



Economische Evaluatie van een Afvalstoffenbelasting

Auteur:

Juul H.A. Schilders (382589)

Opleiding:

Bachelor Fiscale Economie

Begeleider en Tweede Lezer:

Drs. C. van Wijk & Drs. J. van den Berg

Datum & Plaats:

Donderdag 22 juni 2017 - Rotterdam

Samenvatting:

Een van de doelstellingen van de Nederlandse overheid is het bevorderen van een circulaire economie, waarbinnen afvalstoffen zoveel mogelijk worden hergebruikt als grondstof. Binnen deze ontwikkeling zou de huidige afvalstoffenbelasting (ingevoerd vanaf 2015) een meer instrumentele rol moeten gaan spelen. In dit onderzoek is aan de hand van een literatuurstudie onderzocht hoe een dergelijke belasting zou kunnen worden verbeterd. Aan de hand van economische theorie, praktijkvoorbeelden en empirische studies wordt aangetoond dat het beste systeem van afvalstoffenbelasting een gelijktijdige belasting op afvalverbranding als afvalstort behelst. Het belastingtarief moet dan gelijk worden gesteld aan de negatieve externaliteiten die de afvalverwerkingsmethode met zich meebrengt. Om een dergelijk stelsel te doen slagen zijn aanvullende maatregelen van belang: illegale dumping en verbranding van afval moet zoveel mogelijk worden bemoeilijkt en ontmoedigd, daarnaast moet rekening worden gehouden met export van afval naar het buitenland. Ook het huidige statiegeldsysteem in Nederland is onderzocht. Uit empirisch onderzoek naar de Nederlandse situatie en de situatie in de VS en Australië bleek dat de Nederlandse overheid er het beste aan zou doen om het statiegeldsysteem uit te breiden naar kleine flesjes en blikjes teneinde de milieulasten door grondstofgebruik om nieuw plastic te maken en door straatvervuiling te verminderen.

Inhoudsopgave

Inhoudsopgave.....	2
Inleiding.....	3
1.0 Definities.....	7
1.1 Inleiding.....	7
1.2 Het begrip afval.....	7
1.3 Het begrip recycling.....	8
1.4 Deelconclusie.....	9
2.0 Theorie van Optimale Belasting.....	10
2.1 Inleiding.....	10
2.2 Het economisch perspectief.....	10
2.3 Direct doorbelasten van afvalverwerking.....	12
2.4 Product charges.....	14
2.5 Deposit refund systems.....	15
2.6 Extended Producer Responsibility.....	17
2.7 Deelconclusie.....	17
3.0 Het Nederlandse Systeem.....	19
3.1 Inleiding.....	19
3.2 Wet Milieubeheer.....	19
3.3 Van Afval naar Grondstof.....	21
3.4 Afvalstoffenbelasting.....	22
3.5 Evaluatie.....	23
3.6 Deelconclusie.....	25

4.0	Afval- en Recyclingstromen in Kaart.....	27
4.1	Inleiding.....	27
4.2	Totale hoeveelheden afval in Nederland.....	27
4.3	Huishoudelijk Afval.....	31
4.4	Bedrijfsafval.....	32
4.5	Deelconclusie.....	33
5.0	Omslag naar Praktijk.....	34
5.1	Inleiding.....	34
5.2	Praktijksituatie: Statiegeld.....	34
5.3	Lessen voor een Afvalstoffenbelasting in Nederland.....	39
5.4	Deelconclusie.....	43
	Conclusies & Aanbevelingen.....	44
	Statiegeld.....	44
	Afvalstoffenheffing.....	45
	Aanbevelingen.....	47
	Referenties.....	48

Inleiding

Sinds het begin van de industrialisatie, aangedreven door kolen in Engeland in de achttiende eeuw, en de verspreiding van dit fenomeen over de gehele wereld, legt de mens, door zijn eigen vooruitgang in techniek, een zware last op het milieu en de eigen leefomgeving. Waar in de begindagen van de Industriële Revolutie deze vervuiling vooral bestond uit verontreiniging van de in te ademen lucht - de dichte rook die uit de schoorstenen van de fabrieken opsteeg en de leefomstandigheden in de steden drastisch deed verslechteren - werd deze later, door de uitvinding van nieuwe materialen zoals plastic en nieuwe brandstoffen zoals benzine, uitgebreid tot vervuiling van de grond en het (drink)water (Ferguson, 2011).

Nu deze milieuverontreiniging heden ten dage steeds meer zichtbaar schade doet aan de leefomstandigheden van mensen, de flora en de fauna, is het voor beleidsmakers steeds noodzakelijker geworden om maatregelen in te stellen om deze ontwikkelingen het hoofd te bieden (IPCC, 2016). Immers bestaat het risico dat door de toenemende wereldbevolking en de daarmee samenhangende toenemende productie en consumptie de toekomstige leefbaarheid van de planeet permanent in het geding komt (IPCC, 2016). Mede hierdoor is een belasting op afvalstromen, het onderwerp van deze scriptie, een erg relevante beleids optie om de vervuiling voor een deel op te lossen.

Op dit moment staat in Nederland immers de mogelijke verschuiving van de belastingdruk van arbeid naar grondstoffen bij de overheid ter discussie (Hanemaaijer et al., 2014). Binnen dit idee wordt de wereld gezien als één geïntegreerd productieproces met zekere inputs (virgin materials) en een mix van uiteindelijke outputs (afval). Delen van deze afvalmix kunnen worden gescheiden en hergebruikt (recycling) om opnieuw als inputs te dienen (recycled materials). Kortweg bestaan voor de wetgever twee aangrijpingspunten om deze recycling te bevorderen: allereerst het belasten van zogenaamde 'virgin materials', grondstoffen die nieuw zijn gewonnen en nog nooit eerder het productieproces hebben betreden. Door middel van deze belasting, vroeg in de keten, zou de prikkel ontstaan voor bedrijven om meer gebruik te maken van recycled materials, in plaats van nieuw gewonnen grondstoffen. Een tweede mogelijkheid is niet het belasten van de inputs, maar van de outputs, het afval. Ook hierdoor ontstaat de prikkel om zo min mogelijk afval ter verwerking aan te bieden en zo veel mogelijk te hergebruiken. Beide opties zouden de last die gelegd wordt op het milieu aanzienlijk kunnen verminderen (Volleberg, 2007 & Hanemaaijer et al. 2014). In deze bachelorscriptie zal de aandacht zagezegd uitgaan naar het belasten van afval (outputs) ter bevordering van recycling (hergebruik als inputs).

De relevantie van een onderzoek naar een dergelijke afvalstoffenbelasting is tweeledig. Allereerst de vergroening die deze belasting kan opleveren. Een belasting op afval vormt namelijk een prikkel tot het langer in de productieketen houden van materialen, waardoor bespaard kan worden op *virgin materials*. Dit verlaagt uiteindelijk de negatieve milieu-effecten die samenhangen met de productie

(Hanemaaijer, et al., 2014). Bij deze negatieve milieueffecten kan gedacht worden aan de negatieve effecten die samenhangen met de winning van nieuwe grondstoffen, waaronder bijvoorbeeld de milieuvervuiling als gevolg van de winning van ertsen. De verwerking van afval aan sich gaat eveneens gepaard met negatieve externaliteiten, waardoor ook op dit punt door de vermindering van de hoeveelheid afval die de productieketen (definitief) verlaat een vergroenend effect te behalen valt. Ook dit laatste effect kan worden gesorteerd door middel van een afvalstoffenbelasting (Fullerton & Kinnaman, 1993). Voorbeelden van negatieve externaliteiten die samenhangen met de afvalverwerking zijn luchtvervuiling door de verbranding van afval en grond(water)vervuiling door het storten van afval (Europese Commissie, 2000). Gekeken naar deze externaliteiten zou met behulp van een afvalstromenbelasting - met het oog op de klimaatop in Parijs van 2015 - op dit moment een politiek zeer gewenste duurzame economische groei kunnen worden behaald (Rijksoverheid, 2016). Een afvalstoffenbelasting zou zodoende een bijdrage kunnen leveren aan het verbeteren van het milieu en het schoner en gezonder maken van onze leefomgeving. De vermindering van het gestorte afval en een (hoger) niveau van recycling dat dit met zich meebrengt is in Nederland daarnaast goed mogelijk, omdat de infrastructuur voor dit proces in Nederland van goede kwaliteit is. De uitdaging bestaat dan ook uit het verhogen van het niveau van recycling om deze infrastructuur optimaal te benutten (Aalbers & Vollebergh, 2007). Het uiteindelijke doel van de Nederlandse overheid is dan ook het komen tot een zogenaamde circulaire economie: een economie waarin (vrijwel) al het afval wordt hergebruikt in het productieproces (Rijksoverheid, 2016).

Het tweede en laatste punt dat een afvalstoffenbelasting voor beleidsmakers interessant maakt, is dat een dergelijke belasting de mogelijkheid biedt de algehele welvaart te verhogen - zo is althans de hoop van deze overheden. Overheden behoeven zelf minder financiële middelen te investeren in duurzaamheid als een (groter) deel daarvan al door de door prikkels beïnvloede burgers en bedrijven wordt gecreëerd (Fullerton, Leicester & Smith, 2010). In Fullerton & Kinnaman (1993) wordt dezelfde gedachte - maar met een brede nuancering - geopperd: "The annual volume of wastes landfilled would fall (...) [resulting in] annual net economic savings, including both savings in waste handling and disposal, and avoided environmental damages." Op deze manier ontstaat een meer efficiënte verdeling van productiemiddelen in de economie dan voorheen, en kan een hoger niveau aan welvaart worden bereikt. Echter bestaat ook het risico dat door de belastingen op afval burgers en bedrijven eerder geneigd zullen zijn afval te dumpen, wat uiteraard de positieve effecten van de belastingen (deels) te niet doet (Fullerton & Kinnaman, 1993).

Naast het op een efficiëntere manier behalen van een hoger niveau van duurzaamheid zou een afvalstoffenbelasting ook marktfalen op kunnen lossen. Door het belasten van de negatieve externaliteiten die samenhangen met de afvalverwerking - een zogenaamde Pigouvianse belasting (Pigou, 1920, Stiglitz & Rosengard, 1986) - kunnen zij worden geïnternaliseerd in het economisch systeem met meer efficiëntie tot gevolg (de Bruyn & Markowska, 2009). Beleidsmakers zullen vooral geïnteresseerd zijn in het zogenaamde *double dividend* dat dit met zich mee zou kunnen brengen: door

de opbrengst van de belasting op negatieve externaliteiten (afval) die in theorie niet verstorend werkt te gebruiken voor een verlaging van de belasting op arbeid (die de markt wel verstoort) kan op twee plaatsen (*double*) winst worden behaald: (1) het milieu wordt verbeterd en (2) de verstoring door de belasting op arbeid wordt verminderd (Schlöß, 2003, Fullerton et al., 2010). Overigens bestaat groot debat over deze *double-dividendaanname*: in veel literatuur wordt de hypothese volledig verworpen, of moet voldaan worden aan allerlei additionele aannames (Schlöß, 2003). Ook bestaat de moeilijkheid dat milieuheffingen niet noodzakelijk aansluiten bij de externaliteit die zij bestrijden (Sandmo, 1976). De vraag hoe dan op afval geheven kan worden om een zo hoog mogelijk niveau van welvaart te bereiken staat in dit onderzoek dan ook centraal. Meer concreet luidt de hoofdvraag die in deze scriptie beantwoord zal worden als volgt:

Welke lessen zijn voor de vormgeving van een stelsel rond de belasting van afval in Nederland te trekken uit de theorie van optimale belastingen van afvalstromen?

Deze onderzoeksvraag zal worden beantwoord aan de hand van een literatuuronderzoek. Hierbij zal ook worden gekeken naar een praktijksituatie, namelijk die van statiegeld op petflessen voor Nederlandse consumenten.

Alvorens in te kunnen gaan op de economische theorie zal in hoofdstuk I een begrippenkader worden geschetst. Ingegaan zal worden op de begrippen afval en recycling. Daarna zal, in hoofdstuk II, aan de hand van de economische theorie in een literatuurstudie van de beschikbare literatuur op dit gebied worden onderzocht hoe afvalstromen zouden moeten worden belast. Hierbij zal allereerst worden ingegaan op het perspectief van economen met betrekking tot de belasting van afvalstromen. In hoofdstuk III wordt de Nederlandse situatie besproken op het gebied van afvalheffing en recycling. Dit hoofdstuk zal met name ingaan op hoe dit systeem met betrekking tot de heffings- en stimuleringsmaatregelen is vormgegeven en wat valt op te merken over de efficiëntie en effectiviteit van het systeem. In hoofdstuk IV zullen dan de bestaande afval- en recyclingstromen in Nederland in kaart worden gebracht. Dit zal gebeuren aan de hand van een (kleinschalige) kwantitatieve analyse van beschikbare gegevens op dit gebied. In het laatste deel, hoofdstuk V, zal de belastingtheorie uit hoofdstuk II worden toegepast op de Nederlandse situatie. Hierbij zal gebruik worden gemaakt van een casus uit de praktijk: het stelsel van statiegelden op plastic flessen in Nederland. Een opmerking dient te worden gemaakt over het nationale karakter van dit onderzoek. Om te voorkomen dat het onderzoek een te grote omvang aanneemt, wordt voorbijgegaan aan eventuele internationale effecten van (een aanpassing van) het Nederlandse belastingstelsel, zoals belastingvlucht.

1.0 Definities

1.1 Inleiding

In dit eerste hoofdstuk zullen de belangrijkste gehanteerde definities van deze scriptie worden beschreven, te weten afval en recycling. Daarnaast zal een korte inleiding worden gegeven op hoe het heffen op afval past binnen het perspectief van economen en overheden. Doel van dit hoofdstuk is tot het komen van een antwoord op onderstaande deelvragen, welke in de drie volgende paragrafen van dit hoofdstuk zullen worden behandeld:

1. Wat wordt verstaan onder het begrip afval?
2. Wat wordt verstaan onder het begrip recycling?

1.2 Het begrip afval

Omdat dit onderzoek uiteindelijk betrekking heeft op de invoering of aanpassing van de afvalstoffenbelasting door de (Nederlandse) overheid, zal de definitie van afval zoveel mogelijk gebaseerd zijn op de invulling die dergelijke bestuurslichamen hieraan geven. De Verenigde Naties (1989) hebben in de tekst van de Conventie van Basel opgenomen dat onder afval moet worden verstaan: "Substances or objects, which are disposed of or are intended to be disposed of or are required to be disposed of by the provisions of national law." De Europese Unie (2008) hanteert in haar *Waste Framework Directive* min of meer dezelfde definitie. Het enige verschil met de definitie van de Verenigde Naties berust in het feit dat de Europese Unie spreekt van 'required to discard'. Op basis van welke eisen (nationale of internationale wetten etcetera) dit dan zou moeten gebeuren wordt in het midden gelaten. De Rijksoverheid heeft vrijwel dezelfde definitie als de Europese Unie opgenomen in artikel 1.1 van haar Wet Milieubeheer (1979). Ondanks deze definities zal er discussie blijven bestaan over de reikwijdte van het begrip afval. Immers wordt de intentie om zich van iets te ontdoen op een subjectieve manier bepaald waardoor dit van mens tot mens verschilt (Simons, et al., 2010). De *statistics division* van de Verenigde Naties (1997) geeft dan ook een meer geëxpliciteerde definitie. Zij stelt dat afval behelst:

"Materials that are not prime products (that is products produced for the market) for which the initial user has no further use in terms of his/her own purposes of production, transformation or consumption, and of which he/she wants to dispose. Wastes may be generated during the extraction of raw materials, the processing of raw materials into intermediate and final products, the consumption of final products, and other human activities. Residuals recycled or reused at the place of generation are excluded (Verenigde Naties, 1997)."

Deze definitie past goed bij zowel het economisch perspectief op de belastingheffing als het huidige Nederlandse systeem van belasting op afval. Immers wordt in deze definitie afval beschreven als een stof die het resultaat is van productie of consumptie en dus als een stof die als het ware de keten van het geïntegreerde productieproces van de economie verlaat. Daarnaast worden stoffen die opnieuw toegepast worden in het productieproces (gerecycled, zie ook de volgende paragraaf) van de definitie uitgesloten, wat logisch is vanuit de zojuist omschreven economische zienswijze en terugkomt in de Nederlandse wetgeving: 'afvalstoffen' die worden hergebruikt zijn per definitie niet belast in het Nederlandse systeem (Wet Belastingen op Milieugrondslag, 2015, zie ook Hoofdstuk IV).

Omdat deze scriptie met name in zal gaan op het afval en de afvalstoffenbelasting in Nederland zal de definitie in de Nederlandse wettekst worden aangehouden. Omdat deze definitie zo goed aansluit bij de uitgebreide geciteerde definitie van de Verenigde Naties en omdat de VN-definitie een adequate weergave vormt van het economische perspectief op afval, wordt deze definitie waar nodig gebruikt als aanvulling op de Nederlandse.

1.3 Het begrip recycling

De Nederlandse overheid (landelijk afvalbeheerplan 2009-2021) en de Europese Unie (*Waste Framework Directive*) verstaan onder recycling het volgende:

"Elke nuttige toepassing waardoor afvalstoffen opnieuw worden bewerkt tot producten, materialen of stoffen, voor het oorspronkelijke doel of voor een ander doel. Dit omvat het opnieuw bewerken van organisch afval, maar het omvat niet energierugwinning, noch het opnieuw bewerken tot materialen die bestemd zijn om te worden gebruikt als brandstof of als heropvulmateriaal (VROM, 2010)."

Belangrijk om hierbij op te merken is dat het hergebruik van producten of energierugwinning hier niet onder vallen. De definitie van de Nederlandse overheid en de EU is hier eveneens verwant aan de door de Verenigde Naties gestelde definitie: 'Processing and use of wastes in production and consumption processes. (VN, 1989).' Recyclen omvat derhalve alleen het hergebruik van materialen, welke als het ware als *virgin materials* opnieuw het productieproces betreden. Deze definitie past dus goed bij het eerdergenoemde economische concept van het geïntegreerde productieproces. Het hergebruik kan worden onderverdeeld in producthergebruik, waarbij het gehele product als zodanig opnieuw gebruikt wordt, en materiaalhergebruik, waarbij de stoffen en materialen waaruit het product bestaat opnieuw gebruikt worden.

Afsluitend is het belangrijk te bespreken wat precies verstaan wordt onder de in de eerste definitie genoemde 'nutttige toepassing'. Dit feit wordt door het ministerie ook wel aangeduid als recovery. Kort gezegd is het ministerie van Infrastructuur en Milieu van mening dat onder 'nutttige toepassing' elke toepassing moet worden verstaan, waarbij *virgin materials* vervangen worden de

recycled materials, waardoor het voortkomen van afval uit het productieproces deels voorkomen wordt (VROM, 2010). Deze nuttige toepassing vormt tevens het belangrijkste kenmerk van de zogenaamde ‘circulaire economie’, waarbinnen wordt gestreefd naar volledige uitbanning van het gebruik van *virgin materials*.

1.4 Deelconclusie

Waar verschillende definities kunnen worden gebruikt voor afval en recycling, worden in deze scriptie de definities gehanteerd die zijn opgenomen in de Nederlandse wet. Deze definities komen overeen met de economische theorie. Zo kan afval omschreven worden als alle stoffen en objecten die het productieproces verlaten en niet worden hergebruikt of heringevoerd in dit proces en recycling als het hergebruiken van outputs van het productieproces als nieuwe inputs, waar men dan spreekt van zogenaamde *recycled materials*.

2.0 Theorie van Optimale Belasting

2.1 Inleiding

In dit hoofdstuk zal uiteen worden gezet wat tot nu toe is geschreven over afvalstoffenbelasting in het kader van de theorie van de optimale belasting. Daartoe zal allereerst het perspectief van economen op het gebied van afvalstoffenbelasting - reeds aangestipt in de inleiding - in meer detail worden besproken. Hierbij zal ingegaan worden op de algemene economische theorie achter het bestrijden van externe effecten en de mogelijke problemen die hieruit voortkomen met betrekking tot de afvalverwerking.

