebruikersheffing	Rioolrecht
	Produktheffing	Heffingen op fossiele brandstoffen
	Belastingdifferentiatie	Heffing op loodhoudende benzine
	Administratieve heffing	Gemeentelijke leges voor vergunningen

In tabel III.2 worden de verschillende soorten economische instrumenten kort toegelicht.

Tabel III.2 Toelichting bij tabel III.1

Administratieve heffing	Belasting op basis van administratieve kosten (leges).
Belastingdifferentiatie	Combinatie van heffing op vervuilend produkt en belastingvoordeel op schoner alternatief.
Belastingvoordeel	Versnelde afschrijving, belastingvrijstelling, -korting of -teruggave.
Boete bij overtreding	Van vergunningen, voorschriften.
Gebruikersheffing	Heffing op basis van de kosten van zuivering en verwijdering van afval.
Handel in vervuiliingsrechten	Verhandelbare rechten die door additionele emissiebestrijding zijn verkregen.
Marktinterventie	Marktcreatie door toeslag op reststoffenprijs (oud papier bijvoorbeeld).
Milieu-aansprakelijkheid	Wettelijk geregelde aansprakelijkheid van vervuilers voor financiële gevolgen van veroorzaakte milieuschade.
"Performance bonds".	Door vergunninghouder bij verlenen van vergunning te betalen bedrag dat bij nakoming wordt gerestitueerd
Produktheffing	Toeslag op vervuilend produkt.
Statiegeldsysteem	Toeslag op vervuilend produkt, die bij inlevering wordt gerestitueerd.
Subsidie	Bijdrage om niet in milieukosten.
Verontreinigingsheffing	Heffing op basis van de kwaliteit en hoeveelheid van in het milieu gebrachte stoffen.
Zachte lening	Lening tegen lagere dan markttrente.

Bijlage 4 De dominantie van fysieke (regulerings)instrumenten

De vraag dringt zich op waarom in de praktijk zo zelden gekozen wordt voor economische instrumenten in het milieubeleid, vergeleken met vergunningen en verboden. Vos [13] meent dat hiervoor twee redenen te geven zijn, één heeft te maken met weerstanden bij het bedrijfsleven tegen het toepassen van economische instrumenten, de ander is van politiek-economische aard.

Over vergunningen, en dan vooral de vaststelling van de milieunorm, wordt vaak jarenlang onderhandeld, hetgeen in het voordeel van de betrokken bedrijven is. Het slepende geval van de Franse kalimijnen maakt dit duidelijk.

Aan heffingen, daarentegen, valt voor bedrijven moeilijk te ontkomen en bovendien kunnen ze snel worden ingevoerd. Udo de Haes [10] meent in dit verband dat "de onderhandelingsruimte bij toepassing van economische instrumenten afneemt" (vergeleken met fysieke instrumenten).

Hij is echter van mening dat de achtergrond ook gezocht zou kunnen worden in een onjuiste probleemstelling: de vraag die inzake de afweging tussen economische en fysieke instrumenten vaak gesteld wordt, is: "Op welke manier krijgen we zo veel mogelijk geld binnen?", terwijl ook vragen zouden moeten worden gesteld als: "Welk instrument brengt de minste implementatiekosten met zich mee" [10]. Hieraan kunnen we nog enkele vragen toevoegen, zoals: "Welk instrument is het meest milieu-effectief" en "Wat is de maatschappelijke efficiëntie c.q. heeft de maatschappij in dit geval per saldo (dat wil zeggen na aggregatie van alle economische en milieubelangen) voordeel van de introductie van een dergelijke maatregel?"

Het politiek-economische bezwaar schuilt volgens Vos [13] in het opwaartse effect van heffingen op de collectieve lastendruk. Van dit effect zou volgens Pleus [7] echter geen sprake zijn, indien de economische subjecten zich door de financiële prikkel laten verleiden tot het gebruik van het milieuvriendelijke alternatief. Zoals reeds is opgemerkt, is het daarnaast mogelijk dat de collectieve lastendruk daalt wanneer de vervuilers zelf voor de vervuiling betalen.

Dat de collectieve lastendruk niet zou mogen stijgen, leidt overigens volgens het Landelijk Milieu Overleg [4] tot "bizarre gevolgen". De discutabele definitie speelt hier een rol en bovendien kunnen alleen instrumenten worden toegepast die leiden tot directe kosten voor de doelgroepen. Defosfatering - direct af te dwingen bij bedrijven via regelgeving - zou mogen doorgaan omdat de extra bedrijfskosten niet tot de collectieve lasten gerekend worden. Aan de andere kant zouden kosten, verbonden aan een verbetering van de waterzuiveringsinstallatie, niet doorberekend mogen worden, want anders zou een hogere zuiveringsheffing een groei van de collectieve lasten betekenen.

Los van de redenen die Vos geeft voor het relatief weinig voorkomen van economische instrumenten (vergeleken met fysieke instrumenten) kan nog een ander, wellicht belangrijker argument voor het gebruik van fysieke regulering worden genoemd, namelijk dat van veiligheid en risicobeheersing inzake giftige stoffen en schadelijke produkten waarvoor men zo min mogelijk of geen risico's wil nemen. Hier is fysieke regulering meer op zijn plaats dan economische regulering (dit geldt sterker naarmate de schadelijkheid groter is en naarmate er meer gelijkwaardige milieuvriendelijke alternatieven zijn).

Bijlage 5 Overige economische instrumenten

1 Handhavingsprikkels

Zowel boetes bij overtredingen als “performance bonds” zijn gekoppeld aan directe regulering, maar worden toch tot de economische instrumenten gerekend.

Boetes bij overtreding

In feite is hier sprake van een juridisch instrument, maar de toepassing van dit recht kan wel economische gevolgen hebben.

De hoogte van de boete zou in principe ten minste gelijk moeten zijn aan de extra opbrengst die de ondernemer behaalt door zich niet aan de vergunning te houden. Alleen dan kan er van een preventieve werking gesproken worden en laat zich het economische karakter van dit instrument herkennen.

Nederland kent nauwelijks toepassingen van “boetes bij overtredingen”.

Buiten Nederland doet het fenomeen zich op ruimere schaal voor, maar de lage boetes blijken veelal de preventieve werking van dit instrument te verhinderen [12].

“Performance Bonds”

In dit geval betaalt de vergunninghouder bij het krijgen van de vergunning een borgsom die hij terugkrijgt indien blijkt dat de ondernemer zich aan de vergunning houdt. Het geld kan eventueel aangewend worden om de veroorzaakte milieuschade teniet te doen.

Noch in Nederland, noch in het buitenland worden “Performance Bonds” toegepast, met uitzondering van Australië, waar dit instrument bij het landschapsbeheer wordt gebruikt.

2 Marktcreatie

Er bestaan drie vormen van marktcreatie:

- handel in vervuiliingsrechten;
- marktinterventie;
- milieu-aansprakelijkheid.

Handel in vervuilingsrechten

Het in Amerika toegepaste systeem van de handel in vervuilingsrechten (het "stolpconcept", of de "bubble policy") is de bekendste vorm van marktcreatie. In dit verband kan onder andere worden verwezen naar een artikel van Coburn [2] over de toepassing van dit systeem in de elektriciteitssector. Per vuilsoort wordt een maximale emissie vastgesteld, die zowel voor een bedrijventerrein als voor een lokaal milieu kan gelden.

De hieraan gerelateerde "emissierechten" van bedrijfshuishoudingen kunnen vervolgens verhandeld worden: er ontstaat een markt voor vervuilingsrechten. Deze "bubble policy" heeft sinds zijn ontstaan, zo'n twintig jaar geleden, steeds ter discussie gestaan. Op basis van het "stolpconcept" is het echter mogelijk kwaliteitseisen op te stellen, waaraan het lokale milieu dient te voldoen. Deze bieden in een aantal gevallen betere aangrijpingspunten voor het voeren van een regionaal toegespitst milieubeleid dan het hanteren van landelijke emissienormen. Relevant is dienaangaande regio- (en landelijke) grensoverschrijdende milieuvervuiling. In Nederland is het nooit tot invoering gekomen van zo'n systeem, alhoewel er in verband met de mestquota wel over gesproken wordt.

Marktinterventie

Een voorbeeld van marktinterventie in Nederland is de subsidie die veel gemeenten geven voor opgehaald oud papier. Dankzij deze subsidie kan de financiële prikkel groot genoeg worden om het oude papier in te zamelen. De effectiviteit van dit instrument hangt sterk af van de verschillende schakels (onder andere inzameling, transport, verwerking) binnen de verbruiksketen; zij wordt feitelijk bepaald door de zwakste schakel binnen de hergebruiksketen.

Milieu-aansprakelijkheid

Een markt voor vrijwillige milieuverzekeringen kan ontstaan op basis van de milieu-aansprakelijkheid van bedrijven. De financiële risico's voor bedrijven kunnen via een verzekering worden afgedekt. Voor een bedrijf kan het voordelig zijn om de risico's te beperken en aldus minder premie te betalen. Deze vorm van marktcreatie is tot nu toe slechts in enkele landen in ontwikkeling (Nederland, Finland en Duitsland), maar de omvang zal naar verwachting toenemen.

3 Financiële bijstand

Ten aanzien van het verlenen van financiële bijstand meent Vos [12] dat het principe "de vervuiler betaalt" thans een meer centrale rol inneemt dan vroeger. Onder andere de afbouw van de - uit de algemene middelen gefinancierde - WIR-milieupremie toont dit aan.

Dit principe laat in beginsel niet toe dat de overheid een financiële bijdrage levert aan de milieumaatregelen van maatschappelijke actoren.

Afwijkingen van dit uitgangspunt zijn mogelijk indien:

- bedrijven door het treffen van verplichte milieumaatregelen in financiële problemen geraken en daardoor de kosten voor de overheid uiteindelijk hoger komen te liggen;
- financiële bijstand beperkt is tot een bepaalde periode waarin een snelle invoering van bepaalde milieutechnieken geboden is;
- experimenten met geavanceerde milieutechnieken gestimuleerd moeten worden [6].

In feite prevaleert in de hierboven geschetste uitzonderingssituaties het economische of milieubelang boven het rechtvaardigheidsbeginsel van “de vervuiler betaalt”.

Bijlage 6 Het bestemmingskarakter van heffingen

Met een vaak niet goed voorspelbaar economisch gedrag hangt de moeilijk in te schatten functie van heffingen samen. Degenen die de heffing moeten opbrengen maken uit waar het accent ligt bij de heffing: op het bestemmingskarakter of op de regulerende werking.

Hiermee komen we op de vraag, waarom heffingen meestal een bestemmingsfunctie krijgen. Simons [8] meent dat het uitgangspunt bij milieuheffingen irreëel is, omdat de heffing plaatsvindt “vanaf de nullijn”, wat in dit verband te beschouwen is als in het geheel geen lozing. Dit is moeilijk te rijmen met het huidige consumptiepatroon, waarbij altijd sprake zal zijn van enige vervuiling. Het is juist om te streven naar een vervuilingsniveau dat zoveel mogelijk met het omringende milieu in harmonie gebracht is. Hij vervolgt dat de subjecten veelal reeds met een vergunning, en dus een bepaalde norm, te maken hebben. Dit is volgens Simons de voornaamste reden waarom heffingen, andere dan de waterverontreinigingsheffingen, zo moeilijk van de grond komen. In zo’n situatie heeft er al gedragsbeïnvloeding plaatsgevonden via een normstelling. Een heffingssysteem is dan moeilijk toepasbaar. In zo’n situatie, waar een financiële prikkel een additionele functie vervult naast de directe regulering, zal deze prikkel hoog moeten zijn wil er nog een regulerend effect van uitgaan.

Anders zal zo'n heffing uitsluitend dienen ter financiering van het overheidsbeleid.

Op vragen zoals: “Waarom wordt de norm dan niet hoger gesteld”, of: “Wat is dan nog het verschil met een bestemmingsheffing”, gaat Simons niet in. Hij pleit ervoor om, gezien het karakter, dit soort heffingen onder de algemene belastingen te plaatsen. Hij wijst in deze context op het dilemma voor het betrokken ministerie (een aparte heffing of een onderdeel vormen van de belastingen); men wil enerzijds op de eenvoudigste manier eigen middelen genereren, maar anderzijds dreigt de bestemmingsfunctie verloren te gaan wanneer men te veel afstand neemt van de milieu-aspecten.

Overigens is het gebruik van heffingen voor bestemmingsdoeleinden niet zo uniek. Diverse specifieke heffingen zijn ook na verloop van tijd tot normale belastingen omgevormd en de uitgaven werden dientengevolge uit de algemene middelen gefinancierd. De wegeaanleg uit algemene middelen tezamen met de afschaffing van het Rijkswegenfonds, is hiervan een illustratie.

