



FISCALE VERGROENING: BELASTINGVERSCHUIVING VAN ARBEID NAAR GRONDSTOFFEN, MATERIALEN EN AFVAL

Verkenning van belastingen voor het stimuleren van
de circulaire economie

Milieubelastingen en Groene Groei Deel IV

Herman Vollebergh (eindredactie), Justin Dijk, Eric Drissen,
Hans Eerens en Hendrik Vrijburg

9 november 2017

PBL

Fiscale vergroening: belastingverschuiving van arbeid naar grondstoffen, materialen en afval

Verkenning van belastingen voor het stimuleren van de circulaire economie

© PBL Planbureau voor de Leefomgeving
Den Haag, 2017
PBL-publicatienummer: 2853

Auteurs

Herman Vollebergh (eindredactie) Justin Dijk, Eric Drissen, Hans Eerens en Hendrik Vrijburg

Contact

Herman Vollebergh (herman.vollebergh@pbl.nl)

Supervisie

Frank Dietz

Met dank aan

Speciale dank gaat uit naar onze collega's van het PBL: Frank Dietz, José Potting en Aldert Hanemaaijer, en van het CPB: Gerbert Romijn. Daarnaast hebben we ook geprofiteerd van de inzichten en het commentaar van de leden van de Commissie Duurzame Ontwikkeling (DUO) van de SER en van onze Klankbordgroep, waaronder diverse beleidsambtenaren van de ministeries van Financiën, Economische Zaken en Infrastructuur en Milieu. Verder danken we medewerkers van het Centraal Bureau voor de Statistiek en het Afvalfonds Verpakkingen.

Redactie figuren

Beeldredactie PBL

Eindredactie en productie

Uitgeverij PBL

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: Vollebergh, H et al. (2017), *Fiscale vergroening: belastingverschuiving van arbeid naar grondstoffen, materialen en afval*, Den Haag: PBL

Het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) is het nationale instituut voor strategische beleidsanalyse op het gebied van milieu, natuur en ruimte. Het PBL draagt bij aan de kwaliteit van de politiek-bestuurlijke afweging door het verrichten van verkenningen, analyses en evaluaties waarbij een integrale benadering vooropstaat. Het PBL is vóór alles beleidsgericht. Het verricht zijn onderzoek gevraagd en ongevraagd, onafhankelijk en wetenschappelijk gefundeerd.

Inhoud

Samenvatting	5
1 Inleiding	12
1.1 Doel van deze studie	13
1.2 Afbakening	14
1.3 Leeswijzer	16
2 Belastingen en de circulaire economie	17
2.1 Welvaartstheoretisch kader: Grondstoffen en circulaire economie	17
2.2 Grondstoffen, materialen, afval en milieuschade in het economisch proces	20
2.3 Marktfalen in relatie tot de circulaire economie	22
2.3.1 Fase 4: Afvalverwerking	22
2.3.2 Fase 3: Eindgebruik producten	25
2.3.3 Fase 2: Verwerking grondstof tot materiaal en eindproduct	27
2.3.4 Fase 1: De winning van grondstoffen	29
2.4 Belastingen en het streven naar een circulaire economie	31
2.4.1 Fiscale vergroening voor het groene doel	32
2.4.2 Vormgeving groene belasting	32
2.4.3 Fase 4: Afvalverwerking	34
2.4.4 Fase 3: Eindgebruik producten	36
2.4.5 Fase 2: Verwerking grondstof tot materiaal en eindproduct	38
2.4.6 Fase 1: Winning van grondstoffen	41
2.5 Naar een praktisch uitvoerbare evaluatie	42
3 Grondstoffen, afval en emissies in Nederland	44
3.1 De vele dimensies van de circulaire economie en milieuschade	44
3.2 Grondstoffen, materialen en afval in verschillende fases	48
3.2.1 Fase 1: Winning van grondstoffen	48
3.2.2 Fase 2: Verwerking grondstof tot materiaal en eindproduct	51
3.2.3 Fase 3: Eindgebruik producten	56
3.2.4 Fase 4: Afvalverwerking en recycling	57
3.3 Milieudruk van grondstoffen, materialen en afval	63
3.3.1 Fase 1: Winning van grondstoffen	63
3.3.2 Fase 2: Verwerking grondstof tot materiaal en eindgebruik	64
3.3.3 Fase 3: Eindgebruik product	65
3.3.4 Fase 4: Afvalverwerking	66
3.3.5 Milieuschade stroomopwaarts in de keten	69
3.4 Het belang van recycling	72
4 Milieuschade van grondstoffen, materialen en afval in Nederland	76
4.1 Input-outputanalyse van grondstoffen, materialen en afval	76
4.2 Productgroepen en fysieke milieuschade in Exiobase	79
4.2.1 Selectie van productgroepen	79