Vervolgens zullen vier mogelijke belastingsystemen worden besproken die gebruikt kunnen worden om afval effectief te belasten en die voortkomen uit de economische literatuur. Zij betreffen respectievelijk (1) het direct doorbelasten van de *external costs* van afvalverwerking, (2) het opnemen van de uiteindelijke afvalkosten in de prijs van producten (de zogenaamde *product charges*), (3) het teruggeven van een bepaald bedrag aan personen of bedrijven die afval afleveren voor duurzame verwerking (de zogenaamde *deposit refund systems*) en (4) het neerleggen van de volledige verantwoordelijkheid voor de afvalkosten bij de producenten (de zogenaamde *extended producer responsibility*). In elke volgende paragraaf zal een van de systemen uiteengezet worden en eveneens worden voorzien van de economische argumentatie van waaruit hij is voortgekomen (veelal op basis van modellen). Afgesloten zal worden met een conclusie, waarin het antwoord op de volgende deelvragen, die centraal staat in dit hoofdstuk, zal worden samengevat:

1. Hoe past het heffen op afval binnen het perspectief van de economische theorie?
2. Welke modellen en theorieën afkomstig uit de theorie van de optimale belasting zijn van toepassing op het gebied van het heffen van belastingen op afval en op het gebied van (het stimuleren van) recycling?

2.2 Het economisch perspectief

Een van de basisthema's in de economie is de allocatie van schaarse middelen, waarbij schaarste de spanning inhoudt die bestaat tussen beperkte middelen en oneindige behoeften. Het marktmechanisme is van grote invloed op de uiteindelijke allocatie. Onder perfecte omstandigheden wordt de meest efficiënte allocatie van middelen bereikt en behaalt de welvaart het hoogst mogelijke niveau (Rosen & Gayer, 2010).

Dat de theorie in de meeste gevallen een betere voorstelling van zaken geeft dan de werkelijkheid is ook hier het geval. In de echte wereld functioneert het marktmechanisme veelal verre van optimaal, waardoor een efficiënte allocatie van middelen niet wordt bereikt. Economen spreken hier van zogenaamd marktfalen. Legio economische oorzaken kunnen ten grondslag liggen aan marktfalen, maar de meest relevante bronnen van dit verschijnsel voor deze scriptie zijn de zogeheten

negatieve externaliteiten. Onder negatieve externaliteiten worden effecten verstaan die (economische) schade toebrengen aan personen of bedrijven terwijl zij door de economische activiteiten van derden zijn veroorzaakt. Deze externe effecten worden vervolgens niet gecompenseerd door bijvoorbeeld aan de personen die schade lijden een vergoeding te betalen of de prijs van de producten resulterend uit de economische activiteit te verhogen, met marktfalen tot gevolg (Eshet et al., 2005 & 2006). Uiteindelijk hebben bovengenoemde externaliteiten een inefficiënte allocatie van economische middelen tot gevolg. Immers ontstaat overconsumptie van het goed dat negatieve externaliteiten veroorzaakt, omdat niet alle kosten in de prijs van dit goed zijn opgenomen. De uiteindelijke welvaart bereikt door dit verschijnsel niet het maximale niveau (Frank, 2010).

Negatieve externe effecten en afval zijn onlosmakelijk met elkaar verbonden. Allerlei negatieve milieugevolgen van de afvalverwerking kunnen als negatieve externaliteiten bestempeld worden. Hierbij moet worden gedacht aan luchtvervuiling door verbranding van afval, grondwatervervuiling door de storting van afval, beschadiging van ecosystemen door het illegaal dumpen of lozen van afval en daling van de leefbaarheid van de Aarde door alle genoemde voorbeelden (Europese Commissie, 2000).

Omdat door de afvalverwerking en de daarmee samenhangende externe effecten marktfalen ontstaat, is ingrijpen door de overheid met als doel inefficiënties in de markt te herstellen gerechtvaardigd (Smulders & Volleberg, 2015). Door een belasting in het geval van negatieve externaliteiten, kan het negatieve externe effect van de economische activiteit worden geïnternaliseerd in het productieproces, waardoor uiteindelijk alsnog een maatschappelijk optimale marktuitskomst kan worden bereikt. De hoogte van een dergelijke belasting moet dan worden vastgesteld op de hoogte van de marginale sociale kosten van de productie van de negatieve externaliteiten genererende goederen (Smulders & Vollebergh, 2015). Zo wordt de prijs van de negatieve externaliteiten genererende goederen verhoogd, zodat de transactieprijs van de betreffende goederen na belasting een correcte afspiegeling is van de werkelijke totale maatschappelijke kosten die de productie met zich meebrengt. Uiteindelijk heeft dit een meer optimale allocatie van goederen en grondstoffen tot gevolg dan voorheen (Bovenberg & Goulder, 2002). Dergelijke belastingen worden in de economie omschreven als Pigouviaanse belastingen (Stiglitz & Rosengard, 2000).

De afvalstoffenbelasting die het onderwerp vormt van deze scriptie kan omschreven worden als een belasting die bedoeld is om de externe effecten die afval en afvalverwerking met zich meebrengen te internaliseren in het productieproces van de goederen die het uiteindelijke afval tot gevolg hebben. Op die manier zou marktfalen kunnen worden opgelost. Dit is het perspectief waarmee een econoom naar de in deze scriptie geschetste problematiek en de afvalstoffenbelasting kijkt. Een afvalstoffenbelasting kan zodoende de negatieve milieueffecten die afval met zich meebrengt verminderen. Op deze manier kan de economische theorie helpen om een maatschappelijk probleem het hoofd te bieden.

Uiteraard is het ook mogelijk naast economische instrumenten andere instrumenten te gebruiken om de uiteindelijke externe effecten te verminderen en de welvaart te verhogen (Kosonen & Nicodémen, 2009). Hierbij kan gedacht worden aan juridische instrumenten (waaronder allerlei soorten wetgeving die bepaalde vormen van afvalverwerking gebieden of verbieden) of communicatie-instrumenten (waaronder allerlei overheids campagnes die een bepaalde omgang met afval bemoedigen of ontmoedigen) (Braathen, 2009). Deze scriptie zal, zoals reeds aangegeven, ingaan op de economische instrumenten (de Pigouvianse belastingen) en niet op de bovengenoemde andere (juridische- en communicatie-)instrumenten

Uiteraard blijven na deze algemene beschouwing nog veel vragen onbeantwoord. Immers moet onderzocht worden hoe een Pigouvianse belasting op afvalstromen kan worden toegepast. Daarbinnen moet nagedacht worden over de precieze belastinggrondslag, want het direct belasten van de negatieve externaliteiten (het direct aanpakken van de verstoring, in de economie aangeduid met de term *first best*) is vaak (te) complex. Immers is het (administratief) moeilijk de daadwerkelijke vervuiling die door afval wordt veroorzaakt te belasten. Gekeken zal moeten worden naar een *second-best*-aanpak: het creëren van andere verstoringen in de economie (bijvoorbeeld door de belasting van bepaalde producten) die de eerdere verstoring (door afvalverwerking) compenseren (Lipsey & Lancaster, 1956). Daarnaast zal altijd sprake zijn van illegale dumping van afval, die niet kan worden belast en die wordt beïnvloed door de hoogte van de belasting.

Ten slotte rijst de vraag bij wie de belasting dan moet worden geheven. Het antwoord hierop is complex, omdat veel groepen (keuzemakers, agenten) invloed hebben op de grootte van de negatieve externaliteiten die veroorzaakt worden door afval: producenten door te kiezen voor de hoeveelheid verpakking die ze voor hun product gebruiken, consumenten door producten met veel of weinig verpakkingsmateriaal te kiezen, huishoudens door keuzes te maken op het gebied van afvalscheiding, en overheden en verwerkingsbedrijven door keuzes te maken met betrekking tot de verwerkingswijze (Fullerton et al., 2010). Juist omdat de keten bestaat uit zoveel agenten, die geen van alle geconfronteerd worden met de prijs die de volledige sociale kosten reflecteert van de gemaakte keuzes, worden milieuproblemen (lees: negatieve externe effecten) gecreëerd. In het vervolg van dit hoofdstuk worden vier mogelijke oplossingen aangedragen voor de vormgeving van een afvalstoffenbelastingstelsel, waarbij externe effecten kunnen worden teruggedrongen.

2.3 Direct doorbelasten van afvalverwerking

Uit Fullerton et al. (2010) blijkt dat er grofweg twee manieren zijn om de kosten van afvalverwerking direct door te belasten: een belasting geheven bij bedrijven die afval verwerken voor elke hoeveelheid afval die door hen verwerkt wordt of een belasting geheven bij huishoudens of (industriële) bedrijven voor elke hoeveelheid afval die zij aanbieden ter verwerking. Het eerstgenoemde systeem is gelijkend

aan het huidige Nederlandse belastingstelsel omtrent afvalstoffen. In het vervolg van deze paragraaf zullen beide wijzen van belasting worden geëvalueerd.

Directe doorbelasting aan bedrijven die afval verwerken, houdt kortweg in dat afvalverwerkers belast worden met als grondslag de hoeveelheid afval die zij verwerken. De belasting zal vervolgens in de prijs van de afvalverwerking worden opgenomen en worden doorberekend aan de bedrijven die gebruik willen maken van de afvalverwerking voor hun bedrijfsafval of aan de gemeentelijke diensten die dit willen doen voor het bij gezinnen opgehaalde huishoudelijk restafval. Gemeenten zullen op hun beurt de belasting doorrekenen aan de gezinnen die de gemeentelijke afvalheffing betalen. De overheid kan het wel of niet belasten van een afvalverwerker af laten hangen van de methode die gehanteerd wordt, veelal storting of verbranding (al dan niet met energierugwinning). Opgemerkt moet worden dat door deze manier van belasting geen *first-best* optimum wordt bereikt. Immers worden niet direct de negatieve externaliteiten belast naar hoogte van hun schadelijkheid: grondwaterverontreiniging door storting en luchtvervuiling door verbranding zijn moeilijk te meten en de schade die zij veroorzaken moeilijk uit te drukken in een bepaalde hoeveelheid geld. Maar uit de literatuur blijkt dat ook een *second-best* optimum door deze manier van belasting onhaalbaar is (DEFRA, 2011). De negatieve externaliteiten zullen weliswaar worden verminderd, omdat gekozen zal worden voor minder of onbelaste verwerkingsmethoden (die veelal groener zijn), maar voor welke andere verwerkingsmethoden (hoger op de ladder van Lansink) dan wordt gekozen ligt buiten de invloedssfeer van de belasting. Dit probleem kan echter deels wel worden opgelost door meerdere (alle) schadelijke verwerkingsmethoden te belasten, waardoor wordt aangestuurd op de niet schadelijke methoden van verwerking. Daarnaast zorgt een dergelijke belasting er niet voor dat overal de kosten van de externaliteiten correct in de prijs van verwerking worden weergegeven. Zo kennen verschillende stortingsplaatsen verschillende hoeveelheden milieuschade. Dit is onder andere afhankelijk van bijvoorbeeld locatie (dichtbij natuurgebied of niet, dicht bij verstedelijkt gebied of niet, dichtbij grondwaterwingsgebied of niet etc.), de grootte van de stortplaats (hoe groter, hoe minder milieuschade per ton afval) of de moderniteit ervan (hoe moderner, hoe meer maatregelen er zijn getroffen om milieuschade tegen te gaan). Door deze verschillende niveaus in milieuschade zou de prijs tussen deze plaatsen moeten verschillen, maar deze doet niet door het uniforme tarief. Dit laatste effect is, als gekozen wordt voor een gemiddeld belastingtarief voor een bepaalde verwerkingsmethode, overigens marginaal. Daarnaast zal recycling, goed voor het milieu dankzij de positieve externaliteiten die dit oplevert, niet goedkoper worden door de belasting, tenzij de opbrengst van de belasting wordt gebruikt als subsidie (Turner et al, 1996). Kortweg zal deze directe uniforme manier van belasting niet zorgen voor de juiste prikkels voor degene die afval aanbieden, waardoor niet gesproken kan worden van een optimale situatie.

Een tweede mogelijkheid voor het direct doorbelasten van de afvalverwerking is een belasting geheven bij huishoudens over de hoeveelheid afval die zij ter verwerking aanbieden (Fullerton et al, 2010). In Nederland betalen huishoudens reeds mee aan de verwerking van hun huishoudelijk afval

door middel van een veelal vast tarief per jaar als onderdeel van de gemeentelijke belastingen. In ruil voor deze heffing wordt het afval van huishoudens door een gemeentelijke dienst opgehaald. In het in de literatuur voorgestelde systeem zouden huishoudens de kosten voor de afvalverwerking van hun afval en een extra belasting moeten betalen over de hoeveelheid afval die zij aanbieden ter verwerking. Dit zou volgens de theorie moeten leiden tot betere keuzes door consumenten - het kopen van goederen met minder verpakkingsmateriaal en het beter scheiden van afval - en dus minder aangeboden (rest)afval en een schoner milieu (Fullerton et al., 2010). Deze effecten worden bevestigd door de economische modellen waarmee dit *unit based pricing* systeem is onderzocht, mits illegale verbranding of dumping geen mogelijkheid is. Maar uit modellen die tevens illegale verbranding of illegale dumping toelaten, blijkt dat deze illegale manier van afvalverwerking explosief zal toenemen onder een dergelijk systeem (Fullerton & Kinnaman, 1993). Daarnaast is een dergelijk systeem administratief enigszins belastend, omdat van elk huishouden de hoeveelheid aangeboden afval moet worden gemeten en vastgelegd (Fullerton et al, 2010). Uit de theorie blijkt dat, als illegaal dumpen en verbranden van afval niet wordt tegengegaan waardoor het gemakkelijk kan plaatsvinden, een dergelijk systeem niet optimaal is en dat het beter zou zijn afval tegen een vast verplicht bedrag per jaar bij gezinnen en bedrijven op te halen om illegale dumping te voorkomen.

2.4 Product charges

Onder de zogenaamde *product charges* wordt een belasting op producten verstaan die de uiteindelijke afvalverwerkingskosten inclusief de belasting vertegenwoordigt. Uit de literatuur blijkt dat deze *product charges* in tegenstelling tot de hiervoor besproken manier om huishoudens te belasten niet zal leiden tot illegale dumping of verbranding van afval (Fullerton et al., 2010). De *product charges* lossen volgens de modellen daarnaast negatieve externaliteiten op op meerdere niveaus: consumenten zullen bij het kiezen van producten rekening houden met de hoeveelheid afval die het product na gebruik oplevert, immers zullen 'groenere' producten een lagere belasting op zich dragen (Dinan, 1993). Daarnaast zullen producenten geprikkeld worden om producten te produceren die minder afval genereren na gebruik, om op deze manier te zorgen dat minder belasting op het product zal drukken, waardoor de vraag ernaar toeneemt (minder daalt). Echter bestaat ook een tweetal belangrijke nadelen aan het systeem van de *product charges*. Dit systeem beïnvloedt de manier van afvalverwerking waar uiteindelijk voor wordt gekozen – verbranding, recycling of storting – niet. De *product charges* hebben ook geen effect op hoe de consument zich van het afval zal ontdoen, door bijvoorbeeld het plastic te scheiden of niet. Dit komt omdat de belasting wordt geheven vóór het moment dat het afval wordt gegenereerd. Hierdoor worden beslissingen na de belastingheffing niet beïnvloed (Fullerton et al, 2010 & Jenkins et al., 2003). Al met al leidt dit dus tot een grotere welvaart dan zonder de belasting, maar een optimum wordt niet bereikt. Een tweede nadeel is de administratieve last die door dit systeem aan de overheid wordt opgelegd. Immers zou, in de ideale situatie, voor elk product afzonderlijk bepaald moeten worden hoe hoog de op dat product drukkende belasting zou moeten

worden. Op basis van de schadelijkheid van het materiaal dat gebruikt wordt, de hoeveelheid en de verwerkingsmethode.

Naast bovenstaande problematiek is het ook mogelijk dat één product meerdere gebruiksmogelijkheden kent, met elk een ander (negatief of positief) effect, terwijl bij de verkoop van het product niet gedetermineerd kan worden welk gebruik, en dus welk effect, het product uiteindelijk zal krijgen, waardoor de belasting moeilijk vast te stellen is. Sandmo (1976) modelleerde deze problematiek. Het model is het gemakkelijkst uit te leggen aan de hand van de volgende nutsfunctie: $u = u(x, y, z_1, z_2, Z_2)$. Hierin hang het nut positief af van de hoeveelheid vrije tijd (x), de consumptie van consumptiegoed 1 (y), de consumptie van consumptiegoed 2 waarbij geen negatieve externaliteiten worden gegenereerd (z_1) en de consumptie van consumptiegoed 2 waarbij wel negatieve externaliteiten worden gegenereerd (z_2), en hangt het negatief af van de externaliteiten die door deze laatste consumptie worden gegenereerd (Z_2). De vraag die gesteld werd, was hoe de belasting moest worden vormgegeven om de consumptie van goed 2 waarbij negatieve externaliteiten worden gegenereerd zoveel mogelijk te beperken. De uitkomst van dit model was dat het altijd optimaal is om het externaliteiten genererende goed (z) tenminste een beetje te belasten, ook al is het gebruik bij verkoop niet duidelijk. De belasting op consumptiegoed 1 (y) is afhankelijk van de mate van complementariteit tot z_1 en z_2 . De belasting op consumptiegoed 1 zal groter worden wanneer dit goed meer complementair is aan z_2 dan aan z_1 . Ook een belastingteruggaaf (subsidie) is mogelijk, indien consumptiegoed 1 meer complementair is aan z_1 dan aan z_2 . Als conclusie kan dus worden gesteld dat goederen die complementair zijn aan externaliteiten genererende goederen altijd moeten worden belast.

2.5 Deposit refund systems

Een mogelijke oplossing voor het probleem van de *product charges*, waarbij de uiteindelijk verwerkingswijze van het afval niet wordt beïnvloed, is het combineren van deze *charges* met een *deposit refund system*. Hierdoor zouden huishoudens meer gestimuleerd worden hun producten af te leveren voor recycling, afval te scheiden en minder te doen aan illegale dumping of verbranding. Bij het *deposit refund system* wordt bij verkoop van producten door de consument een belasting betaald op basis van de uiteindelijke verwerkingskosten van het product welke al dan niet gedeeltelijk wordt teruggegeven aan de consument als het product weer wordt ingeleverd voor groene verwerking, zoals recycling. Dit belastingsysteem is gelijkend aan het huidige statiegeldsysteem in Nederland, waarbij de prijs van plastic flessen bij verkoop wordt verhoogd met een bedrag dat bij inlevering van de (lege) flessen bij de supermarkt weer kan worden teruggekregen.

De teruggave die wordt gedaan bij een *deposit refund system* is in feite een subsidie op het niet dumpen van afval, waardoor de belasting die initieel wordt geheven gelijk is aan een belasting op de illegale dumping van afval (Fullerton & Wolverson, 2000). Uit de economische literatuur blijkt dan ook dat een dergelijke belasting zal leiden tot dezelfde positieve effecten als bij de *product charges*, -

milieuvriendelijkere keuzes door consumenten en producenten - alsmede een toename in de groene verwerking van afval, een toename van de afvalscheiding en een afname van de illegale dumping en verbranding van afval (Fullerton et al, 2010 & Fullerton, Wolverson, 2000). Volgens het model van Aalbers & Volleberg (2008) is zelfs een *first-best* optimum te behalen met dit systeem, omdat - in de ideale wereld - de netto belasting op verkochte producten (de totale belasting minus de totaal uitgekeerde subsidie) exact gelijk is aan de externe effecten door illegale dumping en verbranding plus de verwerking van al het overige afval. In die zin zouden de prijzen van goederen dus de volledige effecten van de consumptie reflecteren, waardoor een optimaal niveau van welvaart wordt bereikt. Overigens wordt door Fullerton & Kinnaman (1995) wel gesteld dat dit meest optimale niveau wellicht alleen bereikt kan worden door het hoger maken van de uiteindelijke subsidie dan het initieel extra betaalde bedrag, zodat een netto-teruggave wordt gegeven. Op deze manier zou illegale dumping maximaal worden tegengegaan. Voor deze meest efficiënte allocatie moet de subsidie wel gelijk zijn aan de marginale sociale kosten van het dumpen van het afval van het product (Fullerton et al, 2010). In het model van Fullerton & Kinnaman (1995) en Aalbers en Volleberg (2008) hangt de subsidie tevens af van hoe gemakkelijk het is om afval illegaal te dumpen. Fullerton & Wolverson (1999) hebben naast bovenstaand systeem een meer flexibel systeem gemodelleerd, waarbij onder andere de *product charge* door de producenten wordt betaald en de consumenten de uiteindelijke subsidie ontvangen. Ook in dit systeem wordt hetzelfde optimum behaald als onder perfecte Pigouvianse belasting.