Bijlage 7 Soorten heffingen

- * **Verontreinigingsheffingen** (op motorbrandstoffen bijvoorbeeld): dit zijn heffingen die worden gelegd op de uitworp van verontreinigende stoffen; de hoogte van de heffing wordt bepaald door de aard en/of hoeveelheid van de verontreinigende stof.
- * **Gebruikersheffingen** (bijvoorbeeld riool- en reinigingsrecht): deze heffingen zijn gerelateerd aan het gebruik van collectieve inzamelings- en/of verwerkingssystemen, bijvoorbeeld van afval. De tarieven zijn uniform of hangen samen met hoeveelheid en aard van het afval.
- * **Administratieve heffingen**: dit zijn betalingen voor administratieve diensten. Zowel in verband met de bestrijdingsmiddelenwet (produktregistratie) als met betrekking tot de kernenergiewet (vergunning voor het werken met gevaarlijke stoffen) zijn administratieve heffingen van kracht.
- * **Produktheffingen** (bijvoorbeeld brandstofheffing): deze zijn te omschrijven als opslagen op de prijs van een vervuilend produkt.
- * **Belastingdifferentiatie** (bijvoorbeeld loodheffing op benzine): dit heffingsinstrument staat op een bepaalde manier in verband met de produktheffing. Het koppelt een subsidie voor relatief "milieuvriendelijke" produkten aan een heffing voor het relatief "milieuschadelijke" alternatief. Ook kan er een onderscheid in belastingheffing plaatsvinden tussen twee - qua functie - dezelfde produkten met verschillende samenstelling. Het verschil in zwavelgehalte tussen diverse brandstoffen is hiervan een illustratie.

Bijlage 8 Overzicht milieukosten (NMP+) [14]*Overzicht milieukosten: meerkosten in 1994 ten opzichte van 1988 (mln gld)*

	Totale kosten	Waarvan: Directe kosten doelgroep	Heffingen		Algemene middelen
			Sectoraal ^{a)}	Overig ^{b)}	Totaal
Totale kosten ingevolge NMP+	7710 (100%)	3780 (49%)	2088 (27%)	740 (10%)	1112 (14%)
Totale kosten 1988	8300 (100%)	2963 (36%)	2038 (24%)	315 (4%)	2985 (36%)
Totale kosten 1994	16010 (100%)	6743 (42%)	4126 (26%)	1055 (7%)	4097 (26%)
Toename 1988-1994 in %	93	128	102	235	37

a) Sectoraal wil hier zeggen:

- verhoging dieselaccijns;
- verhoging gasprijs/HBO;
- wijziging reiskostenforfait;
- landbouwheffingen;
- verhoging reinigingsrechten;
- verhoging W.V.O.-heffing;
- verhoging rioolrechten.

b) De WABM-heffing en (nieuw in te voeren) regulerende en financieringsheffingen.

Bron: NMP+, 1990.

Bijlage 9 Referenties (van bijlage 2 tot en met 8)

- [1] A.J.M. van den Biggelaar,
Een beleid voor een duurzame ontwikkeling,
Openbare Uitgaven, Den Haag, 1989.
- [2] L.L. Coburn,
Emissions Trading: A market-based solution for environmental
problems in the electric power industry;
Proceedings of the 13th Annual International Conference of the
International Association of Energy Economics, Kopenhagen, juni 1990.
- [3] G. Huppes,
Sociale instrumenten: verantwoordelijkheden geven en nemen,
Instrumenten voor milieubeleid, Alphen aan den Rijn, 1988.
- [4] Landelijk Milieu Overleg,
Financiële instrumenten voor het Nederlandse milieubeleid,
Utrecht, 1990.
- [5] Nota instrumenten milieuhygiënisch beleid,
Tweede Kamer 1974-1975, 13100, hoofdstuk XVII, nr. 2.
- [6] OECD, OECD and the environment, Paris, 1986.
- [7] J. Pleus,
Heffen is geen last, NRC Handelsblad, 6 juni 1990, Rotterdam.
- [8] A.L.C. Simons,
Herbezinning op het milieuheffingenbeleid, Milieuheffingen/milieuleges:
"De vervuiler betaalt?!", Seminar, 14 mei 1981, Amsterdam.
- [9] J.A. Suurland,
Functie van de heffingen in het milieubeleid, Milieuheffingen/milieuleges:
"De vervuiler betaalt?!", Seminar, 14 mei 1981, Amsterdam.
- [10] H.A. Udo de Haes,
Drie andere wegen voor milieubeleid, Instrumenten voor milieubeleid,
Alphen aan den Rijn, 1988.
- [11] J.B. Vos en J.B. Opschoor,
Marktconforme instrumenten van milieubeleid in OESO-landen,
Instrumenten voor milieubeleid, Alphen aan den Rijn, 1988.
- [12] J.B. Vos,
De bruikbaarheid van buitenlandse economische instrumenten in het
Nederlandse milieubeleid, VROM, Den Haag, 1988.

- [13] J.B. Vos,
De rol van marktconforme instrumenten in het milieubeleid,
Openbare Uitgaven, nr. 5, Den Haag, 1989.
- [14] VROM, Nationaal Milieubeleidsplan-Plus (NMP+), Den Haag, 1990.
- [15] E.P.J. Wasch,
Het belaste milieu, Fiscale studiereserie no. 18, Deventer, 1979.

Bijlage 10 Kosten van afvalverwerking

1 Groente-, fruit- en tuinafval

De GFT-fractie bedraagt circa 50% van de hoeveelheid huishoudelijk afval in Nederland. Gescheiden ingezameld GFT-afval kan tot een compost verwerkt worden die voldoet aan de voor compost gestelde normen (onder andere zware metalengehalte). Het ingezamelde GFT-afval heeft een zuiverheid van circa 95%, de verontreiniging bestaat hoofdzakelijk uit papier en voor enkele tienden van procenten uit kunststoffen en metalen [11]¹⁾. Bij de huidige marktsituatie heeft GFT-compost een opbrengst van maximaal f 30/ton, hiermee kunnen de distributiekosten gedekt worden. Indien op grote schaal GFT-afval gecomposteerd gaat worden, zal de opbrengst vermoedelijk dalen.

Bij de verwerkingskosten van GFT-afval kan er onderscheid gemaakt worden tussen directe en indirecte kosten. Onder de directe kosten worden de kosten van het composteren verstaan, onder de indirecte kosten de kosten van inzameling, overslag en transport.

1.1 Directe kosten

De directe kosten zijn afhankelijk van de wijze van composteren en de schaalgrootte. De systemen zijn als volgt in te delen:

- aëroob:
 - * open systeem
 - * gesloten systeem
- anaëroob

In onderstaande tabel worden de verwerkingskosten van de verschillende systemen weergegeven:

¹⁾ De referenties verwijzen naar 3.6 van het rapport.

Tabel X.1 Verwerkingskosten composteren

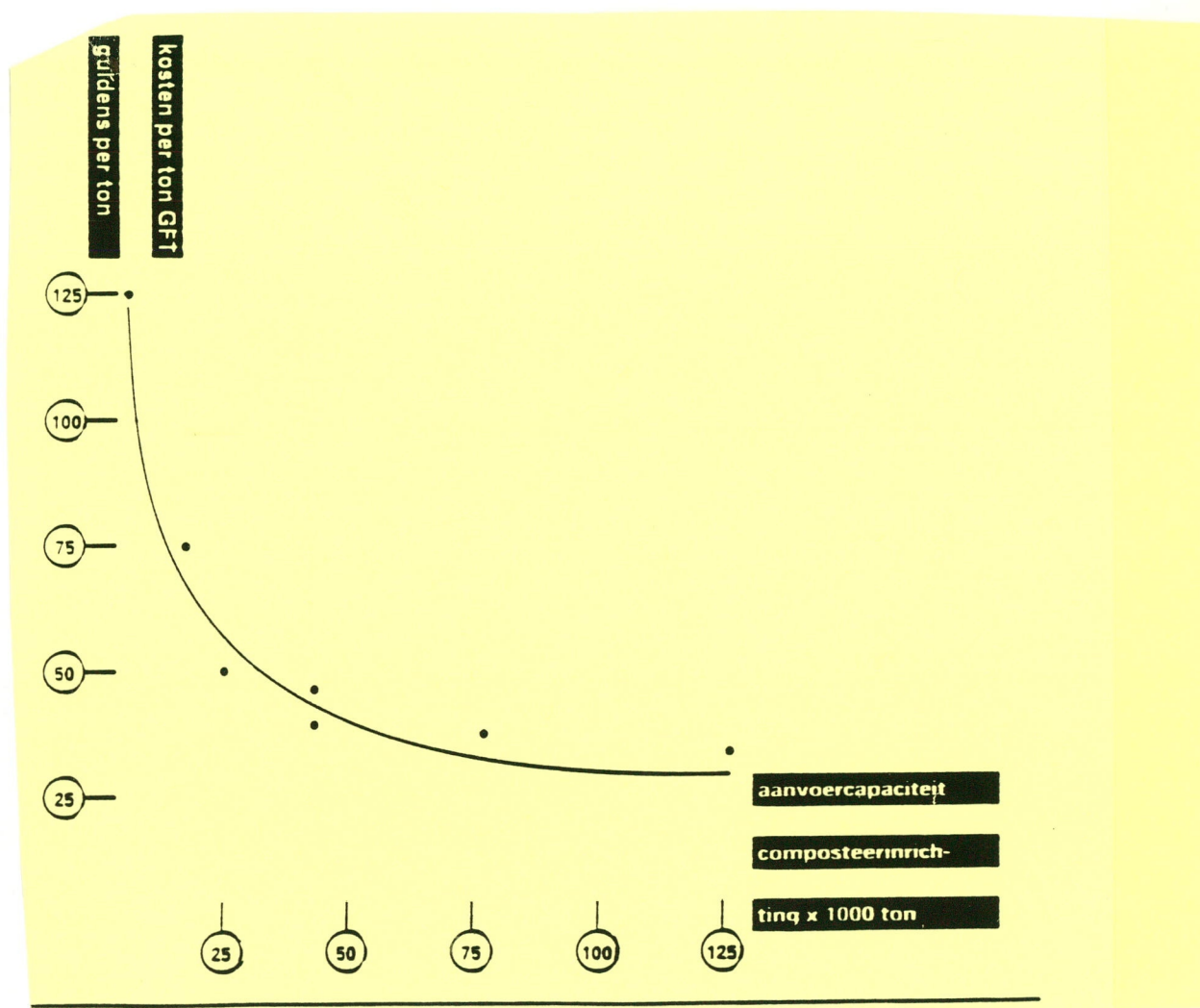
Systeem	Capaciteit (ton/jaar)	Kosten (f/ton)	Bron
aëroob open	50.000	75	[8]
gesloten	50.000	90	[8]
aëroob open	-	80	[9]
gesloten	-	120	[9]
aëroob	-	50 - 70	[10]
aëroob open	40.000	41	[11]
gesloten	40.000	101	[11]
aëroobbiocon	3.000	115	[11]
biocon	30.000	85	[11]
biocon	45.000	70	[11]
anaëroob	50.000	100 - 110	[8]
anaëroob	25.000	105	[9]
anaëroob	25.000	40 - 85	[10]

Hoewel er dus grote onderlinge verschillen voorkomen tussen de verschillende rapportages, blijkt de verwerkingsprijs voor anaërobe conversie gemiddeld iets hoger te liggen dan voor aërobe compostering.

De afhankelijkheid van de composteringskosten van de capaciteit worden in de volgende tabel en figuur X.1 weergegeven:

Tabel X.2 Investerings- en exploitatiekosten composteren (kf)

schaalgrootte	15.000	40.000	75.000	135.000	190.000
investering	3.200	5.600	8.900	147.000	20.600
kapitaallast	400	700	1.200	1.900	2.700
overig	800	1.200	1.700	3.100	4.000
totaal	1.200	1.900	2.900	5.000	6.700
kostprijs per ton GFT	78	48	39	37	35



Figuur X.1 Composteringskosten [5]

Indien van maximaal hergebruik wordt uitgegaan zal de composteringscapaciteit in Nederland drastisch uitgebreid moeten worden. Vermoedelijk zal er binnen niet al te lange tijd een netwerk van regionale composteringsbedrijven voor GFT-afval ontstaan. Zo zijn er reeds vergevorderde plannen tot de bouw van een regionaal bedrijf in Nijmegen; in Purmerend is zo'n bedrijf inmiddels gerealiseerd. Tevens zijn er nieuwbouwplannen in de regio Noord-Limburg en Brabant. Het gaat hierbij om bedrijven met een jaarcapaciteit van zo'n 50.000 ton GFT-afval. Uitgaande van deze grootte zullen de composteringskosten f 50-70/ton bedragen.

1.2 Indirecte kosten

Uitgaande van regionale composteringsbedrijven zal de transportafstand beperkt blijven tot maximaal circa 30 km, hierbij is er geen overslag noodzakelijk. De transportkosten zullen *f* 15-30/ton bedragen [11].

Om een maximale respons voor de GFT-fractie te krijgen, zal er eenmaal per week ingezameld moeten worden. Dit zal naast de inzameling van de overige componenten dienen te geschieden.

Bij het SOW-project zijn verschillende modellen waarbij GFT wekelijks werd ingezameld, onderzocht. De inzaamkosten bedroegen hier *f* 130-150/ ton. Bij een maximale inzameling zullen deze kosten nog verder stijgen.

1.3 Afvalverwerkingsprijs GFT

Voor de berekening van de afvalverwerkingsprijs van GFT bij maximaal hergebruik worden de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- wekelijkse inzameling door middel van een haalsysteem;
- transport maximaal 30 km zonder overslag;
- compostering in regionale bedrijven met een jaarcapaciteit van 50.000 ton GFT-afval;

Dit leidt tot de volgende afvalverwerkingsprijs:

Tabel X.3 Afvalverwerkingsprijs GFT

Gescheiden inzameling	130 - 150 <i>f</i> /ton
Transport/overslag	15 - 30 <i>f</i> /ton
Compostering	50 - 70 <i>f</i> /ton
Afvalverwerkingsprijs GFT	195 - 250 <i>f</i> /ton

2 Glas

Het grootste gebruik van glas ligt bij de particuliere huishoudens. Na gebruik wordt glas afgevoerd met het huishoudelijk afval of verzameld via een apart inzamelsysteem.