4.2.2 Milieuschade in Exiobase	82
4.3 Monetarisering milieuschade	84
4.3.1 Uitgangspunten schaduwprijsberekeningen	84
4.3.2 Mondiale milieuschade en achterliggende oorzaak	86
4.4 Milieuschade door materialen, eindproducten en afval in Nederland	92
4.4.1 Fase 1: Milieuschade door de winning van grondstoffen	92
4.4.2 Fase 2a: Milieuschade door verwerking van grondstoffen en materialen	93
4.4.3 Fase 2b: Milieuschade van in Nederland vervaardigde eindproducten	97
4.4.4 Fase 4: Milieuschade door afval	100
4.5 Onzekerheden met betrekking tot de berekende milieuschade	101
5 Belastingen op grondstoffen, materialen en afval in Nederland	108
5.1 Milieubelastingen en milieuheffingen op grondstoffen, materialen en afval	108
5.1.1 Milieubelastingen van het Rijk	109
5.1.2 Milieubestemmingsheffingen	113
5.1.3 Overzicht	115
5.2 Grondslagen en tarieven belastingen op energie	115
5.3 Grondslagen en tarieven belastingen en heffingen op specifieke producten	119
5.4 Grondslagen en tarieven van aan afval gerelateerde belastingen en heffingen	121
6 Evaluatie van beleidsaspiraties voor groene belastingen	125
6.1 Fase 1: Winning van grondstoffen	125
6.1.1 Milieuschade door winning in Nederland	125
6.1.2 Milieuschade ontstaan bij winning in het buitenland	126
6.2 Fase 2: Verwerking van grondstoffen tot materialen en eindproducten in Nederland	127
6.2.1 Waarop en waar heffen in de keten	127
6.2.2 Belastinggrondslag en tarief	130
6.2.3 Mitigeren van verplaatsingsrisico's en de energietransitie	131
6.3 Fase 3: Het gebruik van eindproducten	132
6.4 Fase 4: Afvalverwerking en recycling	135
6.4.1 Het aanbod van afval door huishoudens en bedrijven	136
6.4.2 Afvalverwerking en recycling	136
6.5 Conclusie	138
Literatuur	140
Appendix A Energieverbruik in Nederland	148
Appendix B Productgroepen in Exiobase	150
Appendix C Schaduwrijzen	151
Appendix D Milieuschade landgebruik	155
Appendix E Recycling- en beheerbijdragen in detail	158

Samenvatting

In de discussie van de afgelopen jaren over de belastingherziening is de verschuiving van de belastinggrondslag van arbeid naar consumptie en duurzaamheid één van de centrale thema's. Vaak wordt in dit kader gesuggereerd om de grondslag van de milieubelastingen te verbreden naar het gebruik van grondstoffen en materialen en met de opbrengsten daarvan de belastingen op arbeid te verlagen. Zo'n verbreding van de milieubelastinggrondslag zou dan, door het duurder maken van grondstoffen, tegelijk kunnen bijdragen aan realisering van de doelstellingen van het Rijksbrede programma Circulaire Economie (CE) dat gericht is op het efficiënter gebruik van grondstoffen.

Zoals eerder betoogd door het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) is het verschuiven van belastingopbrengsten van arbeid naar consumptie en duurzaamheid geen doel op zich (zie bijvoorbeeld Vollebergh et al. (2016)). Groene of milieubelastingen zijn er in beginsel om bij te dragen aan groene doelstellingen, terwijl belastingopbrengsten in beginsel het beste door andere belastingen kunnen worden gegenereerd. De verbreding van de milieubelastingen naar grondstoffen en materialen heeft in deze zienswijze primair tot taak marktfalen te corrigeren in het geval dat marktprijzen de schaarsteverhoudingen niet goed weerspiegelen.