In de economische literatuur worden, ondanks de optimale uitkomst van de modellen, eveneens nadelen geschetst van het *deposit refund system*. Een terugkomende tekortkoming is de administratieve haalbaarheid van een dergelijk systeem. Het is in de echte wereld vrijwel onmogelijk om van elk product de afvalverwerkingskosten en daarmee samenhangende negatieve externaliteiten bij te houden, laat staan om voor elk afzonderlijk product een apart tarief en subsidie vast te stellen of om elk product na gebruik afzonderlijk in te zamelen en te registreren (Fullerton & Wolverson, 2000). Een mogelijke oplossing hiervoor wordt genoemd door Fullerton et al. (2010): bij het deposit refund system moet gefocust worden op producten die een groot deel uitmaken van de totale afvalstroom of van de totale marginale sociale kosten. Op deze manier zou door belasting en subsidiëring van een klein aantal producten een groot deel van de negatieve externaliteiten kunnen worden aangepakt.

Een tweede nadeel is de budgettaire haalbaarheid van een dergelijk systeem. Immers is het duidelijk dat een *deposit refund system* geen grote opbrengst zal genereren voor de schatkist of zelfs kan leiden tot een netto-subsidie. Overheden kunnen dit systeem daarom moeilijk gebruiken om inkomsten te verkrijgen. Daarnaast stippen Fullerton & Wolverson (2000) aan dat het voor consumenten, als de subsidie een voldoende hoog niveau bereikt, aantrekkelijk wordt om afval te stelen om zo de subsidie te kunnen opstrijken, wat uiteraard zal leiden tot onwenselijke situaties.

2.6 Extended Producer Responsibility

Een laatste systeem is de zogenaamde *Extended Producer Responsibility* (EPR). Binnen de EPR worden de producenten verantwoordelijk gesteld voor het afvalbeheer van hun producten aan het einde van de levensduur (Fullerton et al., 2010). De producenten moeten de verpakking van de producten en de producten zelf aan het einde van de levensduur bij de consument ophalen en zelf zorg dragen voor de verwerking van dit afval. Vervolgens zijn zij zelf verantwoordelijk voor alle kosten (inclusief de milieukosten door middel van een belasting) van de verwerking van dit afval. De overheid kan tevens eisen stellen aan de wijze waarop het afval verwerkt moet worden.

Door bovenstaand systeem worden alle kosten van de afvalverwerking gebracht tot één agent: de producent. Deze producent wordt door de ERP geprikkeld producten te maken die minder afval genereren (bijvoorbeeld door minder verpakkingsmateriaal te gebruiken of duurzamere producten te vervaardigen). Daarnaast zullen bedrijven ook kiezen voor schonere verwerkingsmethoden, omdat op deze manier de hoge belastingen op schadelijke verwerkingsmethoden wordt ontlopen. In die zin is de huidige afvalstoffenbelasting in uitgebreide vorm (niet enkel een uniforme belasting op storting, maar een dynamische belasting die afhankelijk is van de schadelijkheid van de verwerkingsmethode) onderdeel van deze EPR. Fullerton & Wu (1998) concluderen na modellering van bovengenoemd systeem dat bedrijven door EPR alle goede prikkels ontvangen om duurzaam te produceren en te verwerken en dat een zelfde optimum kan worden bereikt als bij het *deposit refund system*, maar zonder additionele belastingen en subsidies.

Een belangrijk nadeel is wederom de administratie en controle van een dergelijk systeem voor overheden en bedrijven (Fullerton & Wu, 1998). Overheden moeten van de verschillende verwerkingsmethoden bijhouden hoe schadelijk ze zijn en bijhouden of bedrijven zich wel aan de gestelde eisen houden, terwijl producenten een administratiesysteem op moeten tuigen om verpakkingsmateriaal en producten aan het eind van hun levensduur te traceren en op te halen. Daarnaast is het systeem budgettair voor overheden waarschijnlijk niet aantrekkelijk, aangezien de uitvoeringskosten van de belasting zo hoog zullen zijn dat de opbrengst (die ongeveer gelijk zal zijn aan de opbrengsten van directe doorbelasting bij bedrijven) niet afdoende is om deze te dekken (Monier et al., 2014). Ook is het waarschijnlijk dat de overheid een hoger niveau van recycling verplicht zal stellen dan dat eigenlijk welvaartsoptimaal is. Kinnaman et al. (2014) tonen immers aan dat vanaf een bepaald niveau van recycling de welvaart weer afneemt.

2.7 Conclusie

De in deze scriptie behandelde afvalstoffenbelasting is een voorbeeld van een nadere uitwerking van de Pigouvianse belastingen die een grote rol spelen in de economische theorie. Door het internaliseren van de negatieve externaliteiten die afvalverwerking met zich meebrengt kan een hoger niveau van welvaart worden bereikt. Omdat de economische theorie hier op het gebied van

afvalstoffenbelastingen mogelijke oplossingen kan genereren voor problemen in de praktijk, past het onderwerp afvalstoffenbelasting binnen het perspectief van economen.

In dit hoofdstuk zijn een viertal systemen van heffing van afvalstoffenbelasting besproken die voortkomen uit de economische literatuur. Het direct doorbelasten van de afvalverwerking aan producenten bleek administratief zeer haalbaar, maar doet geen recht aan de werkelijke externaliteiten, omdat een uniform tarief wordt gehanteerd en omdat de belasting bij de producenten wordt geheven. Directe doorbelasting aan consumenten bleek administratief minder haalbaar en is, hoewel het zorgt voor bewustere keuzes bij consumenten, nog steeds niet optimaal, omdat de prikkel ontstaat tot het illegaal dumpen of verbranden van afval. Een beter systeem zou zijn het systeem van de *product charges*: consumenten worden geprikkeld bewustere keuzes te maken, terwijl de hoeveelheid illegale dumping en lozing niet per se toe zal nemen, maar consumenten worden niet gestimuleerd afval te scheiden of te kiezen voor schone verwerkingsmethoden, waardoor geen *first-best* optimum bereikt wordt. Dit optimum wordt wel bereikt bij de *deposit refund systems*, die dezelfde voordelen kennen als de *product charges* en waarbij daarnaast consumenten eveneens geprikkeld worden om afval te scheiden, voor groenere verwerkingsmethoden te kiezen en minder illegaal te verbranden of te dumpen. Ditzelfde optimum kan bereikt worden door het systeem van de *Extended Producer Responsibility*, omdat alle keuzes op het gebied van verwerking en alle kosten neer worden gelegd bij één agent. De administratieve haalbaarheid is hier echter, net als bij de *deposit refund systems* en *product charges* zeer gering. Ook zullen bij de laatste drie systemen de netto-inkomsten voor de overheid relatief laag zijn.

3.0 Het Nederlandse Systeem

3.1 Inleiding

Dit derde hoofdstuk bevat een beschouwing van het huidige Nederlandse fiscale systeem op het gebied van afval. Allereerst zal uiteen worden gezet hoe het Nederlandse systeem van afvalheffingen en het beleid op het gebied van afval en afvalverwerking precies is vormgegeven. Daartoe zal allereerst de zogenaamde Wet Milieubeheer worden besproken, vervolgens het beleidsplan 'Van Afval naar Grondstof' zoals dit is opgesteld door het ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu (VROM), thans Ministerie van Infrastructuur en Milieu, in 2009, en als laatste de in Nederland geldende afvalstoffenbelasting, opgenomen in de Wet Belastingen op Milieugrondslag. Daarnaast zal dit systeem kort worden geëvalueerd op het gebied van de doelmatigheid en effectiviteit. Dit alles om tot de beantwoording te komen van de volgende deelvragen:

1. Hoe is het bestaande Nederlandse systeem met betrekking tot de heffing op en regelgeving omtrent afval tot stand gekomen en vormgegeven?
2. Wat valt op te merken over de efficiëntie en effectiviteit van dit systeem?

3.2 Wet Milieubeheer

Op het gebied van afval is de belangrijkste wet de Wet Milieubeheer (Wm) die op 1 maart 1993 is ingevoerd. Deze wet heeft als hoofddoel het beschermen van het milieu. Het zoveel mogelijk beperken van de schadelijke effecten van afval en afvalverwerking valt hier uiteraard onder. Met betrekking tot het onderwerp afval bevat de Wet Milieubeheer een drietal onderdelen die in het vervolg van deze paragraaf behandeld zullen worden te weten (1) de zogenaamde afvalhiërarchie - in Nederland bijgenaamd 'De Ladder van Lansink', (2) het stortverbod en (3) het landelijk afvalbeheerplan.

De Ladder van Lansink (Lansink, zonder datum) (afvalhiërarchie) is een lijst van wijzen die kunnen worden gebruikt om afval te verwerken. Deze verwerkingswijzen staan op volgorde van milieuvriendelijkheid. Volgens de Wet Milieubeheer moet het dan ook het streven zijn van de overheid, zowel de nationale overheid als de provincies en gemeenten, om zoveel mogelijk afval op een manier te laten verwerken die zo hoog mogelijk in de hiërarchie is opgenomen (Artikel 10.4 Wet Milieubeheer). Overigens is het sinds 2008 voor alle lidstaten van de Europese Unie verplicht zich te houden aan de afvalhiërarchie bij de bepaling van hun afvalbeleid, daar de hiërarchie in de Europese richtlijn is opgenomen (KRS, 2008).

De Ladder van Lansink is opgebouwd uit een vijftal treden, respectievelijk (a) preventie, (b) voorbereiding voor hergebruik, (c) recycling, (d) andere nuttige toepassing, waaronder energierugwinning en (e) veilige verwijdering, waarvan de eerstgenoemde de meeste prioriteit geniet (Artikel 10.4 Wet Milieubeheer). De hiërarchie in de Nederlandse wetgeving is overigens eerder

opgesteld dan die in de Europese richtlijn. Hun inhoud is echter volledig hetzelfde. In het Landelijk Afvalbeheerplan worden de belangrijkste begrippen in deze ladder verder verduidelijkt en voorzien van een definitie. In deze scriptie is dit reeds gedaan in hoofdstuk I.

In hoofdstuk 10 van de Wet Milieubeheer zijn de zogenaamde stortverboden opgenomen. Omdat storten slecht voor het milieu is door onder andere het risico op vervuiling van het grondwater wordt het als zeer onwenselijk gezien en staat het onderaan de Ladder van Lansink (vallend onder 'veilige verwijdering'). De strekking van de Wet is dan ook om storten zoveel mogelijk te beperken en als het toch noodzakelijk is zo milieuvriendelijk mogelijk te laten plaatsvinden. Zo is het verboden afval te storten buiten daarvoor ingerichte plaatsen en is het verboden afvalstoffen waarvoor de mogelijkheid bestaat ze hoger op de afvalhiërarchie te verwerken te storten. Het storten van afval is derhalve alleen toegestaan als andere (hoger geprioriteerde) verwerking algeheel niet mogelijk is. Huishoudelijk afval, dat altijd te verbranden dan wel te recyclen is, mag derhalve niet worden gestort (Artikel 15 & 16, Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen).

In artikel 10.3 van het afvalbeheerplan wordt de minister gecommitteerd elke zes jaren te komen met een zogenaamd afvalbeheerplan. Dit afvalbeheerplan kent een tijdshorizon van twaalf jaar. Het huidige afvalbeheerplan, Landelijk Afvalbeheerplan 2 (LAP2), is het tweede dat is opgesteld en geldt voor de jaren 2009-2021. In dit afvalbeheerplan zijn een veertiental doelstellingen opgenomen met betrekking tot het afvalbeleid (VROM, 2010). Het gaat voorbij aan de reikwijdte van deze scriptie om elke doelstelling individueel te bespreken, maar de doelstellingen kunnen wel worden samengevat.

De eerste doelstelling uit het afvalbeheerplan betreft het zoveel mogelijk stimuleren van de preventie van afvalstoffen, immers kent preventie de hoogste prioriteit in de Ladder van Lansink. De meeste doelstellingen (doelstelling 2 t/m 7) hebben betrekking op het verhogen (of minstens gelijk houden) van de nuttige toepassing van allerlei soorten afval. Dit alles heeft (doelstelling 8) als overkoepelend doel de totale milieudruk te reduceren en de toekomstige generaties van meer mogelijkheden te voorzien dan de huidige generatie (doelstelling 13). Daarnaast gaan twee van de veertien doelstellingen (doelstelling 9 en 10) in op het beter benutten van de energie die vrijkomt bij de afvalverbranding. Doelstelling 11 en 12 gaan in op de inhoud die gegeven moet worden aan de markt voor afvalbeheer zowel op nationaal als op Europees niveau (level playing field, marktwerking) en ten slotte wordt in doelstelling 14 gesteld dat het Landelijk Afvalbeheerplan een bijdrage moet leveren aan de ambities op het gebied van milieu die het toenmalige kabinet Balkenende IV had (CO₂-reductie, behoud van de biodiversiteit en tegengaan van de verspreiding van gevaarlijke stoffen). Met name de doelstellingen die betrekking hebben op het verhogen van de nuttige toepassing en de preventie van afvalstoffen (doelstellingen 1 t/m 7) zijn relevant voor dit onderzoek, omdat een afvalstoffenbelasting kan bijdragen aan de realisatie van deze doelen.

Hoewel het afvalbeheerplan in principe wordt opgesteld voor een langere periode, is het wettelijk toegestaan het tussentijds te wijzigen. De wijzigingen die tot nu toe zijn gemaakt hebben echter geen toegevoegde waarde voor dit onderzoek, waardoor ik ze hier niet zal behandelen.

3.3 Van Afval naar Grondstof

De toekomstige landelijke afvalbeheerplannen moeten gaan aansluiten op het programma Van Afval Naar Grondstof zoals dit is opgesteld door het Ministerie van Infrastructuur en Milieu (2013). In een kamerbrief heeft de toenmalig staatssecretaris van dit ministerie de reikwijdte en doelstellingen van dit programma nader toegelicht. In het kort komt Van Afval naar Grondstof neer op het streven naar het komen tot een zogenaamde circulaire economie, waarbinnen meer duurzaam wordt omgegaan met natuurlijke bronnen (sustainable sourcing), zuinig wordt omgegaan met grondstoffen (resource efficiency), producten slim worden ontworpen (eco-design en substitutie van niet duurzame materialen), voorwerpen langer en meerdere keren worden gebruikt (hergebruik en reparatie) en reststromen optimaal worden benut (Mansveld, 2013). Het ideaal van een circulaire economie is immers het uitbannen van afval, door alle output van de productie en consumptie opnieuw als grondstof te gebruiken. Ook emissies komen in een circulaire economie niet voor.

De doelstellingen die door het Ministerie binnen het programma zijn opgesteld zijn de volgende:

1. Bestaand afvalbeleid richten op circulaire economie en innovatie;
2. Aanpak specifieke ketens en afvalstromen;
3. Verbetering van de afvalscheiding en inzameling;
4. Het ontwikkelen van financiële en andere marktprikkels;
5. Verduurzaming van consumptiepatronen;
6. Verduurzamen aan de voorkant van de keten;
7. Vereenvoudigen en uniformeren van doelen, criteria, beoordelingsmethoden, indicatoren en keurmerken;
8. Kennis en onderwijs verbinden aan circulaire economie.

Van deze doelstellingen is de vierde voor dit onderzoek het meest relevant, omdat financiële prikkels het gevolg kunnen zijn van een afvalstoffenbelasting. Doelstellingen 2, 3 en 4 zijn het meest belangrijk met het oog op de casus (statiegeld op plastic flessen) die ik in het laatste hoofdstuk zal behandelen. Punt 6 heeft vooral betrekking op de belasting van de in de inleiding genoemde *virgin materials*.

Belangrijk om op te merken is dat het programma Van Afval naar Grondstof een ambitie bevat voor de zeer lange termijn. Voor de middellange termijn heeft de staatssecretaris in de nadere uitwerking van het programma een aantal concrete doelen gesteld met betrekking tot het milieu. Zo

moet in 2020 vijfenzeventig procent van het huishoudelijk (rest)afval worden gerecycled - veel meer dan de Europese richtlijn van minstens vijftig procent in 2020 - en moet vijftig procent minder afval worden verbrand en gestort. Betere afvalscheiding is om dit doel te kunnen bereiken dus zeker een vereiste, immers kunnen enkel gescheiden afvalstromen gerecycled worden.

3.4 Afvalstoffenbelasting

Naast bovengenoemde milieuwetgeving en beleidsplannen heeft de Nederlandse overheid ook een belasting ingesteld die geldt op afval. Deze afvalstoffenbelasting is onderdeel van de Wet Belastingen op Milieugrondslag en is in zijn huidige vorm ingevoerd op 1 januari 2015. De definitie van milieubelastingen luidt als volgt: "Een betaling aan de overheid, zonder dat daar een directe prestatie tegenover staat, over een belastingbasis met een bijzondere milieurelevantie (Werkgroep Afvalstoffenbelasting 2009)". In deze paragraaf zullen achtereenvolgens de doelen, de objectieve en subjectieve belastingplicht en de maatstaf van heffing en de tarieven van de afvalstoffenbelasting in Nederland worden besproken.

Het doel dat de staatsecretaris wilde bereiken met de invoering van een dergelijke afvalstoffenbelasting is tweeledig. Allereerst moest een budgettair voordeel worden gehaald voor de rijksoverheid van ongeveer 100 miljoen euro (Hanemaaijer, Rood & Kruitwagen, 2014). Als gekeken wordt naar deze doelstelling voldoet de huidige afvalstoffenbelasting niet aan de definitie van een milieubelasting. Immers worden, als de doelstelling puur budgettair is, geen negatieve externaliteiten geïnternaliseerd en wordt er geen 'bijzondere milieurelevantie' aangekaart of opgelost. De belasting heeft een veel meer algemeen karakter.

Op aandringen van de Tweede Kamer werd daarom een tweede doel toegevoegd aan de instelling van een afvalstoffenbelasting in Nederland: de afvalstoffenbelasting moest naast een flinke opbrengst ook een vergroenend effect met zich meebrengen (Hanemaaijer, Rood & Kruidwagen, 2014). Onder vergroenend effect wordt hier verstaan: "Het langer in de keten houden van afvalstromen en een globale raming van de milieueffecten die ontstaan doordat de recycling van afvalstoffen het mogelijk maakt grondstoffen uit te sparen." Door de afvalstoffenbelasting zou storting en verbranding van afval dus ontmoedigd moeten worden ten faveure van recycling tot nieuwe inputs in het productieproces.