Hergebruik van glas binnen de glasfabrieken zelf is gangbaar. Daartoe wordt afvalglas verkleind en in verhouding tot maximaal 50% gemengd met primaire grondstoffen.

Hergebruik van glas elders is niet zo eenvoudig. Problematisch is daarbij de aanwezigheid van verontreinigingen, zoals keramische materialen, aluminium of andere metalen.

Andere hergebruiksmogelijkheden van glas zijn toepassingen als glasvezel (bijvoorbeeld in vezelversterkte kunststoffen), of als thermisch isolatiemateriaal.

2.1 Kosten

Glas kan ingezameld worden met behulp van een breng- of een haalsysteem en al dan niet gescheiden op kleur. Het goedkoopst is de glasbak niet gescheiden op kleur, het duurste zijn de haalsystemen, zeker als men dit ook gescheiden op kleur zou willen doen. De laatste optie is voor een maximaal hergebruik de beste optie.

Tabel X.4 Inzamel-, transport- en sorteerkosten glas [12]

	Brengsysteem	Haalsysteem
Inzameling	105-115	230-325
Transport	20	20
Sortering	30	40

Voor een maximale respons zullen intensieve haalsystemen gebruikt moeten worden. De kosten hiervan kunnen aanzienlijk oplopen. Bij glaszameling via een haalsysteem wordt de kleurscheiding bemoeilijkt, zodat er na inzameling op kleur gesorteerd zal moeten worden.

Na het inzamelen en sorteren zal er een opwerking bij de glasfabriek dienen te geschieden. Deze bestaat uit malen, wassen en afscheiden van papier, kunststoffen, aluminium en lood. De opwerkingskosten bedragen circa f 25/ton [15].

2.2 Afvalverwerkingsprijs glas

Voor de berekening van de afvalverwerkingsprijs van glas bij maximaal hergebruik worden de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- inzameling door middel van een intensief haalsysteem;
- kleurscheiding na inzameling.

Dit leidt tot de volgende afvalverwerkingsprijs:

Tabel X.5 Afvalverwerkingsprijs Glas

Verwerkingswijze	Kosten
Inzameling	230-325 f/ton
Transport	20 f/ton
Sortering	40 f/ton
Opwerking	25 f/ton
Afvalverwerkingsprijs Glas	315-410 f/ton

3 Papier

Ook voor papier geldt dat voor maximaal hergebruik door middel van een intensief haalsysteem ingezameld zal moeten worden. De kosten hiervan bedragen f 125-200/ton [12]. Hierna zal het papier gesorteerd moeten worden à f 30-60/ton.

De opwerkingskosten zijn sterk afhankelijk van de kwaliteit oud-papier die men wil maken. [17] geeft als marge 80-340 f/ton aan.

De transportkosten worden geschat op f 20-30/ton.

3.1 Afvalverwerkingsprijs papier

Tabel X.6 Afvalverwerkingsprijs Papier

Verwerkingwijze	Kosten
Inzameling	125 - 200 f/ton
Sorteren	30 - 60 f/ton
Opwerking	80 - 340 f/ton
Transport	20 - 30 f/ton
Afvalverwerkingsprijs Papier	255 - 630 f/ton

4 Kunststoffen

Bij het primair hergebruik van kunststoffen treden er zowel bij de inzameling als de verwerking technische en economische problemen op.

De afscheiding van secundaire grondstoffen op een technisch-economisch aantrekkelijke wijze wordt belemmerd door een aantal factoren:

- de grote verscheidenheid aan kunststoffen op de markt,
- de complexe vermenging van kunststoffen met andere componenten (waarbij de hoeveelheid kunststoffen in het mengsel vaak klein is),
- het vóórkomen van kunststoffen in composietmaterialen en laminaten.

4.1 Kosten

Volgens [12] kunnen de inzamelkosten van kunststoffen met behulp van brengsystemen 400-700 DM/ton (circa f 450-800/ton) bedragen. Bij haalsystemen worden bedragen van 2000-3000 DM/ton genoemd [16]. Responscijfers zijn hierbij niet bekend.

Na de inzameling dient het kunststofafval gescheiden en gesorteerd te worden. De opwerking bestaat uit scheiden/reinigen (f 100/ton), drogen/nazuiveren (f 50/ton) en regranuleren (f 200/ton), de totale kosten bedragen f 400-450/ton [15]

4.2 Afvalverwerkingsprijs kunststoffen

Voor de berekening van de afvalverwerkingsprijs van kunststoffen bij maximaal hergebruik worden de volgende uitgangspunten gehanteerd. Er wordt ingezameld met behulp van een brengsysteem. Het is aannemelijk dat op deze wijze lang niet al het kunststof ingezameld kan worden. Ook de inzameling van kunststoffen gelijk met andere componenten leidt tot hoge inzaamkosten, terwijl bij deze optie de verschillende componenten ook gescheiden moeten worden.

Dit leidt tot de volgende afvalverwerkingsprijs:

Tabel X.7 Afvalverwerkingsprijs kunststoffen

Verwerkingswijze	Kosten
Inzameling	450 - 800 f/ton
Opwerking	400 - 450 f/ton
Afvalverwerkingsprijs Kunststoffen	850 - 1250 f/ton

5 Metalen

Bij de metalen moet er onderscheid gemaakt worden tussen ferro en non-ferro. Ferro is gemakkelijk met behulp van magneetscheiding af te scheiden. Non-ferro dient gescheiden ingezameld te worden of met behulp van andere technieken afgescheiden te worden uit ingezamelde mengsels.

Gescheiden inzameling van metalen is vanwege de geringe dichtheid van metalen produkten (bijvoorbeeld blikjes) in het huishoudelijk afval relatief duur. Inzameling door middel van brengsystemen kost f 280-400/ton [12]. Inzameling van een mengsel van droge componenten door middel van een haalsysteem kost f 110-155/ton [12], na de inzameling zal er mengselscheiding moeten plaatsvinden.

De sorteerkosten van droge mengsels worden op f 80-170/ton geschat [12]. Af-scheiding van de ferro-fractie door middel van magneetscheiding kost f 15/ton [15]. Hierbij dient te worden opgemerkt dat niet onttind blik niet in de Nederlandse hoogovens verwerkt kan worden.

De na het sorteren verkregen metaalfracties zullen gedeeltelijk nog opgewerkt moeten worden en er zal transport naar de verwerker moeten plaatsvinden. De kosten hiervan worden op f 25-40/ton geschat.

5.1 Afvalverwerkingsprijs metalen

Er zal een afvalverwerkingsprijs voor zowel ferro als non-ferro worden berekend. Voor ferro zou van integrale inzameling en magneetscheiding uitgegaan kunnen worden, maar in het geval van maximaal hergebruik zal er geen integrale inzameling van huisvuil meer zijn, zodat van een mengselinzameling met magneetscheiding uitgegaan zal worden. Voor non-ferro zal van mengselinzameling met aansluitende mengselscheiding uitgegaan worden.

Tabel X.8 Afvalverwerkingsprijs Ferro

Verwerkingswijze	Kosten
Inzameling	110 - 155 f/ton
Magneetscheiding	15 f/ton
Transport	25 - 40 f/ton
Afvalverwerkingsprijs Ferro	50 - 210 f/ton

Tabel X.9 Afvalverwerkingsprijs Non-ferro

Verwerkingswijze	Kosten
Inzameling	110 - 155 f/ton
Sorteren	80 - 170 f/ton
Transport	25 - 40 f/ton
Afvalverwerkingsprijs Non-ferro	215 - 375 f/ton

6 Textiel

Het letterlijke "primaire hergebruik" van textiel door de consument is de laatste tijd gegroeid door de opkomst van tweedehands winkels. Daarnaast is hergebruik door recycling van vezels een traditionele bezigheid, die in de loop van de tijd ingewikkelder van aard is geworden, doordat gaandeweg steeds meer natuurlijke vezels worden gemengd met synthetische. Daarbij komt dat het handmatig sorteren van textiel duur is en slechts dan economisch aantrekkelijk wanneer het hoogwaardige vezels betreft.

Textiel in het afvalstadium wordt met de hand zoveel mogelijk naar kledingstuk of naar soort textielvezel gesorteerd. De vezels worden vervolgens machinaal

“geopend”. Deze vezels kunnen dan weer als grondstof dienen voor nieuwe producten. Duidelijk herkenbare en weinig verontreinigde synthetische vezels kunnen voor hoogwaardige toepassingen worden gebruikt, zoals voor kleding. Voor het overige blijft het hergebruik beperkt tot laagwaardigere toepassingen, zoals vulmateriaal. Thermoplastische vezels (nylon, polyester en polyolefinen) kunnen worden hergebruikt via een smeltproces.

Bij textiel gaat het om al die toepassingen waarin natuurlijke en synthetische polymeren in de vorm van garens of vezels worden toegepast. Te onderscheiden zijn de volgende gebieden [7]:

- Kledingtextiel: circa 50% van het textielgebruik in West-Europa.
- Huishoudtextiel en woninginrichting (vloerbedekking, gordijnstoffen, meubelstoffen, slaapkameruitrusting, handdoeken, etc.): circa 40% van het textielgebruik in West-Europa.
- Industriële en technische toepassingen (bandenmarkt, overige versterkte rubbers, touwen, kabels, netten en technische weefsels): circa 10% van de totale garen- en vezelproductie-afzet in West-Europa.

Het hergebruik van textiel vindt in Nederland plaats via de kringloop winkels en de recuperatie, naast de transacties tussen particulieren onderling (van kledingstukken).

Met intensivering van de gescheiden inzameling is het hergebruik te verhogen tot circa 30%.

Bij de wens tot verdere verhoging stuit men op de volgende belemmeringen:

- Door de introductie van synthetische vezels komen vele vezelbronnen in het afvalstadium in gemengde vorm vrij, hetgeen scheidingsproblemen geeft.
- Aan de bron treedt vermenging op. Textiel komt daarom veelal in lage concentraties in bulkafvalstromen voor.
- Ontbreken van geavanceerde sorteertechnieken.
- Hoge sorteer- arbeidskosten.

6.1 Kosten

De inzamel-, transport- en sorteerkosten kunnen hoog oplopen:

- Qua dichtheid is textiel te vergelijken met drankblikjes, tevens kunnen vergelijkbare hoeveelheden worden ingezameld. De inzamelkosten kunnen dus vergeleken worden met die van blikjes. Uitgaande van een brengsysteem bedragen deze f 280-400/ton [12].
- De transportkosten kunnen, afhankelijk van transportafstand en de dichtheid van de lading, tot f 400/ton bedragen [13].
- De sorteerkosten kunnen enkele honderden guldens per ton (f 200-300/ton) bedragen [14].

6.2 Afvalverwerkingsprijs textiel

Tabel X.10 Afvalverwerkingsprijs Textiel

Verwerkingswijze	Kosten
Inzameling	110 - 400 f/ton
Sorteren	80 - 400 f/ton
Transport	200 - 300 f/ton
Afvalverwerkingsprijs Textiel	500 - 1100 f/ton

De ruime marge in de afvalverwerkingsprijs is een indicatie voor de zekerheid die er bestaat wat betreft de genoemde getallen.

7 Hout

Een gedeelte van het huishoudelijke hout verdwijnt via het grof huisvuil, inzamelingskosten f 100/ton, een gedeelte kan met de GFT-fractie verdwijnen en gecomposteerd worden.

Van het gedeelte dat niet gecomposteerd wordt, kan een gedeelte verkleind worden à f 25-50/ton. Voor het andere gedeelte zijn er verschillende mogelijkheden: vergassen à 50-100/ton; hydrolyse à f 100-300/ton; verbranden, kan kosten-neutraal.

7.1 Afvalverwerkingsprijs hout

Voor de berekening van de afvalverwerkingsprijs van hout zijn de volgende uitgangspunten genomen:

- Het hout wordt verkregen uit de grof huisvuilinzameling.
- Het ingezamelde grof huisvuil moet gesorteerd worden (schatting f 50-100/ton) en naar de verschillende verwerkers getransporteerd worden (f 20-30/ton).
- Voor de verwerking wordt een combinatie van de verschillende mogelijkheden toegepast, de prijs wordt op f 50-100/ton gesteld.

Dit leidt tot de volgende afvalverwerkingsprijs:

Tabel X.11 Afvalverwerkingsprijs Hout

Verwerkingswijze	Kosten
Inzameling	100 f/ton
Sorteren	50 - 100 f/ton
Transport	20 - 30 f/ton
Verwerking	50 - 100 f/ton
Afvalverwerkingsprijs Hout	220 - 330 f/ton

Bijlage 11 Kosten en baten van milieucorner en retourshop¹⁾**A Kosten en baten van een milieucorner**

Op basis van onderzoek van de VNG²⁾ komt Seinpost tot de conclusie dat het voor gemeenten - financieel gezien - in de naaste toekomst alleen maar aantrekkelijker zal worden om (huishoudelijk) afval gescheiden in te zamelen en te verwerken. Weliswaar is het nu nog duurder om huishoudelijk afval gescheiden in te zamelen, maar over zo'n 10 jaar zal dit beeld anders zijn. Dan zal het voor een gemeente gemiddeld f 11,- per ton goedkoper zijn (f 154,- per ton in 2000 ten opzichte van f 165,- per ton nu).