Grondstoffengebruik, schaarste en milieuschade: het falen van de markt

Doorgaans leidt grondstoffengebruik tot twee problemen: schaarste en milieudruk. Afgezien van geopolitieke omstandigheden (zie Prins et al. 2011), lijkt schaarste op grondstoffenmarkten geen wezenlijk maatschappelijk probleem. Veel grondstoffen zijn momenteel niet echt schaars en kunnen vaak door andere worden vervangen. Bovendien is het al of niet schaars zijn van een grondstof op zichzelf geen reden voor de overheid om in te grijpen. Wel kunnen in samenhang met schaarste uitdagingen ontstaan voor het bedrijfsleven; wanneer de levering van een specifieke grondstof onzeker wordt, moet een bedrijf tijdig zijn productieproces hierop aanpassen. Er kan een rol zijn voor de overheid in het ondersteunen van het bedrijfsleven bij het aanpakken van deze uitdagingen, maar waarschijnlijk kan het bedrijfsleven dit ook zelf.

Anders dan bij schaarste heeft de overheid bij milieudruk wel een duidelijke verantwoordelijkheid. Grondstoffengebruik gaat in veel gevallen vroeg of laat gepaard met milieuvervuiling en de overheid heeft een belangrijke rol in het beschermen van de leefomgeving. Denk bij milieuvervuiling aan de productie van ijzer of staal, aluminium en plastics waarvan de grondstoffen niet schaars zijn, maar waarvan het gebruik wel gepaard gaat met milieuschade in de hele keten, van winning tot afval. En het is juist die milieuschade, zoals de emissie van broeikasgassen of luchtverontreinigende stoffen, die niet goed in marktprijzen is verdisconteerd. Deze gebrekkige werking van de markt ten aanzien van een schoon milieu wordt wel marktfalen genoemd.

Heffen van milieubelastingen – maar op welke grondslag?

Met milieubelastingen is bovengenoemd marktfalen in beginsel te corrigeren; door een groene belasting neemt de prijs van de vervuilende productie en consumptie toe en krijgt de vervuiling een prijs. Hierdoor zal de vervuilende productie naar verwachting in omvang afnemen. Daardoor leidt een belasting die corrigeert of reguleert vaak ook tot lagere belastingopbrengsten, zij het meestal pas op termijn (Vollebergh 2014). Deze correctie van marktfalen kan overigens ook op andere manieren gebeuren, zoals met standaarden in vergunningen.

De vraag die in deze studie centraal staat is of en in hoeverre er in Nederland concrete beleidsopties in het grondstoffendomein te vinden zijn die kunnen bijdragen aan verdere 'fiscale vergroening'. We laten zien welke grondslagen voor belastingheffing zich in dit kader aandienen. Met andere woorden: waar in de productie- en consumptieketen ligt het voor de hand om (milieu)belasting te heffen.

Daarvoor is het nodig voor de Nederlandse economie de milieuschade in kaart te brengen; de schade die gepaard gaat met het grondstoffen- en materialenverbruik in de hele productie- en consumptieketen (van winning tot afval). Het volgen van grondstoffen in de economie en het inzichtelijk maken van waar in de keten welke milieudruk precies ontstaat, vereist een complexe analyse. Het gaat om veel grondstoffen en materialen op heel veel verschillende plaatsen in diverse ketens in binnen- en buitenland met heel veel verschillende milieuaspecten. Bovendien is Nederland een open economie waardoor op al die plaatsen in de keten sprake is van import en export van zowel grondstoffen, materialen, halffabricaten, eindproducten als afval.

De schade aan het milieu is in deze studie overigens uitdrukkelijk breder gedefinieerd dan alleen de milieuschade door CO₂-emissies, en omvat alle schadelijke emissies naar lucht, water en bodem, alsmede de aantasting van natuur. Met de lokale effecten van de winning en (over)exploitatie van natuurlijke hulpbronnen, zoals (open) mijnbouw en de kap van tropisch regenwoud, kon echter slechts beperkt rekening worden gehouden.