De heffingsgrondslag van de afvalstoffenbelasting is drieledig. Allereerst geldt als heffingsobject de afgifte ter verwijdering van afvalstoffen aan een inrichting (grondslag a). Onder inrichtingen worden op grond van artikel 22f Wet Belastingen op Milieugrondslag afvalstortplaatsen en afvalverbrandingsinstallaties (AVI's) verstaan. Hierbij moet opgemerkt worden dat afvalstoffen die uit het buitenland afkomstig zijn, daar zijn ontstaan en naar een Nederlandse inrichting worden overgebracht in de zin van de Europese Verordening Overbrenging Afvalstoffen (EVOA) zijn

uitgezonderd. Het tweede heffingsobject betreft de verwijdering van afvalstoffen binnen de inrichting waar zij zijn ontstaan (grondslag b) en de derde het verkrijgen van toestemming om afvalstoffen die uit Nederland afkomstig zijn te laten verbranden in het buitenland (grondslag c). Deze grondslagen zijn alle opgenomen in artikel 23 van de Wet Belastingen op Milieugrondslag. Onder verwijderen wordt overigens verstaan het storten of verbranden van afvalstoffen. Hieronder valt dus alle verwerking van afvalstoffen die niet aangemerkt kan worden als nuttige toepassing volgens de in het eerste hoofdstuk gegeven definitie.

De subjectieve belastingplicht van de afvalstoffenbelasting is tweeledig. Voor de grondslagen a en b geldt namelijk dat de belasting geheven wordt aan de houder van de inrichting, de eigenaar van de stortplaats of AVI (subject a). Het is uiteraard voor de hand liggend dat deze eigenaar de belasting zal doorberekenen aan degene die afval ter storting of verbranding bij hem zal afleveren, waardoor de belasting in eerste instantie drukt op de producenten van de afvalstoffen (en later uiteraard op consumenten die geconfronteerd worden met hogere prijzen, waar het belastingtarief in is doorberekend). Voor grondslag c geldt dat degene die toestemming heeft gekregen om afval te laten verbranden in het buitenland als belastingsubject wordt aangemerkt (subject b). Hier wordt dus de producent van het afval direct belast. De belastingsubjecten zijn opgenomen in artikel 24 van de Wet Belastingen op Milieugrondslag.

Als maatstaf van heffing geldt het gewicht van de afgegeven hoeveelheid afval of de hoeveelheid afval waarvoor toestemming is verkregen deze in Nederland te laten verbranden (artikel 25). In geval van het tarief is geen sprake van tariefdifferentiatie: op zowel het verbranden als het storten van afval geldt één uniform tarief. In 2017 heeft het voor inflatie geïndexeerde tarief een hoogte van €13,11 per ton afval (artikel 28). (In 2016 bedroeg dit tarief €13,07, in 2015 €13,00). Ter referentie: een Nederlands gezin betaalde in 2014 ongeveer 429 euro voor het ophalen en verwerken van een ton afval, inclusief de belasting (Dijkgraaf & Gradus, 2014). De kale prijs, inclusief afvalstoffenheffing, van het verwerken (verbranden, storten) van het afval bedraagt gemiddeld ongeveer €200,- (Van Gansewinkel, 2017, Rouwmaat, 2017). De afvalstoffenbelasting bedraagt dus ongeveer 7% van de kale prijs van de afvalverwerking en ongeveer 3% van de prijs van de totale verwerking (verbranding en storting, inclusief inzameling).

3.5 Evaluatie

In deze laatste paragraaf van het derde hoofdstuk zal het Nederlandse milieubeleid worden samengevat. Achtereenvolgens zullen het afvalbeheerplan en daarmee samenhangend het beleidsplan Van Afval Naar Grondstof en de afvalstoffenbelasting worden besproken.

Onderzoeksbureau CE Delft (2014) heeft een uitgebreid rapport geschreven waarin voor het Landelijk Afvalbeheerplan is onderzocht of de daarin gestelde doelen zijn bereikt. Hierin wordt geconcludeerd

dat van de vijftien gestelde doelstellingen alleen doelstelling 8 - het verminderen van de milieudruk met 20% in het kader van een ketengericht afvalbeleid - nog niet volledig is bereikt. Zo is de ontwikkeling van de hoeveelheid afval ontkoppeld van de economische ontwikkeling, heeft er een grote verschuiving plaatsgevonden van storting naar verbranding met energierugwinning, vindt er meer nuttige toepassing plaats en is de hoeveelheid koolstofdioxide die door de afvalsector wordt geproduceerd met meer dan de helft verminderd. Deze ontwikkelingen lijken in eerste instantie zeer positief. Echter moet wel de kanttekening worden gemaakt dat de genoemde positieve ontwikkelingen niet zuiver het gevolg waren van het LAP. Veel van de doelen - zo stelt het onderzoeksbureau - zijn bereikt op basis van andere beleidsmaatregelen (de toename van de energierugwinning uit afval is bijvoorbeeld niet toegenomen door het LAP maar door onder andere energiesubsidies) en op basis van maatregelen ingesteld door de Europese Unie (de EVOA-afvalregelgeving heeft geleid tot meer verbranding met energierugwinning en niet het LAP). Bij de werkelijke doeltreffendheid van het LAP kunnen dus nog enkele vraagtekens worden gezet. De doelmatigheid van LAP 2 - de mate waarin de kosten van het afvalbeleid opwegen tegen de opbrengsten - is goed te noemen: verregaande milieudoelen zijn behaald terwijl de kosten van het milieubeleid niet meer zijn gestegen dan de inflatie (CE Delft, 2014).

Aangezien de afvalstoffenbelasting in zijn huidige vorm pas in 2015 is ingevoerd, zijn er nog geen onderzoeken beschikbaar naar de invloed die deze invoering heeft gehad op de economie, op recycling en op de grootte van afvalstromen. Uit onderzoeken naar de vorige afvalstoffenbelasting die was ingesteld tussen 1995 en 2012 blijkt dat deze een significant effect had op de hoeveelheid gestort afval (Bartelings *et al*, 2005). De hoeveelheid gestort afval nam namelijk af van 13,3 miljard kg in 1992 tot 1,9 miljard kg in 2011. Echter moet worden opgemerkt dat deze belasting anders gestructureerd was dan de huidige afvalstoffenbelasting, zowel in objectieve belastingplicht als tarief. Onder het object van heffing vielen namelijk zowel het storten van afval als het aanbieden van afval ter verbranding (hoewel dit laatste tegen een 0-tarief). Het tarief van de afvalstoffenbelasting over het storten van afval heeft over de jaren verschild: bij de invoering in 1995 bedroeg dit tarief € 13,25 per ton (toen het verlaagde tarief, dat voor de meeste afvalstoffen gold), in 2011 bedroeg dit tarief € 108,13 per ton¹ (Werkgroep Afvalstoffenbelasting, 2009). Het is dus logisch te noemen dat de hoeveelheid gestort afval zo explosief afnam, zeker als op te merken valt dat de hoeveelheid verbrand afval juist explosief toenam in deze periode: afvalverbranding werd door de belasting goedkoper dan afvalstort. De belasting zorgde dus met name voor een andere verwerkingsmethode van het afval, maar niet voor een kleinere afvalproductie of meer recycling (Ministerie van VROM, 2010). In die zin kan dus gesteld

¹ Vanaf 2000 werd door een wetwijziging het hoge tarief, voorheen alleen betrekking hebbend op het storten van brandbaar afval, het reguliere tarief, vandaar deze enorme toename.

worden dat de huidige afvalstoffenbelasting, die eveneens drukt op het verbranden van afval, een gevolg is van de vorige afvalstoffenbelasting, die het verbranden van afval aantrekkelijker maakte.

De huidige afvalstoffenbelasting, die drukt op de afvalverbranding in de AVI's en afvalstort, zal naar verwachting wel een (licht) vergroenend effect opleveren: de aanbieders van afval, gemeenten en bedrijven, ontvangen door de belasting de prikkel om hun afval beter te scheiden of te hergebruiken (Hanemaaijer et al., 2014). Het vergroenende effect is echter ook beperkt: de (doel)opbrengst van de belasting bedraagt immers 'slechts' € 100 miljoen. De keuze voor een belasting van afvalverbranding in combinatie met een belasting op afvalstort levert echter wel het grootste vergroenend effect op. In vergelijking met de andere opties die voor de invoering van de huidige afvalstoffenbelasting zijn onderzocht (de belangrijkste: het belasten van huishoudelijk restafval, restafval van bedrijven en enkel afvalstorting), werd bij de belasting van afvalverbranding het grootste vergroenend effect behaald. Omdat bij de belasting van afvalverbranding en afvalstorting het aantal belastingplichtigen ook beperkt zou blijven – Nederland telt 12 AVI's en 20 afvalstortplaatsen (Rijkswaterstaat, 2016) – is gekozen voor deze manier van belasten (Hanemaaijer et al., 2014). De uitvoeringskosten van deze belasting zijn der halve erg laag.

Als gekeken wordt naar het budgettaire doel van de afvalstoffenbelasting - het ophalen van 100 miljoen euro op jaarbasis – lijkt het zo dat dit doel niet volledig bereikt. Uit het jaarverslag van de Rijksoverheid (2016) blijkt namelijk dat de totale opbrengst van de afvalstoffenbelasting in totaliteit op kasbasis 78 miljoen euro bedroeg in 2015. 22 Miljoen euro minder dan de 100 miljoen die was begroot. Dit kan niet hebben gelegen aan de hoeveelheid afval die is verbrand in 2015 (verwacht: 7.500 kiloton, werkelijk: 7.565 kiloton (Rijkswaterstaat, 2017)). Ook het tarief lijkt in deze context goed te zijn gekozen, immers levert 7.500 kiloton vermenigvuldigd met een tarief van € 13,07 ongeveer € 100 miljoen op. Dat sommige belastingplichtigen hun belasting simpelweg nog niet naar de fiscus hebben overgemaakt (het bedrag is immers gemeten op kasbasis), of dat sommige belastingplichtigen simpelweg geen aangifte hebben gedaan, kan een verklaring zijn voor dit verschil.

Overigens bracht de ingestelde afvalstoffenbelasting nog wel enkele problemen met zich mee, waarvan de belangrijkste de problematiek rondom het exporteren van afvalstoffen. Door de huidige heffingsstructuur kan de verbranding van afval in het buitenland in sommige gevallen duurder uitpakken dan de verbranding in Nederland en daarnaast bestaan er discrepanties met het Europees recht, omdat de Nederlandse afvalheffing van vrijstellingen gebruikt maakt (Sandee, 2016). Een dergelijke belasting is niet houdbaar, aldus de staatssecretaris (2016). Daarom wordt voorlopig de exportheffing op nihil gesteld, met terugwerkende kracht, tot 1 juli 2015.

3.6 Deelconclusie

De regelgeving in Nederland op het gebied van afval die relevant is voor deze scriptie rust op een aantal pijlers. Allereerst is er de Wet Milieubeheer, waarin de afvalhiërarchie is opgenomen waarnaar de Rijksoverheid moet streven, stortverboden worden vermeld en de plicht tot het opstellen van een

Landelijk Afvalbeheerplan is opgetekend. Dit afvalbeheerplan bevat de belangrijkste doelstellingen die de overheid op het gebied van afval wenst te bereiken. In aanvulling op dit LAP bestaat het beleidsplan Van Afval Naar Grondstof. Aan de hand van acht doelstellingen wenst de overheid steeds meer toe te werken naar een zogenaamde circulaire economie, waarin al het afval gerecycled wordt om als grondstof te kunnen worden hergebruikt. De financiële prikkels die daarvoor ingezet kunnen worden volgen voor een groot deel uit de Wet Belastingen op Milieugrondslag. De belangrijkste financiële prikkel voor dit onderzoek is de afvalstoffenbelasting. Op dit moment geldt in Nederland een belasting op het verbranden en storten van afval ter hoogte van € 13,11 per 1.000 kg afval.

Uit onderzoek blijkt dat de milieuwetgeving die uitgewerkt is tot het landelijk afvalbeheerplan grotendeels effectief is. Slechts één van de doelstellingen in het LAP is (nog) niet bereikt. Hierbij moet wel opgemerkt worden dat het bereiken van de andere doelstellingen niet zuiver toe te schrijven is aan de instelling van het LAP. De afvalstoffenheffing lijkt, voor zover dit mogelijk is bij een belasting met een beperkte opbrengst, het vergroenend effect te behalen dat is beoogd. Empirische studies naar de effecten van de huidige afvalstoffenbelasting zijn echter nog niet beschikbaar. Daarnaast lijkt het er voorlopig op dat de ten doel gestelde 100 miljoen euro per jaar, met een behaalde opbrengst van 78 miljoen, nog niet bereikt is, dit kan mogelijk verklaard worden door de meetmethode van deze opbrengst, namelijk op kasbasis.

4.0 Afval- en Recyclingstromen in Kaart

4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk zal worden ingegaan op de hoeveelheden afvalstoffen die in Nederland jaarlijks worden geproduceerd. Daartoe zal allereerst een overzicht worden geschetst van de totale hoeveelheid afval die in Nederland geproduceerd en verwerkt wordt. Vervolgens zal in worden gegaan op de hoeveelheid huishoudelijk restafval en de samenstelling daarvan. Uiteindelijk zullen de afvalstromen van bedrijven op een vergelijkbare manier bekeken worden. De cijfers zullen zoveel als mogelijk, gezien de beschikbare gegevens en de lengte van deze scriptie worden toegelicht. Overal is gepoogd een zo recent mogelijk jaar te gebruiken waarover gegevens beschikbaar waren. Een laatste belangrijke opmerking: ook water vormt een belangrijke afvalstroom, gebruik van leidingwater valt echter buiten dit onderzoek en zal dus ook niet voorkomen in deze kwantitatieve analyse. De deelvragen die in dit hoofdstuk zullen worden beantwoord zijn de volgende:

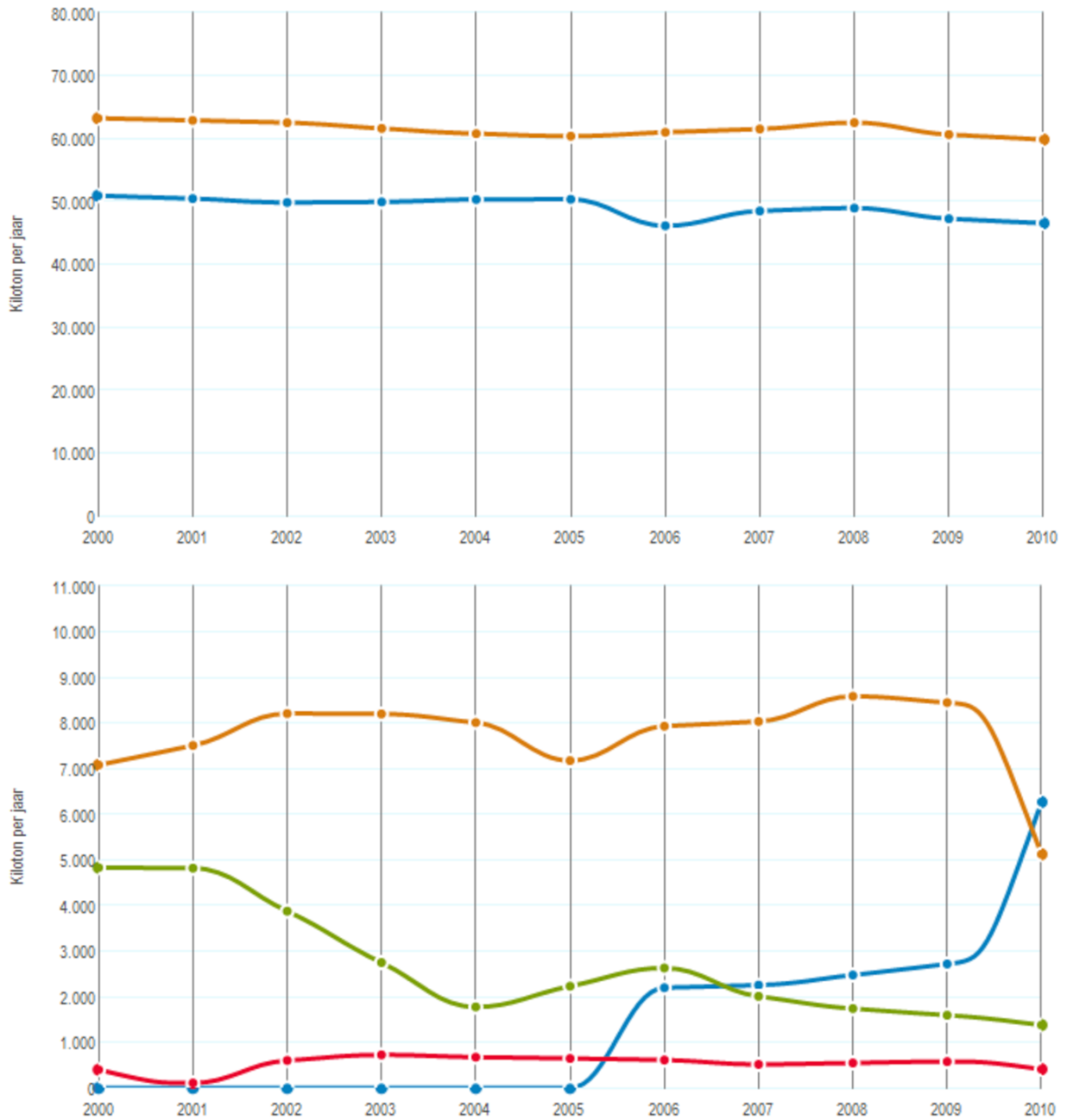
1. Hoeveel afval wordt in Nederland geproduceerd en hoeveel hiervan wordt gerecycled?
2. Hoe vallen deze stromen verder te kwalificeren en kwantificeren?

4.2 Totale hoeveelheden afval in Nederland

Volgens cijfers van het Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS) (2015) werd in Nederland in 2014 in totaal 64.034 kiloton (ongeveer 64 miljard kilogram) afval geproduceerd. In totaal werd in dat jaar 58.671 kiloton afval gerecycled. Dit lijkt veel, maar onderdeel van dit gerecycled afval is ook geïmporteerd afval, in 2014 werd namelijk 21.207 kiloton afval geïmporteerd (tegenover 13.602 kiloton geëxporteerd afval). Het CBS houdt niet bij hoeveel Nederlands afval gerecycled wordt. Het Ministerie voor Infrastructuur en Milieu (2016) doet dit wel, in het meest recente jaar waarvan gegevens bekend zijn, 2010, werd 46.545 kiloton afval gerecycled van de totale afvalberg van 59.860 kiloton. Dit komt neer op 77,8%. De grootste andere verwerkingsmethoden (in 2014) waren verbranding (11.055 kiloton, 13,0% van het totale afval in Nederland (in Nederland geproduceerd plus geïmporteerd)) en storten en lozen van afval (1.912, 2,2%). Uit de gegevens van het Ministerie van Infrastructuur en Milieu (2016) uit 2010 bleek dat in dat jaar in totaal 412 kiloton, 0,68% van het Nederlandse afval, (illegaal) werd geloosd.

In de figuren I en II worden de bovenstaande gegevens ook voor de voorgaande jaren weergegeven. Opgemerkt moet worden dat in figuur 1 de verwerkingsmethoden worden weergegeven voor in Nederland geproduceerd afval (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016), ongeacht waar (in binnen- of buitenland) dit afval uiteindelijk is verwerkt. In figuur II zijn de totale hoeveelheden in Nederland verwerkt afval weergegeven, ongeacht de herkomst (uit Nederland of uit het buitenland) van dit verwerkte afval (CBS, 2016) voor de jaren 1990-2014.

In Nederland geproduceerd afval 2000-2010



Figuur 1 - Totale afvalproductie in Nederland met daarbij gegeven de verwerkingsmethode voor de jaren 2000-2010. Weergegeven wordt de verwerking van in Nederland geproduceerd afval, ongeacht waar (in Nederland of in het buitenland) dit afval is verwerkt (Ministerie van I&M, 2016). Omwille van de leesbaarheid is de figuur gesplitst in een boven- en een onderpaneel.