Kosten

Bij de kosten voor de opzet van milieucorners wordt onderscheid gemaakt tussen eenmalige (stichtings)kosten (inrichtings- en aankledingskosten) en exploitatiekosten (onderhoud-, personeels- en lokatiekosten). Extra kosten die gemeenten eventueel moeten maken voor het ophalen van verzamelde goederen bij de milieucorner blijven buiten beschouwing. Men gaat ervan uit dat de rol van de private sector in deze zodanig zal zijn dat de transportkosten voor de gemeente opwegen tegen de te verwachten opbrengsten. Voor de stichtingskosten wordt uitgegaan van f 150.000,-. In onderstaand overzicht zijn de verschillende componenten van de operationele kosten opgenomen.

Exploitatiekosten milieucorner op jaarbasis:

— Inrichtings- en aankledingskosten (afschrijving in 10 jaar, inclusief 9% rente)	f 21.750,-
— Lokatiekosten (200 m ² ; f 175,- per m ²)	35.000,-
— Verwarming, verlichting	12.000,-
— Loonkosten	140.000,-
— Overhead	28.000,-
— Onderhoud	7.500,-
— Huur containers	20.000,-
— Kosten voor afvoer verzamelde componenten	p.m.
Totale kosten per jaar (ex p.m. posten)	f 264.250,-

¹⁾ Er is ook een studie van Heidemij over dit onderwerp. De resultaten daarvan wijken niet sterk af van de hier gepresenteerde.

²⁾ Gemeenten en afvalverwijdering, VNG Uitgeverij, 1990.

Besparingen

Veronderstellingen die in dit verband gemaakt worden zijn: een woonwijk van 5.000 inwoners (minimum) en een responspercentage van 75% (analoog aan de enquête-uitkomst).

De onderstaande tabel geeft aan hoeveel afval een milieucorner te verwerken krijgt bij verschillende responspercentages.

Tabel XI.1 Te verwachten hoeveelheid afval bij verschillende responspercentages

Componenten	Respons			
	100%	75%	50%	25%
Papier	360.000	270.000	180.000	90.000
Kunststof	120.000	90.000	60.000	30.000
Glas	90.000	67.500	45.000	22.500
Metalen	45.000	33.750	22.500	11.250
Textiel	30.000	22.500	15.000	7.500
Totaal per jaar	645.000	483.750	322.500	161.250
Per week	12.400	9.300	6.200	3.100

Een respons van 75% zou betekenen dat 483.750 kilo afval per jaar niet gestort of verbrand hoeft te worden. De omvang van de hierdoor gegenereerde besparing hangt af van de hoogte van de stort- en verbrandingstarieven over 10 jaar.

Uitgaande van het goedkoopste storttarief (483.750 kg afval x f 140,-) betekent dit f 67.725,- per jaar, terwijl het duurste verbrandingstarief uitkomt op f 116.100,- per jaar (483.750 kg afval x f 240,-). De besparing zal zich dus tussen deze twee bedragen bewegen.

Rekening houdend met de totale jaarlijkse exploitatiekosten (f 264.250,-) moet er daardoor voor een bedrag van tussen f 30.000,- en f 175.000,- per milieucorner per jaar dekking gezocht worden. De onderzoekers geven hiervoor drie mogelijkheden aan. Een afvalstoffenheffing is een mogelijkheid. Hierbij worden de kosten van bestrijding, verbonden aan de verwijdering van huishoudelijke afvalstoffen, aan de gebruiker doorberekend. Verder kunnen de kosten van afvalverwijdering op huishoudens verhaald worden via het heffen van een reinigingsrecht. Tot slot kunnen de milieucorner gefinancierd worden door het verstrekken van gemeentesubsidies. Dit kan bijvoorbeeld gebeuren op basis van de door de milieucorner ingenomen hoeveelheid afval, waarvoor de gemeente geen verwerkingskosten hoeft te betalen. Deze subsidies dienen echter ook weer betaald te worden, hetzij uit de algemene middelen, hetzij uit de opbrengst van de afvalstoffenheffing of het reinigingsrecht.

B Kosten en baten van een retourshop

Deze analyse is gericht op het specificeren van de kosten voor het zelfstandig functioneren van de retourshop, en het identificeren van de soorten financiële baten voor de verschillende betrokken partijen.

Betrokken overheden en bedrijfsleven moeten zorgen voor de dekking van de kosten van een retourshop.

Bij de kostenanalyse is een aantal alternatieven doorgerekend. Daarbij is onder andere gekeken naar de kostenconsequenties van een variatie in verzorgingsgebied en het verschil tussen het beperkte en het uitgebreide assortiment.

Hieronder zijn de netto kosten weergegeven voor retourshops met een beperkt assortiment, gedifferentieerd naar het aantal huishoudens.

Tabel XI.2 Netto kosten voor retourshop met beperkt assortiment, gevarieerd voor het aantal huishoudens

Kosten	Aantal huishoudens				
	2.000	3.000	4.000	5.000	6.000
Bruto kosten (f/jaar)	158.745	166.785	178.255	209.241	243.393
Baten van derden ^{a)} (f/jaar)	14.400	21.600	28.800	36.000	43.200
Netto kosten (f/jaar)	144.345	145.185	149.455	173.241	200.193

^{a)} "Baten van derden" zijn de directe kostenbesparingen voor gemeentelijke overheden aangegeven doordat de retourshop meer inneemt dan alleen retouremballage.

Het verloop van de netto kosten geeft aan dat vanuit kosten oogpunt gezien de voorkeur gegeven moet worden aan een retourshop met een bereik van 4.000 huishoudens.

Bij het uitgebreide assortiment maakt het financieel weinig verschil voor welke omvang van het aantal huishoudens gekozen wordt. Eén en ander is hieronder af te lezen.

Tabel XI.3 Netto kosten voor retourshop met uitgebreid assortiment, gevarieerd voor het aantal huishoudens

Kosten	Aantal huishoudens				
	2.000	3.000	4.000	5.000	6.000
Bruto kosten (f/jaar)	182.786	247.142	312.306	371.995	435.714
Baten van derden ^{a)} (f/jaar)	24.250	36.375	48.500	60.625	72.750
Netto kosten (f/jaar)	158.536	210.767	263.806	311.370	362.964

^{a)} "Baten van derden" zijn de directe kostenbesparingen voor gemeentelijke overheden aangegeven doordat de retourshop meer inneemt dan alleen retouremballage.

De netto kosten per jaar nemen ongeveer in gelijke mate toe bij een schaalvergroting van het aantal huishoudens. Dit betekent wel dat de retourshop per saldo het goedkoopst is bij gebruik door zoveel mogelijk huishoudens, in dit geval 6.000. Voor de retourshop met beperkt assortiment geldt dit eigenlijk evenzeer.

Bijlage 12 Case studie fluorescentielampen

1 Inleiding

In het kader van de studie “Integratie kosten en baten van afvalverwerking in productprijzen” zijn twee case studies geselecteerd, namelijk fluorescentielampen en kleine huishoudelijke apparaten met batterijen.

De case studies vormen een eerste uitwerking van de wijze waarop een heffing toegerekend kan worden op basis van produktspecifieke kenmerken. Het is een logische voortzetting van de gedachtengang zoals beschreven en uitgewerkt in respectievelijk het verwerkings- en hergebruikskostenmodel.

Bij het verwerkingskostenmodel is er sprake van een niet produktspecifieke grondslag voor de heffing. De totale kosten worden omgeslagen op gewichtsbasis. Bij het hergebruikskostenmodel is de grondslag afhankelijk van de samenstelling van het produkt. Hierbij worden alleen de bekende recyclebare fracties in beschouwing genomen. Het derde model, het produktkostenmodel is een produktspecifieke methode. Nu worden de individuele kenmerken en verwerkingstechnieken concreet in de beschouwing meegenomen.

In deze case studie zullen fluorescentielampen beschouwd worden. Fluorescentielampen behoren op grond van hun gehalte aan zware metalen tot het chemisch afval en dienen dan ook als zodanig verwerkt te worden.

2 Produktanalyse

De gegevens in paragraaf 2 komen, tenzij anders is vermeld, uit de “Produktgerichte milieustudie lichtbronnen” van CEA [1-3].

2.1 Doel van verlichting

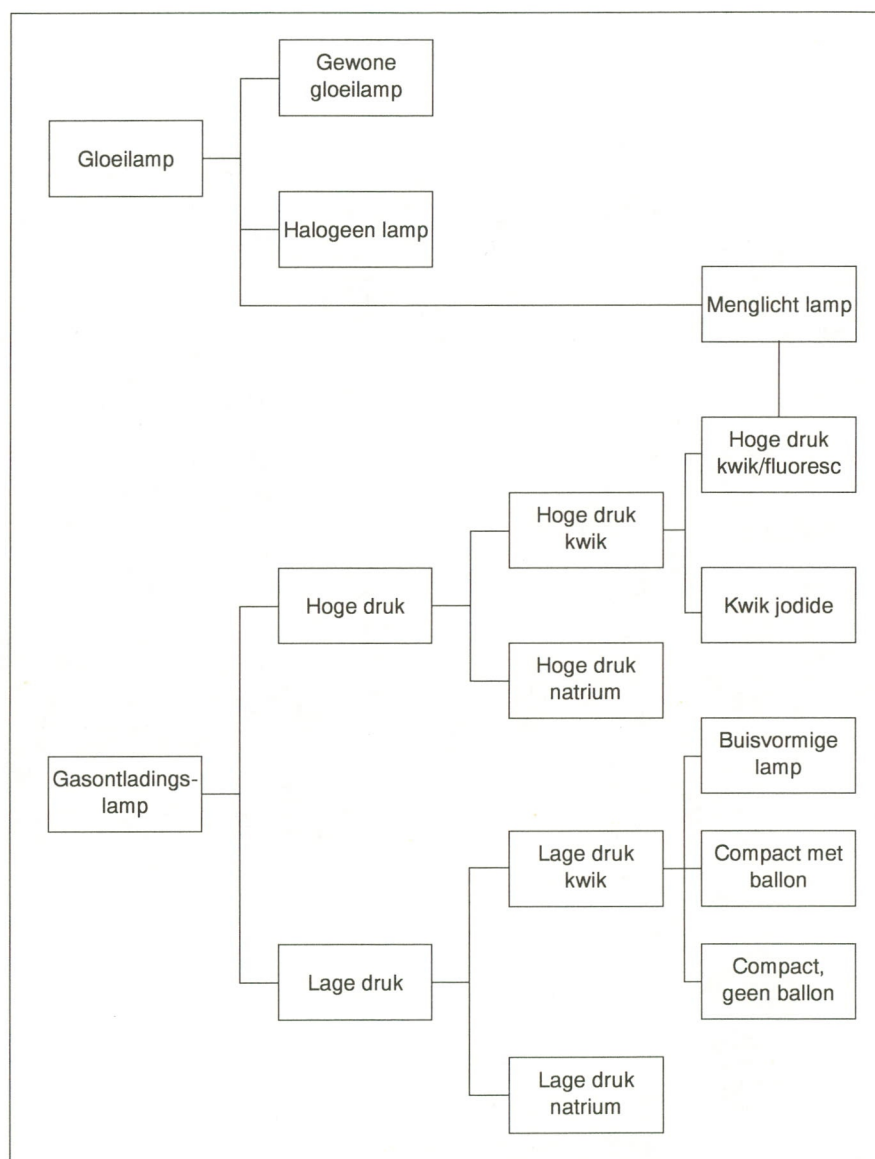
Heel algemeen gesteld moet verlichting het mogelijk maken dat werk en andere activiteiten uitgevoerd kunnen worden op een effectieve, veilige en comfortabele wijze. Op die plaatsen en tijden waar geen daglicht beschikbaar is moet kunstlicht gebruikt worden.

De eisen die aan kunstverlichting gesteld worden zijn sterk afhankelijk van de sector die beschouwd wordt. Bij openbare verlichting kunnen deze eisen nog relatief eenvoudig afgeleid worden, bijvoorbeeld de te bereiken verkeersveiligheid. In kantoren zijn aanbevelingen op te stellen die afgeleid zijn van de specifieke oogtaken die uitgevoerd moeten worden.

Bij huishoudelijke verlichting is het moeilijk om algemene eisen op te stellen voor kunstverlichting.

2.2 Lichtbronnen

Elektrische lichtbronnen kunnen in twee hoofdgroepen verdeeld worden: gloeilampen en ontladungslampen. In figuur XII.1 wordt een schematische weergave van de belangrijkste typen lichtbronnen gegeven.



Figuur XII.1 Schematische weergave van de belangrijkste elektrische lichtbronnen

De verkoop aandelen van de verschillende typen op de Nederlandse markt zijn als volgt:

Tabel XII.1 Verkoop aandeel op de Nederlandse markt van lichtbronnen in aantallen

Soort	Verkoop aandeel in procenten
Gloeilamp	70%
Halogeenlamp	2%
Lage druk kwik fluorescentie	15%
Lage druk kwik compact met ballon	3%
Lage druk kwik compact zonder ballon	4%
Hoge druk kwik	2%
Lage druk natrium	1%
Hoge druk natrium	2%

2.3 Afbakening produktgroep

Zoals reeds in de inleiding is aangegeven zullen in deze case studie de fluorescentielampen beschouwd worden. Deze kunnen in 3 typen verdeeld worden:

- Buisvormige lage druk kwik fluorescentielamp, TL-buis;
- Compact lage druk kwik fluorescentielamp met buitenballon, SL-lamp;
- Compact lage druk kwik fluorescentielamp zonder buitenballon, PL-lamp.