Om de milieuschade in de hele productie- en consumptieketen in kaart te kunnen brengen, maken we in deze studie onderscheid in vier fasen van de keten:

- 1) Grondstoffenwinning;
- 2) Bewerking van grondstoffen tot bruikbaar materiaal of halffabricaat en tot eindproduct;
- 3) Gebruik eindproduct (inclusief reparatie, en hergebruik via tweedehandsmarkt);
- 4) Finale afvalfase oftewel eindverwerking (storten, verbranden, dumpen of recyclen).

In elke fase is sprake van afval en milieuschade door emissies van verontreinigende stoffen. Deze schadelijke emissies ontstaan door en na het gebruik van grondstoffen en materialen in combinatie met energieverbruik. De focus ligt in deze studie op het gebruik van mineralen (metaalertsen, gesteenten en dergelijke) en fossiele grondstoffen. Daarnaast is biomassa alleen meegenomen als grondstof voor materialen en eindproducten en niet als grondstof voor voedsel of energie.

Met behulp van een Multi Regionaal Input-Output-model (Exiobase) hebben we van een groot aantal grondstoffen, materialen, eindproducten en afvalproducten de milieuschade bepaald. De fysieke milieuschade in de verschillende schakels van de productieketen is gewaardeerd aan de hand van de meest recente schaduw prijzen, dat wil zeggen prijzen die de waarde van die schade in geld uitdrukken. Op basis van deze berekeningen is een beschrijvende analyse gemaakt van de verdeling van de totale milieuschade over de verschillende schakels in de productieketens van materialen, eindproducten en afvalproducten die in Nederland worden gemaakt.

Grondstoffengebruik en milieuschade door de Nederlandse economie – algemene conclusies

Voor de productie in Nederland worden grondstoffen gebruikt van over de hele wereld. Hoe groot is de milieuschade die gepaard gaat met het gebruik van die grondstoffen?

- De met Exiobase berekende totale milieuschade als gevolg van productie in Nederland bedraagt naar schatting zo'n 38 miljard euro in 2007.

- Het overgrote deel van deze directe milieuschade als gevolg van productie in Nederland, zo'n 90 procent, is gekoppeld aan de fase waarin grondstoffen worden verwerkt tot bruikbaar materiaal of halffabricaat en tot eindproduct (42 procent) en de opwekking en het gebruik van energie bij verkeer en vervoer (51 procent) die vaak ook samenhangt met productie. De milieuschade door winning van grondstoffen (6 procent) en in de afvalfase (1 procent) is beperkt. In de gebruiksfase is de milieuschade ook nog fors, maar grotendeels beperkt tot het verbruik van energie (elektriciteit en aardgas) en vervoersdiensten (minerale oliën). De milieuschade in de consumptiefase is beperkt en vooral gerelateerd aan de verbranding van (fossiele) energieproducten (elektriciteit en vervoersdiensten).
- De schade door de uitstoot van CO₂ is slechts een deel van de in deze studie berekende totale milieuschade. Vaak is de schade door luchtverontreiniging door bijvoorbeeld fijnstof, stikstofoxiden en ammoniak (veel) groter; in Nederland is gemiddeld 70 procent van de milieuschade luchtverontreiniging. Het verdient dus aanbeveling om deze integraal mee te nemen in beleidsevaluaties omdat de baten van de reductie van luchtverontreiniging voor een veel groter deel dan die van de reductie van CO₂-emissies, direct toevallen aan Nederland zelf. De schade door emissies naar water en bodem leggen minder gewicht in de schaal. Wel is de onzekerheid rond deze berekeningen aanzienlijk, onder andere vanwege verschillen in de monetaire waardering van de schade.
- Voor sommige in Nederland geproduceerde materialen is de milieuschade over de hele productieketen erg groot ten opzichte van de productiewaarde: voor ijzer en staal is de berekende milieuschade jaarlijks zelfs groter dan de productiewaarde (bijna 135 procent) en dat geldt ook voor de productie van stikstof voor de kunstmestindustrie waar de milieuschade zelfs 4 keer zo groot is als de productiewaarde (400 procent). Het beprijzen van de totale mondiale milieuschade in de Nederlandse sector zal dus hoogstwaarschijnlijk een grote invloed hebben op de kosten van geproduceerde eindproducten. Hierbij dient wel opgemerkt te worden dat de onzekerheid omtrent deze bedragen aanzienlijk is (rond 50 procent); ze geven dus een ordegrootte aan.