Legenda Boven:

— Recycling

— Totaal

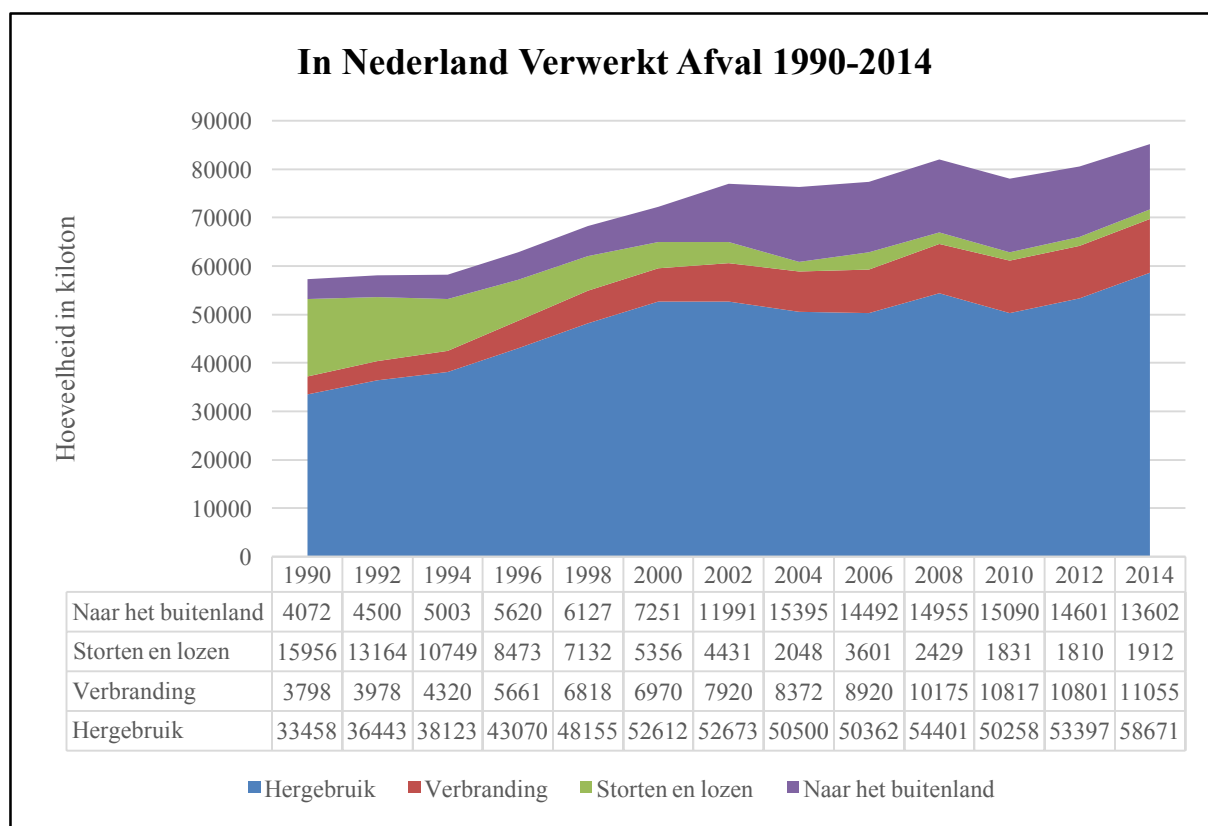
Legenda Onder:

— Energieterugwinning

— Verbranden

— Storten

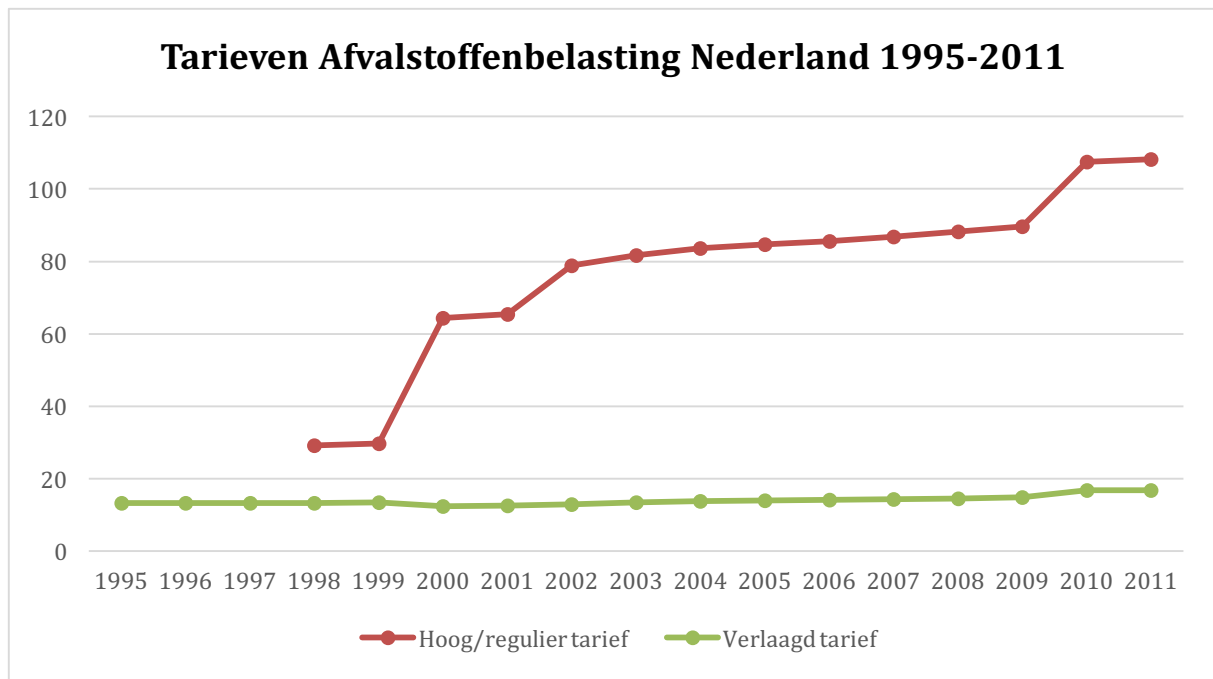
— Lozen



Figuur II - Totale afvalverwerking in Nederland van het in Nederland geproduceerde en het geïmporteerde afval, met daarbij de wijze van verwerking. In de tabel zijn de gegevens gegeven die gebruikt zijn voor het maken van de grafiek (CBS, 2016).

Wat opvalt aan de bovenstaande gegevens is het feit dat de hoeveelheid verbrand afval consequent toeneemt ten koste van de hoeveelheid gestort afval. Dit heeft alles te maken met de afvalstoffenbelasting die in 1995 werd ingevoerd en na 2011 is afgeschaft. Vanaf 1995 is dan ook een afname te zien in de hoeveelheid gestort afval², het object van de afvalstoffenbelasting. De hoeveelheid gestort afval nam vanaf 2000 verder af vanwege de extreme verhoging van het belastingtarief op gestort afval in dat jaar (dit effect is te zien in figuur II). Verder is te zien dat de hoeveelheid verbrand afval toeneemt met het tegenovergestelde verloop van de afname van de afvalstorting. Er kan dus worden gesteld dat de instelling van een belasting op het storten van afval heeft geleid tot meer verbranding van afval. Ter illustratie is het belastingtarief dat over de jaren in Nederland gold opgenomen in figuur III. Echter is er ook een vergroenend effect geweest: het percentage hergebruik (gedefinieerd als ‘het opnemen van afval in het productieproces voor het maken van nieuwe producten’) is over de jaren gestegen (van 58,4% in 1990 tot 68,8% in 2010, op basis van de gegevens in figuur II). Dit effect is waarschijnlijk maar voor een klein deel toe te schrijven aan de afvalstoffenbelasting, daar er ook vele andere beleidsmaatregelen zijn genomen door overheden en het bedrijfsleven ter bevordering van de recycling. Hierbij kan gedacht worden aan het gescheiden

² En ook van het geloosde afval, aangezien beide in figuur II in dezelfde categorie vallen. Er kan echter vanuit worden gegaan dat het effect van de belasting op de hoeveelheid geloosd afval nihil is: de belasting drukt uiteraard niet op het lozen van afval.



Figuur III – Tarieven afvalstoffenbelasting in Nederland 1995-2011. Voor 2000 was het verlaagd tarief het regulier tarief en gold het hoge tarief alleen voor brandbaar afval. Vanaf 2000 werd al het afval bij fictie brandbaar geacht en werd het hoge tarief het reguliere tarief. Het verlaagde tarief gold enkel nog voor een aantal uitzonderingsgevallen.

inzamelen van plastic vanaf 2008, dit is het initiatief genaamd *Plastic Heroes* (Kennisinstituut Duurzaam Verpakken, 2016) van in plastic verpakkende bedrijven, maar ook het LAP en de Wet Milieubeheer, behandeld in het vorige hoofdstuk. Binnen het project *Plastic Heroes* kunnen consumenten plastic afval gescheiden en geheel gratis inleveren bij de verpakkingsbedrijven (veelal door middel van containers die op voor consumenten makkelijk bereikbare plekken zijn geplaatst). Deze verpakkingsbedrijven dragen dan zorg voor de verwerking van dit materiaal, waarvan een deel hergebruik zal zijn.

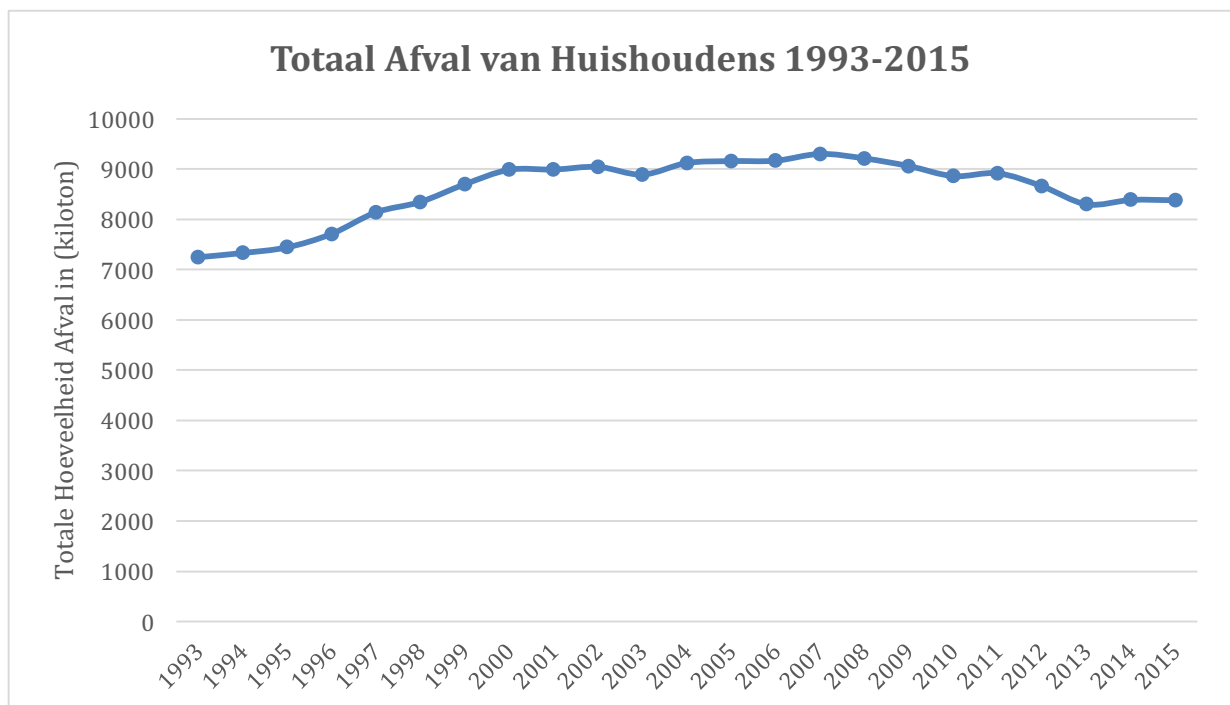
Ook de export van afval vanuit Nederland is enorm toegenomen, zo laten de gegevens in figuur II zien. Oorzaken hiervoor liggen eveneens in de afvalstoffenbelasting; afval wordt geëxporteerd naar landen die geen of een veel lagere belasting heffen op het verwerken van afval, zoals Duitsland (Vereniging Afvalbedrijven, 2014). Ook bij de hoeveelheid geëxporteerd afval is te zien dat deze na de tariefsverhoging in 2000 steiler is toegenomen.

De sterke toename van verbranding van afval met energierugwinning vanaf 2005, te zien in figuur I, is toe te schrijven aan met name de energiesubsidies van de Nederlandse overheid en de Europese Verordening Overbrenging Afvalstoffen (EVOA). Het totaal van de afvalverbranding (inclusief verbranding met energierugwinning) is gestegen met hetzelfde verloop als in figuur II.

4.3 Huishoudelijk Afval

In 2015 was 8.380 kiloton afval dat totaal is opgehaald in opdracht van Nederlandse gemeenten afkomstig van huishoudens; dit correspondeert met ongeveer 15% van het totale afval dat in Nederland is ontstaan (CBS, 2016). In figuur IV is de ontwikkeling van dit gegeven over de tijd weergegeven. Opvallend is dat het totaal huishoudelijk afval de laatste jaren licht aan het dalen is. Deze daling vond plaats in de periode 2008-2013. Het is dus waarschijnlijk dat de belangrijkste oorzaak voor deze ontwikkeling ligt in de financiële crisis van die periode.

Het grootste gedeelte van het huishoudelijk afval (46%) bestaat uit huishoudelijk restafval. Dit is afval dat ongescheiden door de gemeenten wordt afgehaald. De overige grote categorieën van huishoudelijk afval zijn GFT-afval (16%), Oud papier en karton (11%), grof tuinafval (5%), schoon puin (5%) en verpakkingsglas (4%).

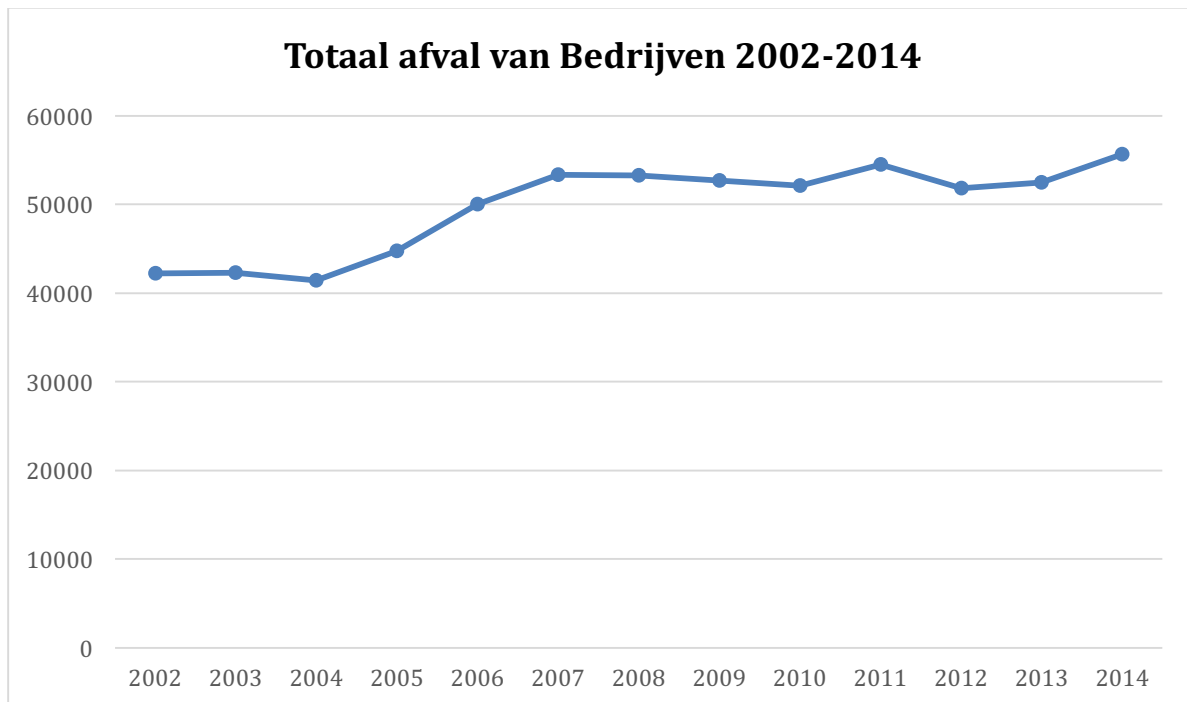


Figuur IV - Totaal afval van Nederlandse huishoudens zoals opgehaald door of in opdracht van gemeenten over de periode 1993-2014 in kiloton (CBS, 2016).

De samenstelling van huishoudelijk restafval wordt onderzocht door het Ministerie van Infrastructuur en Milieu (2015) door het doen van 11 steekproeven in verschillende gemeenten in Nederland, met een gemiddelde grootte van 800 kilogram. Deze steekproeven van het huishoudelijk restafval worden vervolgens volledig gesorteerd. Wat met name opvalt aan deze gegevens is het feit dat er een grote daling in de hoeveelheid plastic in het huishoudelijk restafval is waar te nemen (van 20% in 2006 tot 14% in 2013). Deze daling kan worden verklaard door het feit dat plastic sinds een paar jaar gescheiden kan worden afgeleverd door Nederlandse huishoudens (Kennisinstituut Duurzaam Verpakken, 2016). In de casus die behandeld zal worden in het vierde hoofdstuk zal ik deze ontwikkeling nader onderzoeken en verklaren.

4.4 Bedrijfsafval

Bedrijfsafval, afval afkomstig van bedrijven, behelst al het afval dat niet van huishoudens afkomstig is. Deze gegevens kunnen derhalve verkregen worden door de totale in Nederland geproduceerde hoeveelheid afval te verminderen met het totale huishoudelijke afval. Zodoende blijkt dat in Nederland in 2014 55.648 kiloton bedrijfsafval is geproduceerd (CBS, 2016), wat overeenkomt met ongeveer 85% van de totale hoeveelheid in Nederland geproduceerd afval. In figuur V is de ontwikkeling van dit gegeven over de tijd weergegeven.



Figuur V – Totale hoeveelheid uit Nederland afkomstig afval van bedrijven over de periode 2002-2014 in kiloton (CBS, 2016).

De samenstelling van het bedrijfsafval verschilt per bedrijfstak (het CBS onderscheidt 21 bedrijfstakken onderverdeeld in in totaal 99 subcategorieën) en is vanwege de omvang van deze gegevens niet opgenomen in dit onderzoek. Daarnaast kan een onderverdeling worden gemaakt van de hoeveelheid afval per bedrijfstak, hiervoor zijn tot en met het jaar 2010 de gegevens beschikbaar. In dat jaar waren de grootste bedrijfsafvalproducenten de bouw (46,5%), de industrie (29,8%) en de Handel, diensten en overheid (10,4%). Met uitzondering van de sector industrie (31,6% in 2006, 29,8% in 2010) is het aandeel van geen van deze bedrijfstakken binnen het tijdvak 2006-2010 met meer dan 1,5% gewijzigd (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2013).

4.5 Deelconclusie

Jaarlijks wordt in Nederland ongeveer 60 miljard kilogram afval geproduceerd, waarvan het overgrote deel, 47 miljard kilogram, 78%, nuttig wordt toegepast door middel van recycling. Binnen de afvalverwerking heeft gedurende de periode dat de afvalstoffenbelasting op storten van afval was ingesteld een omslag plaatsgevonden van afvalstorting naar afvalverbranding. De export van afval is, met dezelfde oorzaak, in deze periode toegenomen. Bedrijfsafval maakt het grootste gedeelte uit van de Nederlandse afvalberg (85%). Van dit bedrijfsafval zijn de grootste gedeelten respectievelijk afkomstig van de sector (1) bouw, (2) industrie en (3) handel, diensten en overheid.