Van deze drie typen is de TL-buis de meest voorkomende zodat deze verder beschouwd zal worden.

2.4 Lage druk kwik fluorescentielamp

2.4.1 Constructie

De TL-buis bestaat uit een glasballon (de buis), fluorescentiepoeders, roefel (glazen uiteinde van de buis) en pompstengel, een gloeikathode van wolfraam, kopermanteldraad, buisvoetjes van aluminium en een glascapsule met kwik.

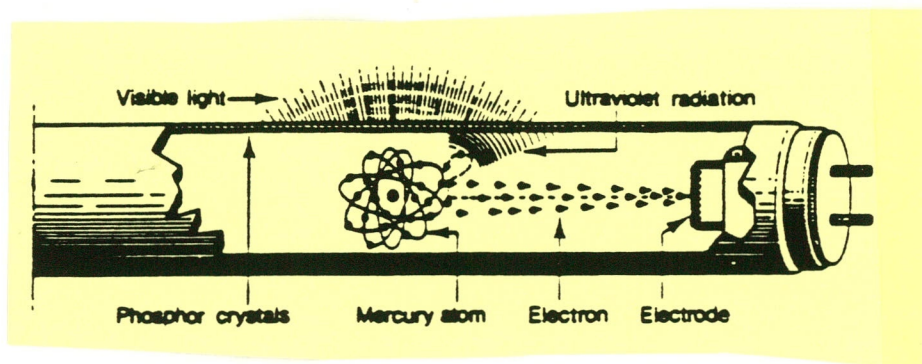
De glasballon wordt in één produktiegang gemaakt. In de glasoven worden grondstoffen en glasscherven samengesmolten. Het gesmolten glas wordt tot een buis geëxtrudeerd, afgekoeld en op maat gesneden. Vervolgens wordt het fluorescentiepoeder in de glasbuis aangebracht.

Tegelijkertijd worden roefel, pompstengel, gloeidraad, doorvoerdraden en kwikcapsule samengevoegd tot het zogenaamde stel. Aan beide uiteinden van de buis wordt nu het stel vastgesmolten aan de buis. De buis wordt leeggepompt en gespoeld met edelgassen, waarna de pompstengels dicht- en afgesmolten worden.

De buis wordt door een hoogfrequent veld gevoerd. Hier barst de glascapsule open zodat het kwik in de buis komt. Tenslotte worden aan beide uiteinden de hulzen aangebracht. De twee doorvoerdraden steken daarbij door de holle pennen van de hulzen, die vervolgens dichtgeknepen worden.

2.4.2 Werking

Door een spanning aan te leggen tussen de elektroden in de uiteinden van de TL-buis raken de kwikatomen in de buis in een aangeslagen toestand. De aangeslagen kwikatomen vallen terug in hun normale toestand onder uitzending van ultraviolette straling. In de fluorescentielaag wordt deze straling vervolgens omgevormd tot zichtbaar licht. (figuur XII.2)



Figuur XII.2 Schematische weergave van de werking van een TL-buis

De samenstelling (kleur) van dit licht wordt bepaald door het mengsel dat voor de fluorescentielaag gebruikt wordt. De samenstelling van dit mengsel is ook van grote invloed op het rendement van de lichtbron.

2.4.3 Afvalhoeveelheid

In Nederland komen jaarlijks 15 miljoen gasontladingslampen vrij. Ruim 80% hiervan behoort tot de lage druk kwik fluorescentielampen. De natriumlampen en de professionele hoge druk kwiklampen maken elk ongeveer 10% van het totaal uit [4].

Van de circa 12 miljoen lage druk kwiklampen is circa 2/3 deel een TL-buis, zodat de jaarlijkse afvalhoeveelheid circa 8 miljoen TL-buizen bedraagt. Op gewichtsbasis is dit circa 1600 ton.

In de TL-buizen wordt kwik gebruikt. Tevens zit aan de binnenkant van de buis de fluorescentielaag. Beide stoffen maken dat de afgedankte lamp tot het chemisch afval behoort.

2.5 Samenstelling van het referentieprodukt

Bij de fabricage van lichtbronnen spelen zeer veel materialen een rol. Bij de TL-buis bijvoorbeeld worden 46 elementen gebruikt. Hiervan komen er uiteindelijk 42 in de lamp terecht.

Er is echter maar een klein aantal materialen die in substantiële hoeveelheden (grammen per lamp) voorkomen in lampen. De overige materialen komen slechts in kleine hoeveelheden (milligrammen) terecht in de lamp.

Indien wordt uitgegaan van de output van LumenEx, een op 13 maart 1991 geopende fabriek waar gasontladingslampen worden verwerkt, is de samenstelling van een TL-buis als volgt:

Tabel XII.2 Samenstelling TL-Buis

Component	Hoeveelheid
Glas	90%
Non-ferro	2%
Chemisch afval	8%

Volgens Philips bestaat de massa van een TL-buis voor circa 95% uit glas en 5% uit andere componenten.

Berekend op de totale massa bevat een TL-buis volgens Philips circa 3% fluorescentiepoeder (5 g/buis). Afhankelijk van het toepassingsgebied van TL-buizen kunnen fluorescentiepoeders van verschillende samenstelling worden gebruikt. TL-buizen die een normaal werklicht verspreiden gebruiken een eenvoudig poeder op basis van calciumfosfaat. TL-buizen die woonlicht verspreiden gebruiken een fluorescentiepoeder op basis van een rooster van zeldzame aardmetalen. De zeldzame aarden bepalen de kleurweergave.

Het grootste gedeelte van het fluorescentiepoeder bestaat uit fosfor-, calcium- en magnesiumoxiden. Tevens bevat het fluorescentiepoeder enkele grammen Sb, Ba, Pb, Sr, Y en zeldzame aarden per kg poeder [5].

Een TL-buis bevat gemiddeld 20 mg kwik, zodat de kwikconcentratie circa 100 mg/kg buis bedraagt. Een deel van dit kwik absorbeert aan het fluorescentiepoeder [5].

3 Beschrijving afvalverwerkingsproces

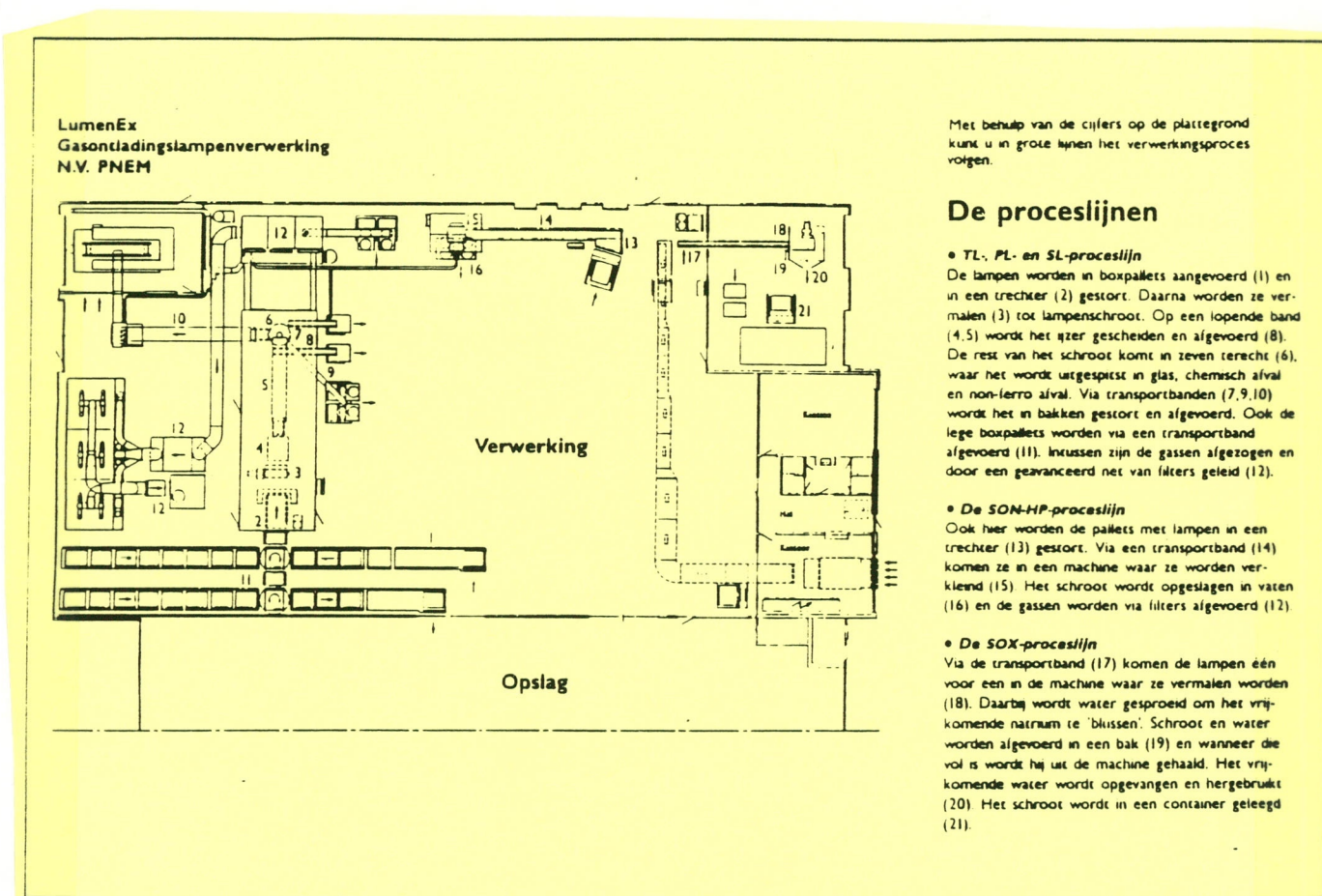
Bij de verwerking van afgedankte TL-buizen moeten voorzorgsmaatregelen genomen worden om te voorkomen dat het kwik en het fluorescentiepoeder uit de lampen vrijkomen.

Philips Lighting B.V. in Roosendaal heeft een installatie voor de verwerking van produktieuitval. Hier worden defecte buizen schoongemaakt zodat het glas weer

gebruikt kan worden. Deze installatie, met een capaciteit van 8000 lampen/h wordt alleen voor interne doeleinden gebruikt.

Voor het afvalverwerkingsproces wordt uitgegaan van het LumenEx-proces [4, 6]. De verwerking volgens dit proces is niet ingewikkeld. De lampen worden gebroken en gescheiden in schroot en glas. Het glas van de TL-buizen wordt met lucht "ontstoft" waardoor het wordt gescheiden van het schadelijke poeder. Uiteindelijk blijft er glas, schroot en een restfractie over.

In figuur XII.3 worden schematisch de drie proceslijnen, voor de verwerking van de drie soorten gasontladingslampen, bij LumenEx weergegeven.



Figuur XII.3 Plattegrond van LumenEx met de drie verschillende proceslijnen

LumenEx maakt geen winst. De lampen worden ingenomen tegen de prijs die het kost om ze te verwerken, ongeveer 55 cent per lamp.

LumenEx neemt alleen partijen in van tienduizend lampen of meer. De capaciteit van de fabriek is groot genoeg om alle lampen die in Nederland kapot gaan te verwerken.

4 Bepaling van de heffing

Voor de bepaling van de heffing zal worden uitgegaan van een TL-buis van 200 gram met de volgende samenstelling: 90% glas; 2% non-ferro en 8% rest. Als indicatie voor de prijs van een TL-buis wordt f 10,= genomen.

4.1 Verwerkingskostenmodel

In dit model wordt uitgegaan van een niet-produktspecifieke heffing. Deze bedraagt **27 ct/kg**.

$\text{Heffing} = 0.2 \text{ kg/lamp} * 27 \text{ ct/kg} = 5,4 \text{ ct/lamp}$

Indien een marge van 20% wordt genomen komt de heffing op 4-6 ct/lamp. In verhouding tot de prijs van de TL-buis blijft dit een zeer klein bedrag.

4.2 Hergebruikskostenmodel

Bij dit model is de heffing afhankelijk van de samenstelling van het produkt.

Glas	=	90% * 0.2 kg/lamp	*	36,5 ct/kg	=	6,6 ct/lamp
Non-ferro	=	2% * 0.2 kg/lamp	*	-262,5 ct/kg	=	-1,1 ct/lamp
Rest	=	8% * 0.2 kg/lamp	*	27,0 ct/kg	=	0,4 ct/lamp
Heffing						= 5,9 ct/lamp

Indien een marge van 25% wordt genomen komt de heffing volgens model B op 4,5 à 7 ct/lamp. Dit is dus een fractie groter dan bij model A, maar nog steeds zeer klein vergeleken met de productprijs van een TL-buis.

Indien de 8% rest bestaat uit 4% glas, 2% non-ferro en 2% kunststoffen, dan wordt de "restheffing" -0,4 ct in plaats van +0,4 ct. De totale heffing wordt in dat geval 5,1 ct/lamp.

Indien wordt aangenomen dat de rest als chemisch afval (f 700/ton) moet worden verwerkt dan bedraagt de restheffing:

$$\text{Rest: } 8\% * 0.2 \text{ kg/lamp} * 70 \text{ ct/kg} = 1,1 \text{ ct/lamp}$$

De produktheffing wordt in dit geval 6,6 ct/lamp.