Grondstoffengebruik en milieuschade door de Nederlandse economie – nadere conclusies in relatie tot circulaire economie en energietransitie

We zoomen hier nog wat nader in op bovenstaande conclusies om meer grip te krijgen op de fase waarin en de bronnen waarbij de milieuschade ontstaat. Daar zijn immers mogelijk ook de aangrijpingspunten voor het beleid te vinden.

- Veel van de milieuschade in Nederland die is gerelateerd aan grondstoffengebruik is verbonden aan de inzet van fossiele grondstoffen, met name in de basisindustrie zoals in de chemische industrie, ijzer- en staalproductie, plastic- en kunstmestproductie. De hiermee gepaard gaande schade blijft niet beperkt tot verbrandingsemissies van fossiele brandstoffen, maar heeft evenzeer betrekking op verbruik als grondstof en andere, aan deze productie gerelateerde (vervuilende) activiteiten in binnen- en buitenland. Hierbij kan gedacht worden aan kolen bij de productie van ijzererts (duaal gebruik) of olieproducten bij de productie van plastics (feedstock).
- Voor de verwerking van grondstoffen en materialen wordt vaak veel (fossiele) energie gebruikt. Bij het productieproces ontstaat hierdoor zowel milieuschade door emissies die puur vrijkomen door verbranding, als milieuschade door dit hiervoor genoemde andere verbruik van fossiele energie. Verbranding is gemiddeld over de vier verschillende fasen verantwoordelijk voor een kleine 82 procent van de milieuschade in Nederland. In de productiefase is het aandeel door dat andere verbruik

veel groter. Dat is met name het geval bij de productie van metalen materialen, zoals ijzer en staal, aluminium, koper en lood, zink en tin. Maar ook bij de productie van stikstof in de kunstmestindustrie en bij de productie van diverse chemische materialen en producten is het aandeel van de milieuschade door ander verbruik hoger. Beide vormen van milieuschade zijn vaak complementair. Zowel de milieuschade door verbrandingsemissies als de milieuschade door het gebruik als grondstof in productieprocessen, wordt momenteel niet adequaat geprijsd.

- Wanneer bij de productie van eindproducten gerecyclede materialen worden gebruikt, is daar vaak substantieel minder energie voor nodig dan bij gebruik van nieuwe materialen of grondstoffen. Het beter prijzen van milieuschade door energiegebruik zou dan vanzelf leiden tot meer recycling en hergebruik. De milieuwinst is groter naarmate de gerecyclede stromen van hogere kwaliteit en dus zuiverder zijn. Het prijzen van de milieuschade door energiegebruik gaat hierdoor gelijk op met de beleidsdoelen voor de circulaire economie die zijn gericht op de positieve effecten van recycling. Bij een ander deel van het circulaire-economiebeleid sluit deze milieubeprijzing echter minder aan – de discussie over beschikbaarheid van kritische materialen, of andere duurzaamheidsdimensies van grondstoffenwinning in het buitenland.
- Een betere beprijzing van de milieuschade leidt vanwege de complementariteit met fossiele grondstoffen eveneens tot een meekoppeling met de doelen voor de Energietransitie. Daarbij is het dan wel van belang om een bredere beprijzing van fossiele grondstoffen te realiseren dan alleen verbrandingstoepassingen. Dus ook het gebruik van fossiele grondstoffen voor de fabricage van ijzererts, kunstmest en plastics vergt een betere beprijzing vanwege de milieuschade die dat veroorzaakt. Hierbij blijkt de milieuschade veel groter in omvang dan alleen de emissies van broeikasgassen. Vaak is de milieuschade door luchtverontreiniging zelfs groter dan de schade door de uitstoot van broeikasgassen.