5.0 Omslag naar Praktijk

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk zullen de economische theorie uit hoofdstuk II en empirische onderzoeken worden gebruikt om tot een advies te komen met betrekking tot het Nederlandse afvalstoffenbelastingstelsel. Allereerst zal daartoe worden gekeken naar het Nederlandse systeem rondom statiegeld. Hierbij zal de vraag centraal staan of dit systeem in stand moet worden gehouden, moet worden afgeschaft of juist moet worden uitgebreid. Daarna zal worden gekeken naar de afvalstoffenbelasting in Nederland op zich. Wat volgt is een beschouwing waarin gekeken zal worden naar hoe deze belasting kan worden verbeterd. Hiervoor zullen de verschillende belastingssystemen die volgen uit de economische theorie die in Hoofdstuk II is besproken worden geëvalueerd aan de hand van empirisch onderzoek. Hierbij zal telkens worden beargumenteerd of een dergelijk belastingstelsel in Nederland haalbaar is, welke voor- en nadelen van belang zijn en hoe eventuele nadelen kunnen worden bestreden. In de conclusie die volgt op dit hoofdstuk zullen uiteindelijk een aantal concrete beleidsadviezen rond dit thema worden geformuleerd. De deelvragen die in dit hoofdstuk worden beantwoord zijn:

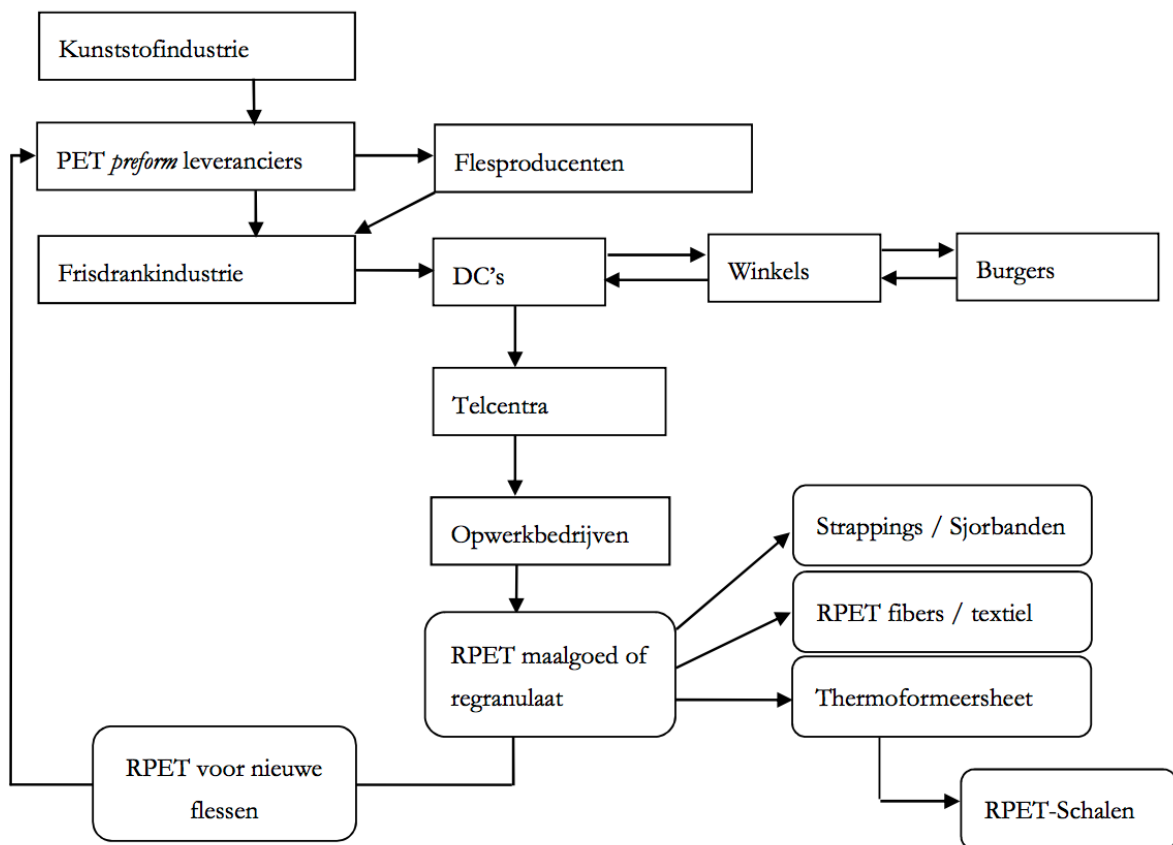
1. Welke lessen kunnen worden gehaald uit de optimale belastingtheorie als gekeken wordt naar het huidige systeem van statiegelden op petflessen in Nederland?
2. Welke lessen kunnen voor het Nederlandse belastingstelsel op het gebied van afval en recycling worden gehaald uit de optimale belastingtheorie op dit gebied?

5.2 Praktijksituatie: Statiegeld

Het statiegeldstelsel in Nederland zoals dat nu geldt, is geregeld in het ‘Besluit verpakkingen, papier en karton’ dat in 2005 van kracht werd. Op dit moment geldt dit statiegeldstelsel op plastic drankflessen met een inhoud van groter dan 0,5 liter en op glazen bierflesjes en kratten. Op de plastic flessen wordt bij verkoop in de supermarkt € 0,25 gevoegd bij de verkoopprijs welke de consument bij inlevering van de (lege) fles weer terug kan krijgen. Na inlevering van de lege flessen bij de supermarkt worden deze naar een distributiecentrum gebracht vanuit waar ze worden overgebracht naar een telcentrum waar de flessen worden gesorteerd. Na sortering worden de flessen naar de opwerkbedrijven getransporteerd waar maalgoed van de flessen wordt gemaakt. Dit maalgoed kan vervolgens gebruikt worden voor de productie van textiel (zoals fleec), nieuw verpakkingsmateriaal (RPET-schalen) of uiteraard nieuwe petflessen (Thoden et al., 2012). Zie *figuur VI* voor een schematische weergave van deze ‘flessenkringloop’. Voor glazen bierflesjes en kratten geldt eenzelfde systeem: voor bierflesjes bedraagt het statiegeld € 0,10 en voor kratten € 1,50.

Momenteel bestaat in Nederland de discussie of de huidige statiegeldregeling omtrent plastic flessen – het nut van de regeling rond bierflesjes en kratten staat buiten discussie, omdat deze drankhouders veelal 1 op 1 worden hergebruikt – moet worden afgeschaft of dat deze juist moet

worden uitgebreid naar kleinere drankflessen (< 0,5 liter) en blikjes. Om deze afweging te kunnen maken moet allereerst gekeken worden naar de effectiviteit van het huidige systeem in Nederland. Hiervoor zijn twee onderzoeken beschikbaar: Thoden et al. (2012) en CE Delft (2014). Het eerste onderzoek is uitgevoerd in opdracht van de verpakkingindustrie, het neemt de standpunten van deze industrie (namelijk: afschaffing van het volledige statiegeldsysteem in Nederland) impliciet over door hoge besparingen van afschaffing van dit systeem en lage voordelen van handhaving van dit systeem te ramen. Dit onderzoek is dus waarschijnlijk niet op alle punten volledig betrouwbaar. CE Delft (2014) heeft namelijk de kostenplaatjes van dit eerste onderzoek drastisch gewijzigd na herberekening. Ook is er vanuit de politiek forse kritiek gekomen op de kostenraming in het onderzoek van Thoden et al. (2012): het aanvankelijke besluit van de Tweede Kamer in 2012 om het statiegeldsysteem in Nederland af te schaffen was mede gebaseerd op de grote voorgerekende besparing en werd, na het onderzoek van CE Delft (2014), toen bleek dat de eventuele besparing veel lager was teruggedraaid.



Figuur VI – Schematische weergave van de keten van statiegeldflessen in Nederland (Thoden et al., 2012). DC staat voor distributiecentrum, RPET staat voor *Recycled*-PET materiaal.

In Nederland worden jaarlijks zo'n 650 miljoen petflessen van verschillende grootten ingeleverd, wat neerkomt op ongeveer 29 kiloton materiaal (Thoden et al., 2012). Van alle uitgegeven petflessen wordt 95% uiteindelijk ingezameld. De kosten van het statiegeldsysteem komen volgens onderzoek van CE Delft (2014) uit op ongeveer € 0,03 per statiegeldfles, dit in tegenstelling tot Thoden et al., die

de kosten per fles stellen op ongeveer € 0,06, twee keer zo veel. Binnen deze kostenraming wordt onderscheid gemaakt tussen de maatschappelijke kosten en de bedrijfskosten. Bij maatschappelijke kosten gaat het om de kosten van het in stand houden van het systeem minus de besparingen op materiaal, energie en de verbetering van het milieu. De bedrijfskosten betreffen enkel de som aan kosten die verpakkingsbedrijven en supermarkten moeten maken voor het uitvoeren van het statiegeldsysteem, minus de opbrengsten uit het niet inleveren van statiegeldflessen door consumenten waarover wel statiegeld is betaald en het niet inleveren van ontvangen bonnetjes die teruggave van statiegeld mogelijk maken. De totale geschatte netto maatschappelijke kosten van CE Delft bedragen € 19,5 miljoen, terwijl de geschatte kosten van Thoden et al. zich ergens tussen de € 25 en de € 45 miljoen bevinden (de geschatte bandbreedte voor de maatschappelijke kosten bedraagt € 31 - € 45 miljoen, die voor enkel bedrijfskosten € 25 - € 38 miljoen). Het is aan te nemen dat, gezien het feit dat het onderzoek van CE Delft stelt een revisie te zijn van het onderzoek van Thoden et al. en het feit dat het eerstgenoemde onderzoek onafhankelijk is uitgevoerd de werkelijke maatschappelijke kosten dichtbij de € 19,5 miljoen zullen liggen. Deze maatschappelijke kosten bestaan met name uit de kosten voor het in stand houden van het statiegeldsysteem. Hierbij kan gedacht worden aan de distributie, inzamelingsmachines, sortering en opwerking van de flessen.

Deze laatste kostenraming maakt het maatschappelijk onwenselijk dat het statiegeldsysteem wordt afgeschaft. Los van de maatschappelijke baten van het systeem zou het afschaffen van het statiegeldsysteem minder besparen dan dat het zou kosten. Bij afschaffing van het statiegeldsysteem zouden gemeenten namelijk de taak tot het ophalen van plastic flessen op zich moeten nemen, dit zou onder andere kunnen door het project *Plastic Heroes* (benoemd in het vorige hoofdstuk) dat al enkele jaren loopt. Voor het ophalen van de statiegeldflessen zouden gemeenten van de staat gemiddeld € 0,036 per fles ontvangen (berekend via het gewicht van statiegeldflessen en het bedrag per ton dat gemeenten incasseren), hetgeen meer is dan de besparingen per fles na afschaffing van het statiegeldsysteem. Deze besparingen zullen namelijk € 0,019 bedragen (CE Delft, 2014).

Daarnaast kan de efficiëntie en effectiviteit van het huidige plasticscheidingsstelsel in twijfel worden getrokken. Nederlandse burgers kunnen plastic gescheiden inleveren, maar uit recent onderzoek bleek dat van het aangeleverde plastic slechts 19% uiteindelijk wordt gerecycled tot hoogwaardig plastic. De rest wordt omgezet tot inferieure plasticsoorten of verbrand in afvalverbrandingsinstallaties. Uiteindelijk wordt ongeveer 70% van het opgehaalde plastic bij consumenten geheel niet gerecycled (Recycling netwerk, 2016), een veel groter percentage dan bij plastic flessen binnen het huidige statiegeldsysteem in Nederland, daarvan wordt ongeveer de helft van het plastic gerecycled tot nieuwe flessen (Thoden et al., 2012).

Afschaffing van het statiegeldsysteem voor petflessen kost dus naar alle waarschijnlijkheid de maatschappij meer geld dan dat het oplevert. Om te zien of het statiegeldsysteem moet worden uitgebreid, moet er naast de feitelijke kosten ook gekeken worden naar de milieueffecten van een dergelijk systeem. Het statiegeldsysteem in Nederland is in feite een combinatie van het *deposit refund*

system en de *extended producer responsibility* uit Hoofdstuk II. In Nederland leveren consumenten de lege flessen in ter groene verwerking (*deposit refund*), namelijk recycling, maar de producenten van de flessen nemen deze verwerking voor hun rekening (*EPR*), immers zijn producenten in Nederland verantwoordelijk voor de inzameling en verdere verwerking. De economische theorie stelt dat een *deposit refund system* zorgt voor milieuvriendelijkere keuzes door consumenten, zij zullen kiezen voor groener verpakkingsmateriaal, toename van de groene afvalverwerking, toename van afvalscheiding en afname van illegale dumping en lozing. Verschil met het Nederlandse systeem is wel dat in het model het statiegeld wordt gesteld op de externe kosten van het betreffende afval, terwijl het statiegeld in Nederland veel hoger ligt. Naast dit alles bestaat door de *EPR* de prikkel voor producenten om hun producten zodanig te verpakken dat zij niet onder de statiegeldregeling vallen. Dit effect is echter in de praktijk niet aan te tonen. In de praktijk blijkt eveneens dat consumenten door het statiegeldsysteem nauwelijks voor groener verpakkingsmateriaal kiezen: immers zijn vrijwel alle dranken zodanig verpakt dat statiegeld van toepassing is, waardoor nauwelijks substitutie plaatsvindt. Daarnaast kennen frisdranken een inelastische prijselasticiteit, waardoor de totale consumptie relatief weinig afneemt (Dewey et al., 2011). Van milieueffecten is echter wel sprake: in totaal levert de huidige inzameling van statiegeldflessen in Nederland een energiebesparing van 340 miljoen kWh op, wat neerkomt op 0,3% van het totale energiegebruik in Nederland (Thoden et al., 2012 & CBS 2015). Daarnaast bedraagt de geschatte opbrengst in CO₂-reductie dankzij deze energiebesparing, gebaseerd op de prijzen van emissierechten binnen de Europese Unie, ongeveer € 0,025 per plastic fles (Dewey et al. 2011). Totaal zou de waarde van deze emissiereductie neerkomen op ongeveer € 16 miljoen, hetgeen niet is meegenomen in de kostenramingen van CE Delft (2014) en Thoden et al. (2012). Ook levert het statiegeldsysteem grote milieuvoordelen op als gekeken wordt naar illegale dumping en lozing van afval. In Nederland is hier met betrekking tot het huidige statiegeldsysteem geen onderzoek naar gedaan, maar onderzoeken naar de statiegeldsystemen in Maryland (University of Maryland, 2011), Florida (Dewey et al., 2011), Texas (TXP, 2013) en New South Wales, Australië (White, 2001 & BEAR, 2002) laten unaniem zien dat het aandeel van plastic flessen in straatvervuiling met meer dan 70% afneemt en de totale hoeveelheid straatvervuiling met gemiddeld 30%. Ook recycling krijgt in Nederland een boost door het statiegeldsysteem, het percentage recycling ligt veel hoger dan bij het *Plastic Heroes* systeem. Echter ligt hier tevens het grootste probleem: de prijs van het gerecyclede plastic uit het statiegeldsysteem ligt 1,2 tot 1,8 keer hoger dan de prijs van plastic uit *virgin materials* (Thoden et al., 2012). Om het statiegeldsysteem in Nederland dus echt te doen slagen lijkt een belasting op het gebruik van *virgin materials* voor deze typen plastic dus noodzakelijk. Alleen zo wordt het voor producenten echt aantrekkelijk gemaakt om gerecycled plastic te gebruiken bij de productie van nieuwe petflessen.

Naar de uitbreiding van het statiegeldsysteem naar flesjes van 0,5 liter en blikjes in Nederland bestaat op dit moment nog geen onderzoek. Dit onderzoek wordt momenteel in opdracht van het Ministerie van Infrastructuur en Milieu uitgevoerd en wordt verwacht in 2018 (Algemeen Dagblad,

2016). De effecten van een dergelijk systeem kunnen dus vooralsnog enkel gehaald worden uit onderzoeken in andere gebieden, de eerdergenoemde onderzoeken naar de systemen in Florida, Maryland en New South Wales. In alle genoemde gebieden geldt een vergelijkbaar systeem, waarbij naast glazen flesjes en grote petflessen ook kleine flesjes en blikjes worden ingezameld. Uit de resultaten van de genoemde onderzoeken blijkt telkens dat (1) de retourpercentages explosief stijgen na invoering van het statiegeld, van gemiddeld 50% (in gescheiden plastic afval) tot gemiddeld 80% (los gescheiden flessen en blikjes), (2) een hoge energiebesparing wordt bereikt van 95% per drankhouder doordat minder *virgin materials* gebruikt worden en (3) er veel minder straatvervuiling plaatsvindt na invoering van het systeem: het straatafval werd met gemiddeld 30% gereduceerd (University of Maryland, 2011 & 2012; Dewey et al., 2011; TXP, 2013; White, 2001; BEAR, 2002).

De enige nadelige effecten die in het onderzoek worden genoemd zijn de kosten die het opzetten van een dergelijk systeem met zich meebrengt. Deze kosten worden echter in alle praktijksituaties vrijwel volledig terugverdiend: in veel van de tien Amerikaanse staten die een statiegeldsysteem kennen is namelijk niet het gehele bij de prijs opgetelde bedrag terug te krijgen door de consument: een gedeelte wordt achter gehouden om de kosten van het systeem te dekken (TXP, 2013). In Nederland zou een bijdrage van ongeveer € 0,03 nodig zijn om dit te realiseren, gebaseerd op 650 miljoen flessen en een totale kostenpost van € 19,5 miljoen. Uiteraard maakt een dergelijke verdeling weinig verschil in uiteindelijke prijs: de kosten leggen, door wie zij uiteindelijk ook worden betaald, door bedrijven, door consumenten of de overheid hoe dan ook de uiteindelijke last op de burgers. Echter kan een dergelijke bijdrage wel zorgen voor meer draagvlak voor een statiegeldsysteem: op dit moment zijn verpakkingsbedrijven in Nederland de enige die tegen een statiegeldsysteem zijn, vanwege de kosten die zij moeten dragen. Een dergelijke bijdrage, die gezien kan worden als een *product charge*, zorgt volgens de economische theorie daarnaast voor een prikkel bij consumenten om producten met minder verpakkingsmateriaal aan te kopen (Fullerton et al., 2010). Naar dit effect is in de Verenigde Staten echter geen onderzoek gedaan. Een laatste verschil met het Nederlandse systeem is het feit dat het statiegeldsysteem in de genoemde gebieden uitsluitend wordt uitgevoerd door overheden en niet door de verpakkende bedrijven. Dit heeft als voordeel dat overheden kiezen voor de verwerkingsmethode, veelal recycling, ook al is dit duurder dan de uiteindelijke opbrengsten uit de verkoop van het materiaal. Overheden gebruiken overigens de bijdrage van consumenten om dit verlies op te vangen.

Al met al is het dankzij het grote milieuvoordeel in energiebesparing, CO₂-reductie en met name afname van de hoeveelheid straatafval wenselijk dat ook blikjes en kleine petflessen onder de statiegeldregeling in Nederland gaan vallen. Los van dit milieuvoordeel is het hoe dan ook niet wenselijk dat het huidige statiegeldsysteem wordt afgeschaft: de baten van deze afschaffing wegen niet op tegen de kosten van het vervangende systeem.

5.3 Lessen voor een Afvalstoffenbelasting in Nederland

In deze laatste paragraaf zullen de verschillende theoretische modellen rond een afvalstoffenbelasting worden beschouwd vanuit de praktijk. Verschillende empirische studies zullen worden gebruikt om de haalbaarheid van de in Hoofdstuk II behandelde economische modellen te evalueren. Hierbij zal tevens het werkelijk te behalen milieueffect centraal staan.