4.3 Produktkostenmodel

Bij dit model wordt rekening gehouden met individuele kenmerken en verwerkingstechnieken. De kosten van de afvalverwerking worden verdeeld in de inzamelkosten en de verwerkingskosten.

Afgedankte TL-buizen komen voor circa 15% bij de huishoudens, 50% bij de utiliteitssector en 35% bij de wegverlichtingssector vrij.

Bij de huishoudens zal het om incidentele vervanging gaan. Bij de utiliteit en wegverlichting zullen daarentegen in het algemeen grotere aantallen ingezameld kunnen worden. Hierdoor zal de wijze van inzameling verschillen.

Bij de inzameling moet er naar gestreefd worden om 100% van de lampen in te zamelen. Onder andere door breuk zal dit niet mogelijk zijn.

Bij inzameling op vrijwillige basis zal 100% waarschijnlijk niet gehaald worden. Mogelijkheden om de inzamelrespons te verhogen zijn retourpremies of statiegeld.

Voor de inzameling wordt een bedrag van f 250/ton genomen. De kosten per lamp bedragen dan:

$$f \text{ 250/ton; } 5000 \text{ lampen/ton} \rightarrow 5 \text{ ct/lamp}$$

Zoals bij de beschrijving van het afvalverwerkingsproces al is genoemd bedragen de verwerkingskosten bij LumenEx 55 ct/lamp, zodat de totale produktheffing wordt:

Inzameling	=	5 ct/lamp
Verwerking	=	55 ct/lamp
Heffing	=	60 ct/lamp

Uit bovenstaande blijkt dat een verdubbeling van de inzamelkosten slechts tot een relatief kleine stijging van de produktheffing leidt.

Bij het verder verwerken van de restfractie zullen de kosten groter zijn dan de baten. Stel dat dit verschil f 2000/ton bedraagt, dan wordt de verwerking bij 8% rest circa 3 ct/lamp duurder ($8\% * f$ 2000/ton / 5000 lampen/ton).

De heffing bij het produktkostenmodel is een orde van tien groter dan bij de overige twee modellen. Ten opzichte van de productprijs blijft de heffing echter klein, namelijk circa 6%.

5 Discussie

In tabel XII.3 wordt de produktheffing en het heffingspercentage ten opzichte van de productprijs gegeven.

Tabel XII.3 Produktheffing en heffingspercentage

Model	Heffing (ct)	%
verwerkingskostenmodel (A)	5	0.5
hergebruikskostenmodel (B)	6	0.6
produktkostenmodel (C)	60	6.0

De heffingen volgens de eerste twee modellen zijn dus zeer klein; de heffing volgens het derde model is een factor 10 groter maar blijft nog steeds klein.

Alternatieven voor de TL-buis zijn andere lamptypen, want géén verlichting zal in het algemeen geen alternatief zijn. Doordat men door het armatuur aan een bepaald type lamp gebonden is, is overschakeling op een andere lamptype niet aantrekkelijk. Tevens speelt hierbij mee dat vaak voor een bepaald type is gekozen op grond van de specifieke voordelen van dit type zoals kleurweergave, levensduur, etc.

Deze punten, het armatuur en de specifieke voordelen, zullen er voor zorgen dat de korte termijn prijselasticiteit gering is. Er zal op korte termijn vrijwel niet op andere alternatieven worden overgeschakeld. De heffing volgens het produktkostenmodel kan als bestemmingsheffing dienen om op deze wijze de verwerking te financieren.

6 Literatuur

- [1] Produktgerichte milieustudie lichtbronnen, eindrapport,
Ir. S.M. van der Sluis e.a.,
CEA, rapportnummer 893, april 1989.

- [2] Produktgericht milieustudie lichtbronnen, achtergrondrapport,
Ir. S.M. van der Sluis e.a.,
CEA, rapportnummer 888 a, december 1988.

- [3] Een beschrijving van de markt van lichtbronnen,
A. Posthuma,
CEA, 1989.

- [4] Recycling-april/mei 1991, 127-129.

- [5] Verwerking fluorescentiepoeder,
Ir. J.I.A. Koene,
TNO, ref. 90-425, november 1990.

- [6] Abfallwirtschaftsjournal 3 (1991), Nr. 5, 275-280.

Bijlage 13 Case studie huishoudelijke apparatuur met ingebouwde oplaadbare batterij

1 Inleiding

Deze case studie vormt samen met de vorige een *eerste uitwerking* van de wijze, waarop een produktheffing toegerekend kan worden aan een produkt of produktgroep, uitgaande van de geprognostiseerde afval- en verwerkingskosten. Daartoe worden een drietal modellen gehanteerd, namelijk:

Het verwerkingskostenmodel: Niet produktspecifieke grondslag voor de heffing (de totale kosten worden omgeslagen op gewichtsbasis).

Het hergebruikskostenmodel: De kosten zijn afhankelijk van de samenstelling van het produkt (hierbij worden alle bekende recyclebare fracties in beschouwing genomen, uitgaande van de in bijlage 9 berekende specifieke kosten en baten).

Het produktkostenmodel: De produktspecifieke methode. Hierbij worden de individuele kenmerken en verwerkingstechnieken in de beschouwing meegenomen.

De voor deze case studie geselecteerde produktgroep is "huishoudelijke apparatuur met ingebouwde batterij". Drie belangrijke gronden om dergelijke apparatuur nader te analyseren zijn:

- * Voor alle verwerkingsmethoden van huishoudelijk afval is het van belang om verontreiniging met giftige componenten (in dergelijke apparatuur is een aanzienlijke hoeveelheid Cadmium en Nikkel aanwezig) te vermijden [1].
- * Het is wenselijk om bepaalde grondstoffen terug te winnen [1].
- * De productie van de NiCd batterij is erg energie-intensief [2].

Aan de hand van deze apparatuur wordt de hoogte van de heffing volgens bovengenoemde modellen bepaald. In de discussie zal nader worden ingegaan op de effectiviteit (gemeten aan de hand van karakteristieken van de vraag, het aanbod en het produkt) en enkele effecten van de toegepaste heffing.

Uiteindelijk moet deze studie een aannemelijke grondslag opleveren, waarbij zal blijken dat een absolute bepaling van de kosten en de baten niet mogelijk is. Tevens wordt een aanzet gegeven om een dergelijke produktanalyse methode gesystematiseerd te kunnen uitvoeren, gelet op het toekomstige bredere toepassingsgebied.

2 Karakterisering van het produkt/de produktgroep

2.1 Afbakening produkt(groep)

De produktgroep “huishoudelijke apparatuur met oplaadbare batterij”, zoals oorspronkelijk voorgesteld in het kader van dit project is een complexe en diffuse produktgroep waarbij tevens, ten gevolge van de grote verschillen in uitvoering (voornamelijk voor wat betreft de specifieke functie en de losneembaarheid van de energievoorziening), het uiteindelijke doel van deze studie niet goed tot zijn recht komt. Daarom is hier gekozen voor slechts een deel van de oorspronkelijk geplande produktgroep, namelijk “huishoudelijke apparatuur met **in-gebouwde** oplaadbare batterij”. Hierbij zijn de NiCd batterijen niet uitneembaar daar deze reeds bij de assemblage in de fabriek worden ingesoldeerd. Een belangrijk argument voor deze keuze is dat bij gebruik van losse (verwisselbare) batterijen, een essentiële scheiding van de apparatuur (de milieubelastende batterijen van de rest van de apparatuur) bij de consument plaats kan vinden, waardoor een heffing op de gehele apparatuur, in plaats van een heffing op de batterijen minder zinvol is, in het licht van de specifieke milieuschadelijkheid.

2.2 De functie

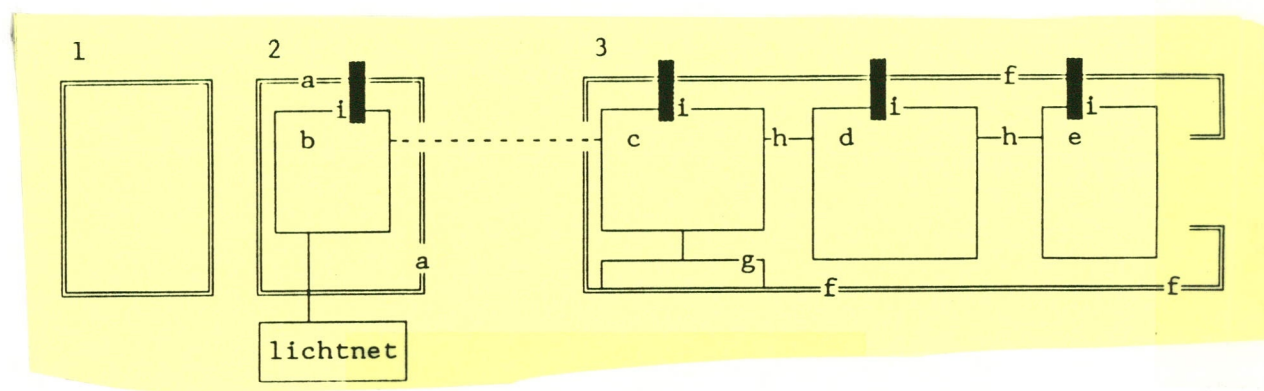
De functie van de verschillende produkten uit de geselecteerde produktgroep (of functionele eenheid) bestaat uit het verrichten van mechanische arbeid

2.3 De werking

De werking berust enerzijds op de transformatie van intern geaccumuleerde elektrische energie (oplaadbare NiCd batterij) in mechanische energie. Deze mechanische energie kan direct worden toegepast of als basis dienen voor andere vormen van energie, afhankelijk van de uitvoeringsvorm. De intern accumuleerbare energie kan door middel van een bijgeleverde adapter worden aangevuld via het lichtnet. De werkspanning bedraagt 1.2 Volt of een veelvoud daarvan [3].

2.4 De constructie

- 1) componenten: In figuur XIII.1 zijn schematisch de hoofdcomponenten van de geselecteerde produktgroep weergegeven [4]:



Figuur XIII.1 Schematische weergave van de hoofdcomponenten van de geselecteerde produktgroep. De nummers en cijfers omschrijven respectievelijk de volgende componenten of onderdelen:

1. houder (wand- of tafelmodel, kan tevens dienen als oplaadinrichting)
2. batterij oplaadinrichting
 - a. behuizing
 - b. transformatie voltage
3. apparaat
 - c. oplaadbare gesloten (zonder drukventiel) vastgesoldeerde NiCd batterij(en) [3]
 - d. primaire transformatie (van elektrische naar mechanische energie)
 - e. secundaire energietransformatie (afhankelijk van uitvoeringsvorm)
 - f. behuizing
 - g. meet- en regelinrichting (afhankelijk van uitvoeringsvorm)
 - h. bedrading
 - i. bevestigingscomponenten

Door middel van twee of drie schroeven kan de behuizing van dergelijke apparatuur in de meeste gevallen verwijderd worden (in enkele gevallen is er sprake van een lijmverbinding). De verschillende componenten zijn zonder verdere bevestigingsmiddelen in de behuizing aangebracht.

- 2) materialen: In grote lijnen kan men stellen dat de materialen waaruit deze produktgroep zijn samengesteld voor een groot gedeelte bestaan uit kunststoffen (onder andere sl.v.PS, PP, PE, ABS, KR) [3, 5]. Daarnaast is er een hoeveelheid metalen aanwezig in de elektromotor (Cu, Fe, Al), in de batterij (15% Cd, 20% Ni) (1), in de bedrading, de bevestigingscomponenten, soldeer-materiaal en in de in geringe mate aanwezige elektronica. De restfractie (< 1%) (1) bestaat uit papier, grafiet en organisch zuur (in de batterij) en in sommige gevallen glas.

2.5 Uitvoeringsvormen

Afhankelijk van het specifieke doel zijn er een groot aantal uitvoeringsvormen mogelijk. De verschillen tussen de uitvoeringsvormen zijn enerzijds terug te voeren op functionele aspecten, waarbij de omzetting van primaire naar secundaire mechanische energie een centrale rol speelt. Anderzijds zijn er verschillen in vormgeving. Onder andere kunnen er verschillen optreden in de wijze waarop de accu is aangebracht. Tevens kan het aantal batterijen variëren van twee tot acht.

In de onderstaande tabel zijn de belangrijkste vertegenwoordigers uit deze productgroep weergegeven met enkele voor deze case studie relevante (in sommige gevallen geschatte) marktgegevens [3, 6, 7, 8].

In tabel XIII.1 is een onderverdeling gemaakt in keukenapparatuur, persoonlijke verzorgingsapparatuur en hobby-apparatuur.