Belastingen op grondstoffen – algemene conclusies

De berekende milieuschade die wordt veroorzaakt door grondstoffengebruik voor en in de Nederlandse economie is nu niet of onvoldoende geprijsd. Met belastingen zijn de milieuprijzen in beginsel te corrigeren. Wat kunnen we nu verder concluderen over het heffen van milieubelastingen in het grondstoffendomein; waar in de productieketen kan die corrigerende belasting geheven worden en wat is dan de precieze grondslag van zo'n belasting?

- Met fiscale vergroening richt het beleid zich in eerste instantie op het prijzen en ontmoedigen van vuile processen en producten. Dat kan alleen als hiervoor een belastinggrondslag is te definiëren en de uitvoeringskosten van de milieubelasting relatief beperkt blijven. Wanneer dat niet het geval is, is een gunstig fiscaal tarief (subsidie) voor relatief schone alternatieven mogelijk doelmatig, mits dit gepaard gaat met lagere uitvoeringskosten en er een duidelijk afgebakende grondslag gedefinieerd kan worden waarvoor dit gunstige tarief (of deze subsidie) geldt.
- Beleid gericht op het behalen van de doelen voor een circulaire economie, bijvoorbeeld het grondstoffenakkoord, probeert grondstoffengebruik terug te dringen. Het prijzen van milieuschade door fiscale vergroening zorgt voor prijsprikkels overeenkomstig de schaarsteverhoudingen, inclusief de schaarste aan een (voldoende) schoon milieu, omdat het gebruik van milieuschadelijke grondstoffen er duurer door wordt. Hierdoor prikkelt fiscale vergroening grondstofgebruikers tot het reduceren van het meest schadelijke grondstofgebruik. Dit zorgt ervoor dat de uitvoering van bijvoorbeeld het grondstoffenakkoord, een groter milieueffect zal sorteren.

- Een betere beprijzing van de milieuschade, die ontstaat door het energetisch verbruik – verbranding – en door het niet-energetisch verbruik van fossiele grondstoffen, zorgt zowel voor een vermindering van de directe milieuschade als voor een toename van het hergebruik van grondstoffen en materialen. Als bijvoorbeeld de inzet van ruwe kolen bij de productie van ijzererts duurder wordt door een beprijzing van de daarbij vrijkomende emissies, zal recycling aantrekkelijker worden omdat daarmee energie – en dus emissies en geld – kunnen worden bespaard.
- De milieuschade die bij de grondstofwinning (*fase 1*) ontstaat, is in Nederland zeer beperkt. Fase 1 biedt dan ook weinig aanknopingspunten voor een effectieve belastinggrondslag, met name ook omdat het beprizen van milieuschade die bij winning in het buitenland ontstaat niet uitvoerbaar lijkt.
- Het ligt eerder voor de hand om de milieuschade die in de productiefase (*fase 2*) ontstaat te gaan belasten. Daarbij is het in de regel effectiever om de schade die verderop in deze fase ontstaat eerder te beprizen met een belasting op de inputs van het productieproces (bijvoorbeeld door de fossiele brandstof die nodig is voor de bewerking van grondstoffen of de grondstof zelf te beprizen), dan om schade die eerder in de keten ontstaat later te beprizen (zoals met een belasting op het eindproduct die tot doel heeft de milieuschade bij productie te beprizen). Een belastingprikkel van een gegeven omvang heeft een groter milieueffect wanneer deze aangrijpt op een input dan wanneer een belastingprikkel van dezelfde omvang aangrijpt op het met deze input geproduceerde product. In het tweede geval wordt de producent namelijk niet geprikkeld om over te gaan op andere productiemethoden.
- Belastingen op de aanschaf van eindproducten door consumenten (*fase 3*) zijn in het algemeen vanwege hetzelfde argument weinig effectief voor het beprizen van milieuschade. In het verlengde hiervan zijn ook positieve stimulansen via subsidies en verlaagde tarieven voor reparatiediensten (bijvoorbeeld binnen de btw) weinig effectief, en nadrukkelijk minder effectief dan een aanschafbelasting op eindproducten. Beprizen van milieuschade is niet hetzelfde als een schoon alternatief stimuleren. Een aanschafbelasting sluit dan dicht aan bij de daadwerkelijke milieuvervuiling, verlengt ook de levensduur van producten, en maakt vervuilende consumptie duurder. Een positieve stimulans voor schone alternatieven heeft deels hetzelfde effect, maar maakt consumptie in zijn algemeenheid goedkoper, wat milieuvervuilend werkt.
- Aanschafbelastingen op eindproducten kunnen wel nuttig zijn wanneer specifieke producten erg vervuilend zijn bij gebruik of afdanken, en overheidsbeleid deze vervuiling niet goed kan reguleren op het moment van gebruik of afdanken. Dit geldt bijvoorbeeld voor batterijen, kunstmest, maar waarschijnlijk ook voor auto's.
- Een belasting op de verwerking van afval (*fase 4*) waarbij de milieuschade wordt beprijsd is zonder meer op zijn plaats omdat in de afvalfase milieuschadelijke emissies relatief eenvoudig kunnen worden beprijsd. De grondstoffen en materialen die zijn verwerkt in producten, veroorzaken milieuschade bij de verwerking van afval. Aangezien die over het algemeen niet beprijsd is bij productie, en het open karakter van de Nederlandse economie dit ook in de toekomst bemoeilijkt, is het van belang dat de emissies worden beprijsd bij de afvalverwerking.