Uit de economische theorie bleek het direct doorbelasten van de afvalstoffenheffing bij bedrijven of bij consumenten niet de meest ideale optie: een *first best* noch een *second best* optimum kon hier worden bereikt, omdat enkel bepaalde afvalverwerkingsmethoden worden ontmoedigd en de gewenste methode (recycling) niet wordt aangemoedigd. Uit empirisch onderzoek (Bartelings et al., 2005) blijkt echter wel dat het direct doorbelasten (bijvoorbeeld: door middel van een belasting op storten van afval) een groot effect kan hebben op de keuzes die worden gemaakt met betrekking tot de verwerkingsmethode van het afval (bijvoorbeeld: minder afval zal worden gestort, meer zal worden verbrand). Dit sluit echter aan bij het nadeel uit de theorie dat juist niet wordt aangestuurd op recycling. Dit kan echter worden opgevangen door zowel een stortbelasting als een verbrandingsbelasting in te stellen. Op deze manier worden beide verwerkingsopties onaantrekkelijker gemaakt en zal de hoeveelheid gerecycled afval toenemen, echter moeten beide verwerkingsopties dan wel worden belast naar de hoogte van hun externaliteiten, een gelijke belasting doet geen recht aan alle milieueffecten (Hanemaaijer et al., 2014). Uit praktijkonderzoek blijkt dat dit in werkelijkheid ook zo zou zijn (Bartelings et al., 2005), daarnaast kan de belastingopbrengst (deels) worden gebruikt als subsidie op recycling. Een dergelijk belastingsysteem heeft, als de last enkel wordt neergelegd bij afvalverwerkingsbedrijven, geen invloed op de keuzes die consumenten maken. Als het belastingsysteem echter wordt uitgebreid naar een systeem van *unit based pricing*, dat wil zeggen consumenten en bedrijven betalen een bedrag per aangeboden hoeveelheid afval, dit bedrag bestaat dan uit de afvalstoffenbelasting én de kosten van de verwerking van dit afval, kan deze invloed wel worden bereikt: consumenten zullen afval beter gescheiden aanbieden, waardoor de totale hoeveelheid gemengd restafval dat door gezinnen wordt aangeboden zal afnemen (Bartelings et al., 2005).

Voor bedrijven (bedrijfsafval) heeft een systeem van direct doorbelasten andere effecten. Bedrijven kiezen voor het bedrijfsafval over het algemeen zelf waar zij het ter verwerking aanbieden en wat de verwerkingsmethode gaat zijn (consumenten zijn afhankelijk van de keuze die de gemeente, die het afval bij hen ophaalt, voor hen maakt). Een afvalstoffenheffing op de verschillende verwerkingsopties zal er dus toe leiden dat bedrijven hierin groenere keuzes gaan maken en meer afval gaan afleveren bij recyclinginstallaties in plaats van bij stortplaatsen. Of hierin een *unit based pricing system* wordt ingebouwd heeft geen extra effect op de hoeveelheid afval die bedrijven aanbieden en op de afvalscheiding die zij van tevoren toepassen (Bartelings et al., 2005). Bedrijven betalen momenteel sowieso al per ton afval die zij ter verwerking aanbieden, hetgeen al een positief effect heeft gehad op de hoeveelheid gescheiden bedrijfsafval (CE Delft 2013). De afvalstoffenbelasting die hier nog bovenop zou moeten worden betaald heeft geen extra effect. Bij consumenten zou dit effect er wel

zijn, omdat consumenten nu veelal een vast bedrag per jaar betalen voor het aanbieden van hun huishoudelijk restafval.

Bij het systeem van direct doorbelasten moeten verder nog een aantal opmerkingen worden geplaatst. Allereerst moet duidelijk zijn dat een dergelijke belasting, wil deze niet versturend werken, ongeveer gelijk moet zijn aan de in geld uitgedrukte waarde van de negatieve externe effecten van de afvalverwerking (Fullerton et al., 2010). De waarde van deze externe effecten zijn moeilijk in te schatten. Dijkgraaf en Volleberg (2004) kwamen in hun onderzoek uit op externe kosten van ongeveer € 25,- per ton voor afvalstort en €20,- per ton voor verbranding, terwijl Bartelings et al. (2005) deze externe kosten stellen op respectievelijk € 11,- en € 13,-.³ Uit de literatuur volgt dus nog veel onduidelijkheid over de grootte van de externe effecten en over welke verwerkingsmethode nu schadelijker is voor het milieu, wel is de orde van grootte van de externe effecten duidelijk. Hoe dan ook kan gesteld worden dat, indien de belasting niet veel hoger moet worden gesteld dan de externe effecten, met een huidig niveau van onwenselijke afvalverwerking (verbranding en storting) van ongeveer 13.000 kiloton (zie Hoofdstuk IV), de opbrengst van deze belasting nooit meer kan zijn dan € 325 miljoen.⁴ De mogelijke doelstelling om de afvalstoffen belasting te gebruiken om lastenverlichting op arbeid te verwezenlijken lijkt dus onhaalbaar. Een lastenverlichting van enkele honderden miljoenen op een totale verwachte belastingopbrengst aan loon- en inkomstenbelasting in 2017 van € 56,1 miljard (Rijksoverheid, 2016) is een druppel op de gloeiende plaat. Om deze lastenverlichting wel te kunnen bereiken zou de belasting veel hoger moeten worden gesteld dan de negatieve externaliteiten. Dit heeft twee belangrijke gevolgen. Allereerst ontstaat een te grote prikkel tot recycling dan economisch gezien verantwoord is (Dijkgraaf & Gradus, 2016). Recycling is uiteraard tot een bepaald niveau gunstig voor de economie, maar een te grote hoeveelheid hergebruik doet de efficiëntie van het systeem schade toe. Immers nemen de marginale kosten van recycling toe met de hoeveelheid: steeds meer arbeid is gemoeid met scheiding van materialen, ook moeten, om het recyclingpercentage te verhogen, moeilijk recyclebare materialen opgenomen worden in het proces, wat veel energie kost. Het gebruik van *virgin materials* is vanaf een bepaald niveau aan recycling dus veel aantrekkelijker en goedkoper. Daarnaast bestaat het gevaar dat afvalexport naar het buitenland zal plaatsvinden, waardoor de beoogde milieuvoordelen algeheel niet worden behaald. Bij een meer realistische belastingopbrengst van (minder dan) € 325 miljoen is dit effect waarschijnlijk veel kleiner (Hanemaaijer et al., 2014), daarnaast kan door op Europees vlak een dergelijke heffing in te stellen deze vorm van belastingvlucht worden voorkomen.

Een tweede opmerking bij het systeem van direct doorbelasten en dan met name bij de *unit based pricing* is het gevaar van illegale dumping en lozing van afval dat volgt uit de economische theorie (Fullerton & Kinnaman, 1993). Het doorbelasten van de kosten van de afvalverwerking per

³ Getallen zijn aangepast voor inflatie tussen het moment van schrijven van het onderzoek en het heden.

⁴ Berekend door de hoogste inschatting van de externe kosten van onwenselijke afvalverwerking te vermenigvuldigen met de hoeveelheid gestort en verbrand afval in een jaar in Nederland.

eenheid aangeboden afval bij consumenten kan hen de prikkel geven het afval te lozen in de natuur. In modellen die deze illegale dumping toelaten is dit effect zeer groot. In modellen die dit niet toelaten wordt een optimum bereikt indien de *unit price* per hoeveelheid aangeboden afval wordt gesteld op de kosten van de afvalverwerking plus de externe kosten (in de praktijk zou dit de belasting kunnen zijn). We kunnen hieruit leren dat een systeem van directe doorbelasting enkel werkt als illegale dumping van afval nauwelijks een optie is. Overheden zouden bijvoorbeeld strenge maatregelen kunnen nemen om illegale dumping en verbranding tegen te gaan of te ontmoedigen. Omdat deze maatregelen buiten de belastingsfeer liggen zal hier in deze scriptie verder niet op in worden gegaan.

Als laatste moet opgemerkt worden dat de uitvoerbaarheid van het systeem van directe doorbelasting op sommige punten in twijfel te trekken valt. Het in de praktijk best werkende systeem is een belastingsysteem waarbij zowel storting en verbranding van afval tegen de hoogte van de externe kosten worden belast, waarbij deze belasting én de kosten van de afvalverwerking via een systeem van *unit based pricing* worden doorberekend aan bedrijven en consumenten. Bij bedrijven zou dit belastingstelsel weinig problemen in uitvoerbaarheid opleveren: bedrijven leveren veelal grote hoeveelheden afval per keer en betalen reeds *unit based*. Het toepassen van een *unit based pricing system* voor consumenten is echter veel gecompliceerder. Hiervoor zou voor elk Nederlands gezin exact bijgehouden moeten worden hoeveel afval per jaar ter verwerking wordt aangeboden, hetgeen veel kosten met zich meebrengt. In het vervolg van deze scriptie zal echter worden aangetoond dat de overige opties die uit de economische theorie voortkomen veel minder uitvoerbaar zijn dan dit systeem. Daarnaast is een systeem van *unit based pricing* absoluut haalbaar: in de Verenigde Staten is 25% van de bevolking onderdeel van een dergelijk systeem, in Nederland 36%. Ook zijn de effecten op de hoeveelheid aangeboden restafval (negatief) en gescheiden ingeleverd afval (positief) aangetoond (Bel & Gradus, 2016) in zowel Nederlandse als Amerikaanse gemeenten. Een *unit based pricing* systeem in combinatie met een belasting op storting en verbranding van afval in combinatie met regelgeving om illegale dumping en verbranding tegen te gaan, levert dus een vergroenend effect op en is administratief haalbaar.

Naast het direct doorbelasten van de afvalstoffenheffing, al dan niet *unit based*, volgde uit de literatuur ook de mogelijkheid tot het heffen van een *product charge*, afhankelijk van de verwerkingskosten en milieukosten van het verpakkingsmateriaal van het product en de verwerking van het product aan het einde van de levensduur. Het voordeel van *product charges* ten opzichte van direct doorbelasten is het feit dat bij de *product charge* geen prikkel tot illegale dumping bestaat. Echter is een *product charge* in de praktijk vrijwel onhaalbaar om twee belangrijke redenen. Allereerst zal de *product charge*, als deze wordt gesteld op de kosten van de afvalverwerking en de externe effecten per product extreem laag uitvallen, waardoor de prikkel voor consumenten om producten te kopen die wat betreft afvalverwerking weinig milieubelastend zijn nihil is. Een huishouden in Nederland betaalt per jaar namelijk ongeveer €250,- aan afvalverwerking (Gemeente Amsterdam, Rotterdam, Den Haag, Utrecht, Eindhoven, 2017). Inclusief de eventuele afvalstoffenheffing komt dit

bedrag uit op ongeveer €256,-⁵. Dit bedrag zou dan over alle producten die een huishouden op jaarbasis aanschaf moeten worden verdeeld, wat deze product charge nooit groter kan maken dan enkele centen per product. Het is onwaarschijnlijk dat een dergelijke bijdrage effect heeft op het gedrag van consumenten. Daar komt nog bij dat de verschillen in deze bijdrage tussen producten uit een bepaalde productcategorie (bijvoorbeeld levensmiddelen) die wat betreft afvalverwerking wel en niet goed zijn voor het milieu waarschijnlijk klein zullen zijn. Ten tweede is het systeem van de *product charge* administratief vrijwel onhaalbaar. Zo moet voor elk product bepaald worden hoeveel verpakkingsmateriaal om het product zit en wat de gemiddelde milieukosten zijn van het verwerken van dit product. Daarnaast moet voor verschillende soorten verpakkingsmateriaal bepaald worden hoe schadelijk zij zijn voor het milieu, zo is gft-afval per ton veel minder schadelijk dan plastic (Bartelings et al., 2005). Wat wel mogelijk is, is dat de *product charge* op bepaalde zeer schadelijke producten wordt ingevoerd om het gebruik hiervan te ontmoedigen. Aangezien het *deposit refund system* theoretisch gezien nog voordeliger is, kan in zulke gevallen echter beter hiervoor worden gekozen.

Uit de economische theorie volgde namelijk dat een *deposit refund system*, naast de voordelen van *product charges*, ook de prikkel geeft tot afvalscheiding en aanbieden tot groene verwerking van (verpakkingen van) bepaalde producten door consumenten. Ook wordt door dit systeem bestaande illegale dumping (straatvervuiling) voorkomen. Dit systeem is in de vorige paragraaf reeds uitvoerig besproken. Ondanks de administratieve moeilijkheden die hetzelfde zullen zijn als bij de *product charges*, is het mogelijk om bepaalde producten aan te wijzen voor een dergelijk statiegeld systeem. De overheid zou kunnen nadenken over deze mogelijkheid, dit zou bijvoorbeeld kunnen gelden voor zeer schadelijke producten zoals accu's en batterijen.

Als laatste mogelijkheid volgt uit de theorie het systeem van EPR. Producenten worden verantwoordelijk gesteld voor de volledige verwerking van de door hen geproduceerde producten. Bij deze verwerking wordt dan de belasting geheven naar hoogte van de externe effecten van de verwerkingsmethoden, waardoor de totale kosten van de bedrijven uitkomen op de kosten van de verwerking plus de belasting (negatieve externaliteit). Ook kunnen overheden er binnen dit systeem voor kiezen om bedrijven per product dat zij verkopen een bepaalde belastingafdracht te laten betalen naar schadelijkheid van de uiteindelijke afvalverwerking (een soort *product charge* geheven bij bedrijven). Op deze manier zouden bedrijven kiezen voor groene verwerking en daarnaast kiezen voor verpakkingsmateriaal en productmateriaal dat gemakkelijk recyclebaar is (Monier, et al, 2014). Nederland kent een dergelijk systeem binnen een aantal productcategorieën, waaronder batterijen en voertuigen aan het eind van de levensduur. Uit empirisch onderzoek blijkt dat dergelijke systemen in Europa zeer effectief zijn, over het algemeen worden grote percentages van de betreffende producten

⁵ De afvalstoffenheffing voor huishoudens zou $9.000.000$ (ton huishoudelijk restafval) \times 13.000 / 64.000 (hoeveelheid verbrand en gestort afval / totale hoeveelheid Nederlands afval) \times €25 (maximale geschatte externe kosten van verbranding en storting) = €45,7 miljoen bedragen. Per gezin - Nederland kent er 7,8 miljoen (CBS, 2017) - komt dit neer op €6,-

gescheiden ingeleverd wat hergebruik mogelijk maakt. Nadelen zijn echter wel de administratieve last voor bedrijven en overheden die deze verplichting stellen. Op bepaalde grote producten kan een dergelijk systeem echter wel goed worden toegepast (Monier et al., 2014).

5.4 Deelconclusie

Uit empirische studies is gebleken dat het niet loont om het huidige statiegeldsysteem af te schaffen, de kostenbesparing van deze afschaffing weegt niet op tegen de kosten van het alternatieve systeem om plastic te scheiden en op te halen. Hoe dan ook kent het statiegeldsysteem in Nederland grote voordelen: zo is de hoeveelheid straatafval afgenomen, is een enorme energiebesparing gerealiseerd door de afname in het gebruik van *virgin materials* en is de uitstoot van broeikasgassen erdoor verminderd. Vanwege deze voordelen is het zelfs gewenst het huidige stelsel uit te breiden naar kleine flesjes en blikjes. Uit empirische studies in het buitenland is gebleken dat dit grote milieuvordelen heeft in de vorm van minder straatvervuiling, meer recycling en meer energiebesparing. De kosten van het systeem worden hier terugverdiend door middel van een *non-refundable* deel van het statiegeld, wat in Nederland een goede optie zou zijn. Nadelen van de statiegeldsystemen zijn echter wel dat de kosten van het maken van gerecycled petmateriaal hoger liggen dan het maken van dit materiaal uit virgin materials, waardoor gesteld kan worden dat, om het statiegeldsysteem echt te doen slagen, een complementaire heffing op grondstoffen noodzakelijk is.

Met betrekking tot de huidige afvalstoffenheffing lijkt in Nederland de methode van het direct doorbelasten van de afvalverwerking, in de vorm van een belasting op verbranding in combinatie met een belasting op het storten van afval het meest haalbaar. Het belastingtarief op verbranding en storting moet dan gelijk worden gesteld aan de externe kosten van deze verwerkingsmethoden. In combinatie met een *unit based pricing* is dit systeem uitvoerbaar én kent het gunstige milieueffecten in de vorm van betere keuzes op het gebied van afvalscheiding en afvalreductie door huishoudens, meer recycling en minder verbranding en storting door gemeenten en bedrijven. Er moet wel rekening gehouden worden met de prikkel tot illegale dumping, hier zullen overheden tegen op moeten treden. Daarnaast moeten de tarieven zo worden gesteld dat export van afval niet aantrekkelijker wordt, samenwerking op Europees vlak kan deze export om belasting te ontwijken tegen gaan.

Andere belastingsystemen, zoals het *deposit refund* systeem, *product charges* of *extended producer responsibility* zijn niet geschikt om op grote schaal in Nederland in te voeren. Administratief zitten er grote haken en ogen aan deze methodes. Daarnaast is de prijs prikkel die voor consumenten en bedrijven ontstaat in theorie aan te tonen, in de praktijk zal deze prikkel echter te klein zijn om veranderingen in gedrag te veroorzaken. Overigens is het wel mogelijk deze systemen, met name *EPR* en *deposit refund* toe te passen op bepaalde producten die een groot deel uitmaken van de afvalberg. Door deze aanvullende maatregelen te gebruiken in combinatie met een afvalstoffenheffing kan toch een vergroenend effect worden bereikt.

Conclusies & Aanbevelingen

Om te komen tot een binnen het huidige overheidsbeleid zo gewenste circulaire economie is een belasting op afvalstoffen als instrument van groot belang. In dit onderzoek zijn de theoretische mogelijkheden tot een dergelijke belasting onderzocht, teneinde de volgende hoofdvraag te beantwoorden:

Welke lessen zijn voor de vormgeving van een stelsel rond de belasting van afval in Nederland te trekken uit de theorie van optimale belastingen van afvalstromen?

In deze conclusie zal deze hoofdvraag van een antwoord worden voorzien, door het geven van verschillende beleidsadviezen met betrekking tot het Nederlandse stelsel van de belasting van afvalstromen. Hierbij zal allereerst worden ingegaan op de onderzochte praktijksituatie, namelijk de huidige regeling rond statiegeld. Daarna zal de afvalstoffenheffing worden besproken.

Statiegeld

Uit de bestudeerde literatuur zijn de volgende lessen te trekken met betrekking tot het statiegeldsysteem in Nederland:

- 1. Breid het huidige statiegeldsysteem uit naar flesjes en blikjes.** Uit de literatuur werd duidelijk dat er grote milieuvoordelen zijn verbonden aan statiegeldsystemen waarin blikjes en kleine drankflessen wel zijn meegenomen. Het is te verwachten dat de hoeveelheid straatafval zal dalen, de hoeveelheid gerecycled materiaal zal toenemen en de hoeveelheid gebruikte energie en uitgestoten broeikasgassen zullen afnemen. Op dit moment zijn deze ontwikkelingen in Nederland met het huidige statiegeldsysteem gaande, door uitbreiding van het systeem kunnen deze effecten worden vergroot.
- 2. Combineer het statiegeldsysteem met een belasting op *Virgin Materials*.** Het grootste probleem van het huidige statiegeldsysteem is het feit dat gerecycled petmateriaal nog 1,2 tot 1,8 maal duurder is om te produceren dan *virgin* petmateriaal. Om de netto kosten van het statiegeldsysteem te verminderen moet een belasting op *virgin materials* onderzocht worden. Door het instellen van een belasting op *virgin materials* wordt gebruik van *virgin* petmateriaal duurder gemaakt. Op deze manier wordt het aantrekkelijk voor verpakkingsbedrijven om gerecycled petmateriaal te gebruiken. Eventueel kan door een belasting op *virgin materials* petmateriaal zodanig aantrekkelijk worden gemaakt dat bedrijven het bereid zijn af te nemen boven de kostprijs. Op deze manier zou het statiegeldsysteem kostendekkend kunnen worden gemaakt. Daarnaast zou de omzetting van gerecycled petmateriaal in nieuwe petflessen, die nu naar schatting op 50% ligt, toe kunnen nemen.

- 3. Verwerk de maatschappelijke kosten van het statiegeldsysteem in de prijs door middel van een *non-refundable* bijdrage.** Door een gedeelte van het bij de prijs opgetelde statiegeld niet terug te geven bij inlevering van de plastic flessen kan het statiegeldsysteem kostendekkend worden gemaakt. Op deze manier kan meer draagvlak worden gecreëerd bij de uitvoerende producenten van drankenverpakkingen. Indien de overheid in de toekomst besluit bepaalde statiegeldsystemen zelf uit te gaan voeren, kan een dergelijke bijdrage ook op dit vlak interessant zijn. Daarnaast fungeert deze *non-refundable* bijdrage als een product charge, waardoor consumenten worden geconfronteerd met de werkelijke kosten van het aanschaffen van een dergelijk product.