Integratie kosten en baten van afvalverwerking in produkt prijzen

Tabel XIII.1 De belangrijkste vertegenwoordigers van de geselecteerde produktgroep met enkele relevante gegevens
(+: wel, -: niet, +/-: wel en niet)
(zie ook opmerkingen hierna)

Apparatuur ¹⁾	Prijs (gulden)	Gewicht (kg) ²⁾	Ingebouwd ³⁾	Houder	Opl.app
Keuken apparatuur					
mixer	30-130	0.4-1.0	+/-	+/-	+/-
staafmixer	60-140	0.4-0.9	+/-	+/-	+
blikopener	60-140	0.4-0.9	+/-	+/-	+
kruimelveger	30-120	0.4-0.7	+	+	+
elektr. mes	100-150	0.3-0.6	+/-	+/-	+
Persoonlijke verzorgingsapparatuur					
tandenborstel	75-125	0.4-0.8	+/-	+	+/-
scheerapparaat	100-350	0.3-0.7	+/-	+	+
baardtrimmer	100-250	0.3-0.7	+/-	+	+
tondeuze	65-150	0.3-0.7	-	-	-
ladyshave	75-175	0.3-0.7	+/-	+/-	+/-
monddouche	75-135	0.4-0.8	+/-	+	+/-
Hobby apparatuur					
heggeschaar	125-350	0.7-1.5	+/-	-	-
kantesnijder	35-250	0.7-1.3	+/-	-	-
boormachine	100-300	0.8-1.5	+/-	-	-
schroevendraaier	30-220	0.4-1.0	+/-	-	-

opmerkingen:

¹⁾ Walkman's, wekkers, zaklampen (met één uitzondering), zakrekenmachines, foto apparatuur enzovoort vallen buiten deze case studie, enerzijds omdat de batterijen overwegend eenvoudig te verwisselen zijn (dit geldt overigens ook voor een groot gedeelte van onder andere de scheerapparaten). Aan de andere kant omdat, als gevolg van de specifieke werking, lithium batterijen geprefereerd worden boven oplaadbare NiCad's.

²⁾ Bruto gewicht, inclusief energievoorziening, houder en oplaadapparaat.

³⁾ Apparatuur met oplaadbare batterijen kunnen in het algemeen door middel van 4 verschillende methoden in het apparaat bevestigd worden (1):

- * losse batterijen (standaard afmetingen)
- * losse batterijen (niet standaard en apparatuur gebonden)
- * "packs" (in behuizing geplaatste verwisselbare batterijen)
- * vast ingebouwde accu's (door de consument niet te vervangen)

Deze laatste groep vormt het hoofdonderdeel van deze case studie, hoewel producten uit de categorie 3 en in mindere mate categorie 2 ook gedeeltelijk onderdeel kunnen vormen van de onderhavige produktgroep omdat vervanging van accupacks of niet gestandaardiseerde batterijen een kostbare zaak is en dientengevolge in veel gevallen achterwege blijft.

2.6 De levensduur

De opgegeven levensduur van de verschillende produkten uit de geselecteerde produktgroep is sterk afhankelijk van de producent. Op grond van gegevens van de detailhandel kan een gemiddelde levensduur van de apparatuur worden gehanteerd van 5 jaar (afhankelijk van uitvoeringsvorm en gebruikersgedrag). Tegenvallende prestaties kunnen de geprognoseerde gebruiksduur namelijk aanmerkelijk verkorten (vooral bij een aantal goedkopere types kruimelzuigers [3] en hobbygereedschap uit het "grijze" circuit) [7]. Vervanging van de energiedrager kan de levensduur aanmerkelijk verlengen, maar komt gezien de relatief hoge kosten weinig voor.

2.7 Het energieverbruik

Bij oplaadbare apparatuur wordt het energieverbruik aangegeven door middel van gebruiksduur batterijen vermenigvuldigd met de capaciteit van de batterijen, waarbij de capaciteit wordt uitgedrukt in Ah (een maatstaf voor de gebruiksduur bij een bepaalde gebruiksintensiteit [1]). Als gevolg van de grote spreiding in energieverbruik binnen de onderzochte produktgroep worden geen kwantitatieve gegevens genoemd. Wel kan men stellen dat in relatie tot netstroom het gebruik van oplaadbare batterijen een dure energievoorziening is terwijl in relatie tot het gebruik van primaire batterijen deze vorm van energie voorziening goedkoop is. Dit geldt in sterkere mate bij continue gebruik en zware belasting [2].

2.8 Trends

- * De grotere typen batterijen worden vervangen door kleinere typen [1];
- * Men verwacht dat er binnen enkele jaren Cadmiumloze oplaadbare batterijen op de markt zullen komen (bijvoorbeeld Nikkelhydride en Lithiumbatterijen) [1, 9];
- * De penetratie van de micro-elektronica in de klein huishoudelijke apparatuur neemt toe [10];
- * Het relatieve aandeel van secundaire batterijen ten opzichte van primaire batterijen neemt toe (groeipercentages NiCad's: 25-20% per jaar) [1];
- * Primaire batterijen bevatten vrijwel geen stoffen meer van de zwarte lijst (de keuze tussen primair en secundair¹⁾ wordt in sterke mate door de politiek beïnvloed;
- * Het aantal toepassingen binnen deze produktgroep neemt sterk toe [7, 8];
- * Vooruitlopend op de EG-richtlijn (vanaf 1994 geen apparatuur meer met vast ingebouwde accu) is er bij een aantal fabrikanten (waaronder Philips) een duidelijke verschuiving zichtbaar van vast ingebouwde naar verwisselbare NiCad's [1];
- * In de behuizing is er een trend zichtbaar naar meer kleur [11].

¹⁾ Primair: niet oplaadbaar; secundair oplaadbaar

2.9 Consumptiehoeveelheden per jaar

Van de consumptie aantallen kan slechts een globale indeling gegeven worden. Exacte cijfers ontbreken. Een belangrijke oorzaak hiervoor is de zogenaamde "grijze" markt, die vooral bij de hobbyapparatuur aanwezig is.

a. Huishoudelijke apparatuur:

1988	:	400.000 stuks
1989	:	400.000 stuks
1990	:	415.000 stuks

Tot 1990 vrijwel alleen kruimelzuigers, vanaf 1990 een bescheiden aantal andere artikelen uit deze categorie (bron: Stichting Batterijen)

b. Persoonlijke verzorgingsapparatuur:

1988	:	200.000 stuks
1989	:	250.000 stuks
1990	:	300.000 stuks

Deze cijfers geven een scheef beeld omdat binnen deze categorie geen onderscheid is gemaakt tussen vast ingebouwde en verwisselbare oplaadbare NiCad batterijen (bron: Stichting Batterijen)

c. Hobby apparatuur:

Gegevens niet bekend, uitgegaan wordt van 100.000 stuks per jaar.

2.10 Afvalhoeveelheid in aantal per jaar

Uit onderzoek van een werkgroep onder verantwoordelijkheid van de Stichting Batterijen betreffende snoerloze huishoudelijke apparatuur blijkt dat het aantal apparaten met ingebouwde NiCd in het aangeboden afval nog zeer gering is, hoewel het aantal producten in de afdankfase uit deze produktgroep wordt geschat op 200.000 stuks [10] (dit betreft grotendeels kruimelzuigers, gezien de overschrijding van de gemiddelde levensduur, sinds de introductie). Een belangrijke oorzaak voor deze discrepantie is dat de producten in de afdankfase een andere bestemming krijgen dan het huishoudelijke afval [12]. Enkele daarvan zijn:

- * Van consument naar consument (direct, via blad/krant, via markten of kringloopwinkels);
- * Inruilapparaten (onderdelen/schroot);
- * Speciale reparatiebedrijven waardoor levensduur verlengd wordt;
- * Liefdadigheidsinstellingen;
- * Opslag (bijvoorbeeld op zolder, dit aandeel is vermoedelijk hoog).

De trend volgend van de sterke toename in de verkoop mag verwacht worden dat over enkele jaren het aanbod in de afvalfase sterk zal stijgen.

2.11 Referentieprodukt

Hoewel niet een van de eerste toepassingen van oplaadbare ingebouwde accu cellen, is het bekendste snoerloze oplaadbare apparaat de kruimelzuiger (ook wel kruimeldief genoemd) waarmee, met een kleinere zuigkracht dan een gewone stofzuiger, gedurende een korte periode, vuil (en nieuwe types soms water) kan worden opgezogen.

De kruimelzuiger is hoofdzakelijk als referentieprodukt geselecteerd om de volgende redenen:

- * In de eerste tien jaar (vanaf 1979) zijn er al meer dan een miljoen van dergelijke apparaten verkocht, en vormen daarmee veruit de grootste vertegenwoordiging uit deze produktgroep (penetratiegraad 50%).
- * Andere apparaten met ingebouwde oplaadbare batterij zijn overwegend veel korter op de markt en de penetratiegraden liggen onder de 10%.
- * In vergelijking met andere produkten uit deze produktgroep heeft de kruimelzuiger een relatief korte levensduur (onder andere tengevolge van de tegenvallende resultaten).
- * Vooral bij andere apparatuur uit de geselecteerde produktgroep is er een sterke verandering van aanbod zichtbaar richting losneembaarheid van de batterij (in staafvorm of packvorm). Het relatieve aandeel verwisselbare accu's is in een groot aantal van de andere produkten al hoog in vergelijking met de kruimeldief, waarvan het aandeel verwisselbare batterijen vrijwel nul is [3, 6, 7].

2.12 Samenstelling referentieprodukt uitgesplitst naar fracties

Ten behoeve van de bepaling van de verschillende fracties (conform fase I) is een kruimeldief handmatig ontmanteld (type: AEG E BP 0019). Het resultaat daarvan is in tabel XIII.2 weergegeven:

Tabel XIII.2 Samenstelling referentieprodukt uitgesplitst naar specifieke fracties
(totaal gewicht kruimeldief (brutogewicht): 719 gram)

Onderdeel	Gewicht (kg)	% Gewichtsfracties	
Elektromotor	0.148	10% 60% 15% 15%	kunststof ferro non-ferro rest
Secundaire energietransformatie	0.0145	100%	kunststof
Batterijen (2 stuks)	0.10	25% 4% 35% 5% 51%	kunststof ferro non-ferro papier rest
Meet- en regelinrichting (inclusief printplaat)	0.0054	60% 10% 30%	kunststof ferro non-ferro
Bedrading	0.007	30% 70%	kunststof non-ferro
Behuizing	0.238	100%	kunststof
Bevestiging	0.0045	60% 40%	kunststof ferro
Muurhouder	0.0595	100%	kunststof
Oplaaadinrichting	0.140	20% 40% 35% 5%	kunststof ferro non-ferro rest

3 Verwerking van afgedankte huishoudelijke apparatuur met ingebouwde oplaadbare batterij

3.1 Uitgangspunten

- * Gezien de milieuschadelijkheid van deze productgroep wordt er gestreefd naar een doelmatige en milieuverantwoorde verwerking van het in het afvalstadium gekomen apparatuur (100% verwijdering uit huisvuil).
- * De schaalgrootte speelt geen rol.
- * Het verwerkingsproces moet integreerbaar zijn in bestaande systemen.

- * De verpakkingen worden niet meegenomen in deze studie.
- * Hoewel aan primair hergebruik van dergelijke apparatuur de hoogste prioriteit zou moeten worden gegeven, vindt dit slechts in zeer bescheiden omvang plaats, gezien de hoge kosten verbonden aan het door de producent laten vervangen van de NiCd batterij (kosten verbonden aan de vervanging van de batterijen zijn 50-75% van de aankoopkosten van dezelfde nieuwe apparatuur) [6, 7, 8]. Dit wordt dan ook buiten beschouwing gelaten.

3.2 De beschrijving van afvalverwerkingsproces (inclusief kosten/baten)

De afvalverwerking is op te splitsen in een aantal onderdelen, die achtereenvolgens kort behandeld zullen worden. De onderdelen van de specifieke afvalverwerking zijn:

1. De inzameling
2. De ontmanteling
3. De verdere verwerking

1. De inzameling

Momenteel bestaan er in ons land een aantal inzamelsystemen voor gebruikte NiCd batterijen, waarbij deze uiteindelijk in een centrale opslag c.q. verwerking belanden [12]. Ten behoeve van apparatuur met ingebouwde batterij is niet gekozen voor aansluiting bij een van de bestaande inzamelsystemen. De mogelijkheid om dergelijke apparatuur met het grof huisvuil op te halen is evenmin overwogen omdat, gezien het formaat van deze produktgroep, de verleiding groot is om toch gebruik te maken van bijvoorbeeld de minicontainer.

Uitgegaan wordt van een brengsysteem gecombineerd met een RETOUR-PREMIE-SYSTEEM (waarbij de consument een vergoeding ontvangt bij inlevering van de apparatuur), aangezien dit de meest rationele oplossing is om de gestelde doelstelling van 100% verwijdering uit huisvuil te bereiken. Het geselecteerde brengsysteem sluit aan bij brengsystemen van KCA. Het netwerk van brengmogelijkheden bestaat dan uit ongeveer 2000 inleveradressen. Een fijnmaziger netwerk (bijvoorbeeld een distributieretourpremie systeem) zou een wat lagere retourpremie tot gevolg kunnen hebben, maar de nadelige aspecten voor onder andere de detailhandel, de verdere logistiek, de administratie, de registratie, de financiële stromen en de fraudegevoeligheid resulteren in voorkeur voor een minder fijnmazig inlevernetwerk. De inleveradressen zorgen tevens voor uitbetaling van de retourpremies, registratie en transport via tussenopslag naar de centrale verwerking, waar de verdere verwerking van de apparatuur plaatsvindt. De kosten worden geraamd op f 250,-/ton. Dit bedrag is opgebouwd uit f 40,-/ton voor transport en tussenopslag en f 210,-/ton voor administratie en registratiekosten en tijdelijke opslag op de inleverpunten.