Belastingen op de grondstoffen – nadere conclusies

Hoe zijn deze algemene conclusies te vertalen naar concrete grondslagen en belastingen in de productie- en consumptieketen?

- De milieuschade van de verbrandingsemissies door energieverbruik kan het beste belast worden via de *reeds bestaande belastingen op energie*. Ook in relatie tot de productie van eindproducten en zelfs het gebruik daarvan is juist deze milieuschade

verreweg het grootst. Veel van het fossiele grondstoffenverbruik in de productiefase, zoals kolen voor productie van ijzererts en aardolie en aardgas voor plasticproductie en kunstmest, is momenteel echter vrijgesteld.

- De milieuschade die veroorzaakt wordt door ander vervuilend materialenverbruik van energiedragers – fossiele brandstoffen als grondstof voor de productie van bijvoorbeeld plastics – wordt nu helemaal niet belast. Daardoor brengen de prijsverhoudingen de schaarsteverhoudingen onjuist in beeld en kiezen bedrijven en consumenten een product op basis van verstoorde informatie.
- In totaal valt momenteel 45 procent van het fossiele energieverbruik buiten de belastinggrondslag van de in Nederland van toepassing zijnde belastingen op energie (met name Energiebelasting en de Accijnzen op Minerale Olie). Dit fossiele energieverbruik veroorzaakt echter wel substantiële milieuschade.
- Wanneer een fossiele brandstof direct als grondstof wordt ingezet, kan met aanpassingen van de bestaande belastingen op energie tegen betrekkelijk geringe uitvoeringskosten al veel van de veroorzaakte milieuschade worden beprijsd. Wel zijn aanpassingen nodig in de heffingssystematiek om het totale verbruik aan fossiele brandstof in de belastinggrondslag te betrekken. Op basis van de verkenning in deze studie betreft dit het gebruik van aardolie in de chemische industrie en voor de productie van basisplastics; aardgas voor de productie van stikstof (dat wordt gebruikt voor de productie van onder andere kunstmest); en kolen voor de productie van ijzer en staal. Ook hier geldt dat nader onderzoek noodzakelijk is om de grondslag en het tarief van de corrigerende belasting te bepalen.
- De milieuschade die niet veroorzaakt wordt door energieverbruik wordt nu niet belast, waardoor de keuzes van bedrijven met betrekking tot de inzet van grondstoffen, materialen en energie verder worden verstoord. Op basis van de verkenning in deze studie zouden alle metaalertsen, en kalksteen voor de productie van cement, in aanmerking komen voor een regulerende belasting. Dit zijn de grondstoffen die gebruikt worden in de productieprocessen die het meeste bijdragen aan milieuschade die niet direct te relateren is aan het verbruik van fossiele energie. Aanvullend onderzoek zou na kunnen gaan welke tariefhoogtes daarvoor adequaat zijn.
- Het is ook steeds van belang na te gaan in hoeverre de inzet van het belastinginstrument om milieuschade in Nederland of elders te beprijsen gepaard moet gaan met goed aanvullend beleid om weglekeffecten naar het buitenland te voorkomen, zoals een adequate infasering van beprijzing, het beperken van de gemiddelde belastingdruk voor bedrijven, en, waar mogelijk, (tijdelijk) Europees of bilaterale bescherming voor industrie die vanuit internationaal perspectief relatief schoon produceren.
- Ongeveer 16 procent van de totale milieuschade die in Nederland ontstaat, of ongeveer 7 miljard euro, ontstaat bij de productie van materialen en halffabricaten. Deze schade wordt momenteel nagenoeg niet beprijsd. Deze 7 miljard euro kan gebruikt worden als een benadering van de bovengrens van de mogelijke belastingontvangsten van fiscale beprijzing van een milieubelasting op met name fossiele grondstoffen bij productie. Deze ontvangsten zijn bij benadering gelijk aan 13 procent van de btw-ontvangsten (53 miljard op basis van de Miljoenennota 2018) en 32 procent van de vennootschapsbelastingontvangsten (22 miljard op basis van de Miljoenennota 2018). De *bovengrens* van een mogelijke tariefverlaging is dus ongeveer 2,5 procentpunten voor de btw, aannemende dat het effectieve tarief 18 procent is, en ongeveer 8 procentpunt voor de vennootschapsbelasting, uitgaande van een effectief tarief dicht tegen de 25 procent aan.
- Het lijkt verstandig om het aantal vrijstellingen in de afvalstoffenbelasting te minimaliseren, met name ook de vrijstelling voor afvalstoffen die niet in Nederland zijn ontstaan. Het hier verwerken van afvalstoffen leidt namelijk tot milieuschadelijke emissies in Nederland en dienen dan ook hier te worden beprijsd. Ook lijkt het verstandig om de export van afval te belasten tegen minimaal de verwachte emissies