Afvalstoffenbelasting

Uit de in deze scriptie bestudeerde theoretische literatuur en empirische onderzoeken zijn de volgende lessen te trekken met betrekking tot een belasting op afvalstromen in Nederland.

- 1. Hef de afvalstoffenbelasting op zowel verbranding als storting.** Om daadwerkelijk een vergroenend effect te behalen en aan te sturen op recycling, is het noodzakelijk dat beide schadelijke soorten van afvalverwerking worden belast. Op deze manier worden zowel het storten van afval en de verbranding ervan onaantrekkelijker gemaakt. Hierdoor zal de derde optie, recycling, vaker worden gekozen door bedrijven, wat een groot vergroenend effect met zich mee kan brengen.
- 2. Pas een vorm van *unit based pricing* toe.** Het belasten van de afvalverwerking (bij de afvalverwerkingbedrijven) heeft weliswaar als effect dat de hoeveelheid recycling zal toenemen, consumenten maken hierdoor nog geen betere keuzes. Om vermindering van de hoeveelheid afval en toename van de afvalscheiding door consumenten te bevorderen is een *unit based pricing* systeem nodig. Hiervoor kan het totale bedrag dat huishoudens moeten betalen aan afvalverwerking, inclusief de belasting, variabel gemaakt worden naar de hoeveelheid aangeboden afval. Het *unit based* maken van de afvalstoffenheffing bij bedrijven kent bovenstaand effect niet.
- 3. Differentieer het tarief en stel het op de kosten van de negatieve externaliteit.** Om de markt zo min mogelijk te verstoren moet het belastingtarief van de afvalstoffenheffing gelijk worden gesteld aan het bedrag in euro's dat overeenkomt met de waarde van de negatieve externaliteit. Een hogere belasting zou versturend werken, omdat actoren niet zullen uitkomen op de meest efficiënte keuze. Het tarief moet voor elke belaste verwerkingsmethode (storting, verbranding en verbranding met energierugwinning) apart worden vastgesteld om zo goed mogelijk de externe effecten in het economisch proces te internaliseren.

- 4. Hou rekening met export van afval.** Het effect van de voorgestelde afvalstoffenbelastingen op de export van afval is in deze scriptie niet onderzocht, echter is de verwachting gerechtvaardigd dat een afvalstoffenbelasting in Nederland ertoe zal leiden dat afval geëxporteerd zal worden naar landen die deze heffing niet kennen. Het is daarom van belang te overwegen de heffing zodanig te stellen dat de verwerkingskosten in Nederland inclusief de heffing de transportkosten van het afval en de kosten van verwerking in het buitenland gezamenlijk niet overstijgen. Daarnaast is het van belang op Europees niveau samen te werken en in zoveel mogelijk landen afvalstoffenheffingen in te stellen, op deze manier wordt export van afval binnen Europa geheel onaantrekkelijk gemaakt.
- 5. Ga illegale dumping en lozing van afval tegen.** Uit de economische theorie blijkt dat het grootste gevaar van een *unit based pricing system* de prikkel tot het illegaal lozen en verbranden van afval is. Om dit tegen te gaan moet het inzamelingsstelsel zo worden ontworpen dat dumping en lozing zeer wordt bemoeilijkt. Daarnaast is het noodzakelijk dat verdere beleidsmaatregelen worden genomen die deze praktijken tegengaan. Zonder dumping kan in de theorie met een *unit based pricing system* in combinatie met een afvalstoffenbelasting ter hoogte van de negatieve externaliteiten een optimum worden bereikt.
- 6. Stel budgettaire voordelen of verlichting van belasting op arbeid niet als doel bij de afvalstoffenheffing.** Indien belast wordt naar hoogte van de negatieve externaliteiten van de afvalverwerking zal de belasting maximaal enkele honderden miljoenen opleveren. Dit is onvoldoende om lastenverlichting op arbeid te kunnen doorvoeren. Het opgehaalde belastinggeld kan daarom beter gebruikt worden om de verschillende afvalsystemen (inzameling, belasting etc.) op te zetten en te stroomlijnen. Daarnaast zou de opbrengst gebruikt kunnen worden om recycling te subsidiëren (en dus de positieve externaliteiten van recycling in de prijs te verwerken). Eventueel zou de afvalstoffenheffing als onderdeel van alle milieuheffingen in Nederland wel kunnen zorgen voor een lastenverlichting, maar dit is, gezien de reikwijdte van dit onderzoek, hier onbekend.
- 7. Combineer de belasting met verschillende regelgeving om systemen te ontwikkelen die consumenten en bedrijven de juiste prikkels geven.** Naast het direct doorbelasten van de afvalstoffenheffing aan gezinnen en bedrijven, volgden uit de literatuur ook andere opties om de afvalstoffenheffing in vorm te geven. Echter bleek dat deze opties, het *deposit refund system*, de *product charges* en de *Extended Producer Responsibility*, als toegepast op de gehele afvalmarkt in Nederland, administratief onhaalbaar waren en waarschijnlijk veel minder vergroenende prikkels zouden veroorzaken dan in de theorie gesteld. Dit laatste met name door de geringe grootte van de belasting per eenheid product. Het is echter wel haalbaar dergelijke systemen toe

te passen op bepaalde producten of productgroepen die een significant deel van de afvalberg uitmaken, of op producten met een buitenproportionele milieulast. Gedacht kan bijvoorbeeld worden aan autowrakken, accu's, batterijen en textiel. Op deze manier kan optimaal geprofiteerd worden van de lessen uit de economische theorie, waarbij niet wordt ingeboet op administratieve haalbaarheid of uitvoerbaarheid.

Aanbevelingen

Om een afvalstoffenbelasting in Nederland in te kunnen voeren aan de hand van de lessen die getrokken kunnen worden uit de economische theorie is het van belang om op een aantal fronten in het bijzonder extra onderzoek te verrichten. Ten eerste is het van belang de waarde van de negatieve externaliteiten van de verschillende afvalverwerkingsmethoden te onderzoeken. Er zijn enkele onderzoeken beschikbaar die deze externe effecten hebben berekend, maar deze onderzoeken zijn relatief lang geleden geschreven (2004 en 2005), waardoor het onduidelijk is in hoeverre deze gegevens nog geactualiseerd moeten worden. Daarnaast liggen door de gebruikte onderzoeksmethoden de gegevens ver uiteen. Nieuw onderzoek is hiernaar dus vereist om een eventueel toekomstig belastingtarief te kunnen vaststellen.

Een andere belangrijke opmerking is dat bij het streven naar een circulaire economie in de literatuur vaak voorbij wordt gegaan aan het feit dat een optimaal niveau aan belastingheffing impliceert dat er ook een optimaal niveau aan recycling bestaat. De gedachte dat de situatie waarin al het afval wordt hergebruikt een economisch optimum is, berust dus op een misvatting. In dit kader is het van belang nader onderzoek te verrichten naar het optimale niveau van recycling. De Rijksoverheid kan de uitkomsten van dergelijke onderzoeken gebruiken bij de eigen recyclingdoelstellingen en de belastingtarieven van de afvalstoffenheffing kunnen hiernaar worden aangepast.

Als laatste is het van belang meer onderzoek te verrichten naar de praktische invulling van de *unit based pricing*. Aangezien dit stelsel een voorwaarde is voor het slagen van de aanbevolen afvalstoffenheffing is het belangrijk concrete invulling te geven aan dit systeem. Hoe zouden gemeenten het afval het beste bij huishoudens kunnen ophalen en hoe zouden deze hoeveelheden het beste kunnen worden geadmistreerd? Aangezien in meerdere gemeenten in Nederland dergelijke systemen zijn ingesteld, kan een inventarisatie worden gemaakt van welke systemen het meest effectief zijn.

Referenties

- Aalbers, R. & Vollebergh, H. (2008). An economic analysis of mixing wastes. *Environmental and Resource Economics*, 39, pp. 311-330.
- Algemeen Dagblad. (2016, May 30). Onderzoek naar statiegeld op kleine flesjes en blikjes. <http://www.ad.nl/nieuws/onderzoek-naar-statiegeld-op-kleine-flessen-en-blikjes~a9f0ff84/>.
- Bartelings, H. & Beukering, P., van, Kuik, O., Linderhof, V., & Oosterhuis, F. (2005). *Effectiveness of landfill taxation*. Amsterdam: Institute for Environmental Studies, Vrije Universiteit.
- Bel, G., Gradus, R. (2016). Effects of unit-based pricing on household waste collection demand: A meta-regression analysis. *Journal of Resource and Energy Economics*, 44, pp. 169-182.
- Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen. (2015, 27 May). <http://wetten.overheid.nl/BWBR0009094/2016-04-01>.
- Bovenberg, L., & Goulder, L. (2002). Chapter 23: Environmental Taxation and Regulation. In A. Auerbach, R. Chetty, M. Feldstein, & E. Saez, *Handbook of Public Economics* (pp. 1471-1545). Amsterdam: Elsevier.
- Braathen, N. (2009). Instrument Mixes for Environmental Policy: How Many Stones Should be Used to Kill a Bird? *International Review of Environmental and Resource Economics*, 1(2), pp. 185-235.
- Bruyn, S., de, Markowska, A., Jong, F., de & Blom, M. (2009). *Resource productivity, competitiveness and environmental policies*. CE Delft: Delft.
- Businesses and Environmentalists Allied for Recycling (BEAR). (2002). *Understanding Beverage Container Recovery, A Value Chain Assessment prepared for the Multi-Stakeholder Recovery Project*. Seattle: R.W. Beck.
- Centraal Bureau voor de Statistiek. (2016 April 7). Afvalbalans, Kerncijfers; Nationale Rekeningen. <http://statline.cbs.nl/Statweb/publication/?DM=SLNL&PA=83128ned&D1=0&D2=3-8&D3=a&HDR=T,G1&STB=G2&CHARTTYPE=0&VW=T>.
- Centraal Bureau voor de Statistiek. (2016 June 4). Gemeentelijke afvalstoffen; hoeveelheden. <http://statline.cbs.nl/Statweb/publication/?DM=SLNL&PA=7467&D1=1-78,92-93,128-142,153-162&D2=0&D3=a&HDR=G2&STB=G1,T&VW=T>.
- Centraal Bureau voor de Statistiek. (2015). *Elektriciteit in Nederland*. Den Haag: Centraal Bureau voor de Statistiek.
- CE Delft. (2013). *Onderzoek naar heffingen ter bevordering van selectieve inzameling en recyclage van bedrijfsafval*. Mechelen: Danny Wille.
- CE Delft. (2014). *Evaluatie Landelijk Afvalbeheerplan (LAP) 1 en 2*, Delft: CE Delft.
- CE Delft. (2014). *Kosten statiegeldsystemen voor grote PET-flessen*. Delft: CE Delft.
- DEFRA. (2011). *The Economics of Waste and Waste Policy*. Londen: Department for Environment, Food and Rural Affairs.

- Dewey, J., Denslow, D., Chavez, B., Romero, H. & Holt, L. (2011). *Analysis of a Florida Beverage Container Deposit Refund System*. Gainesville: University of Florida.
- Dijkgraaf, E. & Gradus, R. (2014). Efficiency effects of unit-based pricing systems and institutional choices of waste collection, *Journal of Environmental and Resource Economics*, 61, pp. 641-667.
- Dijkgraaf, E. & Vollebergh, H. (2004). Burn or bury? A social cost comparison of final waste disposal methods. *Journal of Ecological Economics*, 50, pp. 233-247.
- Dinan, T. (1993). Economic Efficiency Effects of Alternative Policies for Reducing Waste Disposal. *Journal of Environmental Economics and Management*, 25, pp. 242-256.
- Europese Commissie, DG Milieuzaken. (2000). *A Study on the Economic Valuation of Environmental Externalities from Landfill Disposal and Incineration of Waste, Final Main Report*. Brussel: Europese Commissie.
- Europese Unie. (2008). *Waste Framework Directive*. Brussel: Europees Parlement.
- Eshet, T., Ayalon, O., & Shechter, M. (2005). A critical review of economic valuation studies of externalities from incineration and landfilling. *Waste management & research*, 23, pp. 487-504.
- Eshet, T., Ayalon, O., & Shechter, M. (2006). Valuation of externalities of selected waste management alternatives: a comparative review and analysis. *Resources, conservation and recycling*, 46, pp. 335-364.
- Ferguson, N., (2011). *Civilisation, The West and the Rest*. London: Penguin Books.
- Fullerton, D., Leicester, A. & Smith, S. (2008). *Environmental Taxes*. Oxford: Institute for Fiscal Studies.
- Fullerton, D. & Kinnaman, T. (1993) Garbage, Recycling and Illicit Burning and Dumping. *NBER Working Paper Series*, 4373. pp. 1-13.
- Fullerton, D., Leicester, A. & Smith, S. (2010). Environmental Taxes. In Fiscal Studies (Ed.). *Mirrlees Review: Dimensions of Tax design*. (pp. 423-547). Oxford: Oxford University Press.
- Frank, R. H. (2010). *Microeconomics and behaviour, eight edition*. New York: McGraw-Hill.
- Hanemaaijer, A., Rood, T. & Kruitwagen, S. (2014). *Opties voor een afvalstoffenbelasting*. Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (2016). *Climate Change 2016, Synthesis Report*. New York: Verenigde Naties.
- Jenkins, R., Martinez, S., Palmer, K. & Podolsky, M. (2003). The Determinants of Households Recycling: A Material Specific Analysis of Recycling Program Features and Unit Pricing, *Journal of Environmental Economics and Management*, 45, pp. 294-318.
- Kennisinstituut Duurzaam Verpakken & CE Delft. (2016). *Factcheck Plastic Recycling*. Den Haag: Kennisinstituut Duurzaam Verpakken.

- Kosonen, K. & Nicodème, G. (2009). The Role of Fiscal Instruments in Environmental Policy, *CESifo Working Paper Series*, 2719, pp. 1-31.
- KRA. (2008). Kaderrichtlijn afvalstoffen, Richtlijn 2008/98/EG
- Lansink, A. (2014 September 9). Ladder van Lansink. http://www.adlansink.nl/?page_id=2.
- Lipsey, R. & Lancaster, K. (1956). The General Theory of Second Best, *Review of Economic Studies*, 24(1), pp. 11-32.
- Mansveld, W. (2013). *Van Afval Naar grondstof, bijlage bij Invulling programma Van Afval Naar Grondstof*. Den Haag: Ministerie van Infrastructuur en Milieu.
- Mansveld, W. (2014). *Besluitvorming vrijgeven statiegeld*. Den Haag: Ministerie van Infrastructuur en Milieu.
- Ministerie van Infrastructuur en Milieu. (2013). *Nederlands afval in Cijfers, 2006-2010*. Utrecht: Rijkswaterstaat & Leefomgeving.
- Ministerie van Infrastructuur en Milieu. (2014). *Invulling programma Van Afval Naar Grondstof, bijlage Van Afval Naar Grondstof - uitwerking van de acht operationele doelstellingen*. Utrecht: Rijkswaterstaat & Leefomgeving
- Ministerie van Infrastructuur en Milieu. (2015). *Samenstelling van het huishoudelijk restafval, sorteeraanlyses 2014, gemiddelde driejaarlijkse samenstelling 2013*. Den Haag: Ministerie van Infrastructuur en Milieu.
- Ministerie van Infrastructuur en Milieu (2016 June 5). Afvalmonitor Databank. http://afvalmonitor.databank.nl/Jive/Jive?cat_open=landelijk%20niveau/Samenstelling%20van%20huishoudelijk%20restafval.
- Monier, V., Hestin, M., Cavé, J., Laureysens, I., Watkins, E., Reisinger, H. & Porsch, L.. (2014). *Development of Guidance on Extended Producer Responsibility (EPR), Final Report*. Europese Commissie: Brussel.
- Recycling Netwerk (2016). *Recycling en preventie van huishoudelijk afval*. Emst: Recycling Netwerk.
- Rijksoverheid. (2016). *Financieel Jaarverslag van het Rijk 2015*. Den Haag: Rijksoverheid.
- Rijksoverheid. (2017). *Miljoenennota 2017*. Den Haag: Rijksoverheid.
- Rosen, H. S., & Gayer, T. (2010). *Public Finance (Ninth edition ed.)*. New York: McGraw Hill.
- Rouwmaat Groep (2017 May 23). Tarieven afvalverwerking. <http://www.rouwmaat.nl/afval/item/tarieven-afvalverwerking>.
- Sandee, R. (2016 June 2). Afvalstoffenbelasting bezorgt Wiebes hoofdpijn. <http://www.sconline.nl/nieuws/afvalstoffenbelasting-bezorgt-wiebes-hoofdpijn>.
- Sandmo, A. (1976). Direct Versus Indirect Pigovian Taxation. *European Economic Review* 7, pp. 337-349.
- Schlöb, R. (2003). The Double Dividend Hypothesis of Environmental Taxes: A survey. *FEEM Working paper 60.2003*.

- Simons, J., Demunster, M. & Audenaerde, J., van, den. (2010). *Hergebruik van industriële restmaterialen: toepassingen binnen de interieur- en meubelsector*. Antwerpen: Lessius.
- Smulders, S. & Vollebergh, H. (2015 February 10). Choosing corrective taxes in the presence of administrative cost. <http://www.webmeets.com/files/papers/eaere/2015/983/Corr26%202015%2002%2010.pdf>.
- Stiglitz, J. & Rosengard, J. (2000). *Economics of the Public Sector*. New York & Londen: W.W. Norton & Company.
- Thoden, E., Velzen, van, H. & Bos-Brouwers, H. (2012). *Analyse Nederlands statiegeld systeem voor PET flessen, studie naar kosten, materiaalgebruik en energiegebruik van het Nederlandse statiegeldsysteem voor frisdrank- en waterflessen*. Wageningen: Wageningen UR Food & Biobased Research.
- Turner, R., Powell, J. & Craighill, A. (1996). Green Taxes, Waste Management and Political Economy. *CSEERGE Working Paper, WM 96-03*.
- TXP. (2013). *Potential Economic Impact of a Texas Container Recycling Program*. Austin: TXP. University of Maryland Environmental Finance Center. (2012). Uncapping the Pros and Cons of a Bottle Deposit Program. *The Abell Report, (25)2*, pp. 1-11.
- University of Maryland Environmental Finance Center. (2011). *Impact Analysis of a Beverage Container Deposit Program in Maryland*. University of Maryland: Campus Grounds.
- Verenigde Naties. (1997). *Glossary of Environment Statistics*. New York: United Nations.
- Verenigde Naties. (1989). *Basel Convention on the Control of Transboundary Movements of Hazardous Wastes and Their Disposal*. Basel: UNEP.
- Vollebergh, H. (2012). *Milieubelastingen en groene groei*. Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- Ministerie van VROM. (2010). *Landelijk afvalbeheerplan 2009-2021, Naar een materiaalketenbeleid*. Den Haag: Ministerie van VROM.
- Waste economics team, Defra. (2012). *The economics of waste and waste policy*. London: Department for environment, food and rural affairs.
- Werkgroep afvalstoffenbelasting. (2009). *Tariefstructuur afvalstoffenbelasting. Onderzoek naar de mogelijkheden van een herziening van de tariefstructuur van de afvalstoffenbelasting*. Den Haag: Werkgroep afvalstoffenbelasting.
- Wet milieubeheer. (2016 May 25). <http://wetten.overheid.nl/BWBR0003245/2016-04-14#Hoofdstuk10>.
- Wet belastingen op milieugrondslag. (2016 May 5). <http://wetten.overheid.nl/BWBR0007168/2016-05-01>.
- Wiebes, E. (2016). *Afvalstoffenbelasting; stand van zaken heffing bij export en vrijstelling zuiveringslib*. Den Haag: Ministerie van Financiën.
- White, S. (2001). *Independent Review of Container Deposit Legislation in New South Wales*. Sydney: University of Technology Sydney.