2. De ontmanteling:

Ten behoeve van de verwijdering van de batterijen is het beslist noodzakelijk dat de apparatuur ontmanteld wordt. Om de behuizing van het apparaat te verwijderen hoeven in de meeste gevallen slechts enkele schroeven te worden

losgedraaid (dit kan handmatig met handgereedschap of automatisch gereedschap plaatsvinden). Ook kan gekozen worden voor het kapotslaan van de behuizing. Hergebruik van de toegepaste kunststoffen is op grond van de diversiviteit van de aangeboden componenten, kleuren en materialen (voornamelijk PE, PP en PS, allen met additieven en vervuilingen), waardoor de opbrengstprijis laag zal zijn, niet rendabel. Mede omdat de prijzen voor primaire kunststoffen relatief laag zijn zullen de totale kosten voor recycling van de gebruikte kunststoffen hoger uitkomen dan de baten, ondanks het feit dat de scheiding ten opzichte van de andere gebruikte materialen relatief eenvoudig is (losneembare verbindingen). Bij nog hoger wordende stort- en verbrandingsstarieven kan deze fractie wel in aanmerking komen voor recycling.

Vervolgens zullen de batterijen ontdaan worden van de aanwezige bedrading. Hierbij worden de aansluitdraden doorgeknipt, zodat er een aansluitplaatje (ferro) op de batterijen achterblijft. Aangezien dit voor de verdere verwerking van de batterijen geen bezwaar is en de verwijdering ervan gecompliceerd zal dit niet verder worden gescheiden.

De restfractie, bestaande uit bedrading, elektromotor, transformator, printplaat regelinrichting en bevestigingen zullen niet verder worden gescheiden aangezien de kosten van de verdere scheiding groter zijn dan de baten. Dit komt onder andere door de complexiteit, de heterogeniteit en de hoeveelheid van de overgebleven fractie. Naar aanleiding van een telefoongesprek met de "Stichting Kringloop" in Apeldoorn is gebleken dat de er geen afzetmarkt is voor een dergelijke fractie (in tegenstelling tot bijvoorbeeld elektromotoren van grote huishoudelijke apparaten).

KOSTEN: Fl 3000,=/ton (op basis van ontmantelingstijd per apparaat 2 minuten en loonkosten Fl 60,= per uur).

3. De verdere verwerking

Na transport en eventuele overslag worden de twee overgebleven fracties op de volgende manier verder verwerkt:

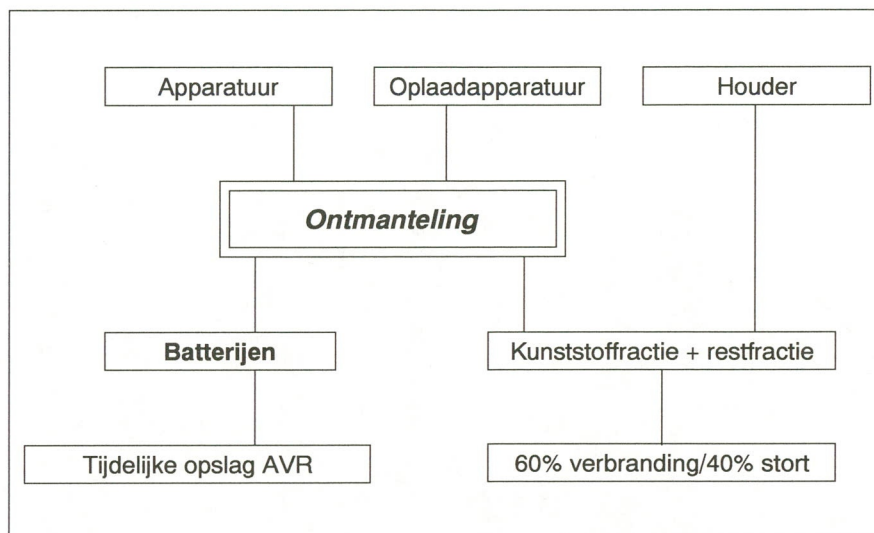
- * De fractie batterijen wordt momenteel voor het grootste gedeelte (97%) tijdelijk opgeslagen in het C2 depot van de AVR.
- * De andere fractie wordt conform fase 1 van dit project voor 40% gestort en voor 60% verbrand.

KOSTEN: Batterijen fractie: Fl 4000,=/ton (inclusief transport/overslag)
Van dit bedrag is Fl 3250,=/ton gereserveerd voor toekomstige recycling. Overigens zal dit bedrag in de toekomst vrijwel nihil worden omdat de baten van de verwerking dan ongeveer evenveel als de kosten zullen zijn.

Overige fractie: Fl 10,= tot 40,= voor transport en overslag
Fl 60,= tot 200,= voor verbranden (60%) en storten (40%).

BATEN: Hoewel er als grondstof Cd en Ni worden teruggewonnen zijn er momenteel nog geen baten verbonden aan de tijdelijke opslag.

In figuur XIII.2 is een overzicht gegeven van het totale verwijderingstraject.



Figuur XIII.2 Schematisch overzicht van de verwijdering van referentieproduct

4 De produktheffing

4.1 Inleiding

In de volgende paragrafen zal kort worden ingegaan op de bepaling van de heffing volgens de voorgestelde verwerkings- en hergebruikskostenmodellen, gevolgd door een korte verantwoording. Op grond van de gestelde doelstelling zal de produktheffing conform het produktkostenmodel nader worden uitgediept. Naast de bepaling van de hoogte van de heffing, inclusief marge en onzekerheden, zal worden getracht om op schematische wijze de effectiviteit van de heffing te analyseren, waarbij de elasticiteiten van de vraag, van het aanbod en de karakteristieken van het produkt centraal staan. In de discussie zal hierop nader worden ingegaan in combinatie met te verwachten effecten.

4.2 Produktheffing volgens het verwerkingskosten- en het hergebruikskostenmodel

Verwerkingskostenmodel:

Toerekening op basis van huidige zichtbare verwerkingskosten:

Bij toepassing van model A wordt uitgegaan van de huidige afvalverwerkingsmethoden zoals voorgesteld in hoofdstuk 3 van deze studie. Er wordt dan ook gebruik gemaakt van de in tabel 3.5 en 3.6 vermelde gegevens, waarbij zowel voor inzameling, verwijdering en hergebruik gebruik gemaakt wordt van gewogen cijfers.

Model:	Verwerkingskostenmodel (gewichtsbasis)	
	Netto verwerkingskosten:	27 cent/kg (a)
Input:	Gewicht referentieproduct:	0.719 kg (b)
Berekening	a x b	
Output:	PRODUKTHEFFING	19 cent/produkt

De directe kosten van de gangbare afvalverwerking volgens dit model zijn voor dit produkt klein ten opzichte van de produktprijzen. Een oorzaak hiervoor is dat de directe kosten van de gangbare afvalverwerking gezien de milieuschadelijkheid van de batterijen niet overeenstemmen met de werkelijke situatie. Het effect is dat met een dergelijke heffing de doelstelling van 100% verwijdering uit het huishoudelijke afval zeker niet gehaald zal worden.

Hergebruikskostenmodel:

Toerekening op maximaal hergebruik:

Uitgegaan is van een fictief sluitend hergebruikstelsel. Hiermee wordt een grenswaarde aan het kostenniveau gegeven, gekoppeld aan de huidige beschikbare technologie (afvalpreventieve maatregelen zullen in veel gevallen overigens over het algemeen een beter milieuresultaat opleveren).

Model:	Hergebruikerskostenmodel (maximaal gebruik)	
	Netto verw.kosten (fracties):	
	Kunststoffen:	105 cent/kg (d)
	Ferro:	16.5 cent/kg (e)
	Non-ferro:	-262.5 cent/kg (f)
	Rest:	27 cent/kg (i)
	Papier:	60 cent/kg (j)
Input:	Gewicht van mat. fractie:	
	Kunststoffractie:	0.366 kg (l)
	Ferrofractie:	0.151 kg (m)
	Non-ferrofractie:	0.114 kg (n)
	Restfractie:	0.081 kg (o)
	Papierfractie:	0.005 kg (p)
Berekening:	$(dxl) + (exm) + (fxn) + (ix o) + (jxp)$	
Output:	PRODUKTHEFFING	13 cent /produkt

Ook voor dit model geldt dat de berekende kosten voor de verwerking van het afval te klein zijn. Dit heeft te enerzijds te maken met de te grove indeling van de verschillende fracties, zodat milieubelastende fracties, die over het algemeen hoge verwerkingskosten met zich mee brengen, met behulp van dit model niet tot uiting komen. Anderzijds komt in dit model onvoldoende tot uitdrukking wat de kosten zijn om de verschillende fracties van elkaar te scheiden.

4.3 Bepaling van de heffing volgens het produktkostenmodel

Bij de bepaling van de heffing volgens het produktkostenmodel, uitgaande van de specifieke verwerking, zoals geformuleerd in de vorige paragraaf is in het onderstaande model uiteengezet.

Model:	Produktkostenmodel (produkspecifiek)	
Input 1:	Spec. verwerkingskosten:	
	Inzameling:	25 cent/kg (a)
	Ontmanteling:	300 cent/kg (b)
	Verdere verwerking	
	* batterij fractie:	400 cent/kg (c)
	* overige fractie:	17 cent/kg (d)
Input 2:	Gewicht van spec. fracties	
	batterij fractie:	0.102 kg (e)
	overige fractie:	0.617 kg (f)
Berekening:	$((a+b) \times (e+f)) + (cxe) + (dxf)$	233,7 + 40,8 + 10,5
Output:	PRODUKTHEFFING	285 ct/prod.

N.B. Indien de verwerking van batterijen wel wordt meegenomen, inclusief de opbrengst van Ni en Cd dan volgt $C = 0$ en wordt de heffing met 40,8 cent minder tot 230 cent/product.

De bedragen berekend met dit model zijn aanmerkelijk hoger dan die van de beide vorige. De kosten worden voor het grootste gedeelte gemaakt door de ontmantelingsfase, die in dit model wel tot uiting komt, maar in de vorige twee niet.

5 Discussie

De hoogte van de heffing volgens de eerste twee modellen is bijzonder laag in vergelijking met de consumentenprijs. Markteffecten hoeven dan ook niet verwacht te worden. Bij het produktkostenmodel daarentegen, zijn de kosten voor de directe afvalverwerking aanzienlijk hoger (3 à 5% van de consumentenprijs). Dit komt voor een groot gedeelte omdat de specifieke scheidingsmethode (het ontmantelen), meegenomen kan worden in de kosten van afvalverwerking. Hoewel de directe kosten van de afvalverwerking volgens het produktkostenmodel een substantiële bijdrage leveren aan de kosten van het produkt, is regulerende effect van een dergelijke heffing vermoedelijk gering. Stelt men tot doel om dergelijke producten terug te dringen, dan zijn er andere maatregelen noodzakelijk. Daartoe zijn er voor deze produktgroep reeds afspreken gemaakt in Europees verband. Het betreft hier een richtlijn (fysiek/sociaal instrument) dat er vanaf 1994 geen huishoudelijke apparatuur met ingebouwde batterij meer op de markt mag komen. Een voorwaarde voor een dergelijke richtlijn is wel dat de fabrikanten zonder al te hoge kosten (voor productie, implementatie en dergelijke) voor substituten op de markt moeten kunnen zorgen.

Geraadpleegde literatuur

- [1] Informatiedocument Batterijen - P.J. Meijer, Z.I. van Lohuizen, RIVM, 1991.
- [2] Oplaadbare batterijen spaart milieu en kosten - consumentengids juli 1990.
- [3] De kruimelzuiger - consumentengids mei 1987.
- [4] Service manual: vacuüm cleaners HR 6810/A e.v. - Philips Eindhoven.
- [5] Telefonische informatie Kunststof- en Rubberinstituut TNO, mei 1991.
- [6] De elektrische heggeschaar - consumentengids juni 1986.
- [7] De boor- en schroefmachine - consumentengids februari 1990.
- [8] Keukengereedschap - consumentengids april 1990.
- [9] ERM journal - mei 1991.
- [10] Analyse rapport (concept): strategische discussie batterijen (inclusief voorlopige rapportage ontmanteling snoerloze apparatuur) per april 1991.
- [11] Philips magazine No 1, 1991.
- [12] Haalbaarheid van retourpremie systemen voor batterijen - B. Pol, P. van Duyse, J. Krozer, Tebodin 1991.

Bijlage 14 Overzicht prioritaire afvalstoffen, ingedeeld naar model A of C

De prioritaire afvalstromen ¹⁾	Model
1. Afgewerkte olie	C
2. Autobanden	C
3. Autowrakken	C
4. Baggerspecie	—
5. Batterijen	—
6. Bouw- en sloopaafval	—
7. Dierlijke mest	—
8. Ferro in huishoudelijk afval (vooral blik)	A
9. Fosforzuurgips	—
10. Glas (eenmalig)	A
11. Grof huisafval	A (50%)
12. Halogeenkoolwaterstof houdende afvalstoffen	C
13. Huishoudelijk afval	A
14. Jarosiet	—
15. Kantoor-, winkel-, en dienstenafval	A
16. Kunststofafval	A
17. Oud papier/karton	A
18. Oxykalkslik	—
19. Scheepvaartafvalstoffen (chemicaliën)	—
20. Shredderafval	C
21. Slak en vliegashoudend huishoudelijk- en bedrijfsafval	—
22. Spuitafval/verf	—
23. Straalgrit	—
24. Veegafval, marktafval, plantsoenafval, drijfafval, bagger en putmodder	—
25. Verontreinigde grond	—
26. Verpakkingsafval	A
27. Vliegashoudend kolencentrales	—
28. Ziekenhuisafval	—
29. Zuiveringsslib	—

— Niet relevant in dit onderzoek

¹⁾ Kamerstukken II, 1988-1989, 20 877, nr. 2.