van broeikasgassen, om te voorkomen dat afval wordt geëxporteerd. Met de export van afval wordt afvalstoffenbelasting ontweken en komen de voor Nederland schadelijke broeikasgasemissies elders vrij.

- Het heffen van belastingen kan bijdragen aan een meer circulaire economie of de energietransitie. Dit soort belastingen staat echter ook het streven naar een Europese interne markt in de weg; reden waarom er soms juridische beperkingen zijn opgetuigd tegen het gebruik van het fiscale instrument. Zo kan de import van goedkoop en vuil geproduceerde substituten van schoon geproduceerde binnenlandse producten niet worden ontmoedigd met importheffingen, en regulerende aanschafbelastingen op auto's met als doel het beprijsen van milieuschade zijn juridisch beperkt.

Dit rapport laat zien dat zich interessante mogelijkheden voordoen als het gaat om een door sommigen bepleite verschuiving van de belastinggrondslag van arbeid naar consumptie en duurzaamheid. Met name de grote rol die fossiele brandstoffen spelen in de Nederlandse economie zorgt voor een directe koppeling tussen grondstoffengebruik en milieuschade die met name betrekking heeft op broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen. Het gaat hier om milieuschade van een zeer aanzienlijke omvang. Interessant is ook dat het beter beprijsen van deze milieuschade niet alleen een positieve bijdrage levert aan het verminderen van het grondstoffenverbruik in Nederland, onder meer doordat dit recycling en hergebruik aantrekkelijker maakt, maar tevens zorgt voor prikkels voor diepe decarbonisatie, aangezien de focus van deze beprijzing veel breder is dan alleen op de verbranding van fossiele grondstoffen. Belastingtechnisch vereist dit geen nieuwe majeure ingreep aangezien in principe gebruik kan worden gemaakt van de bestaande belastingen op energie. Wel dienen deze zich meer te gaan richten op de productie- en minder op de consumptiefase.

1 Inleiding

Een verschuiving van de belastinggrondslag van 'arbeid naar consumptie en duurzaamheid' is een terugkerend beleidsthema (zie Tweede Kamer 2014 en Vollebergh et al. 2016). Vaak wordt in dit kader gesuggereerd om de grondslag van de milieubelastingen te verbreden naar het gebruik van grondstoffen (anders dan energie) en materialen en met de opbrengsten daarvan de belastingen op arbeid te verlagen (Ex'tax 2014 en 2016). Een verbreding van de milieubelastinggrondslag naar grondstoffen maakt het gebruik van grondstoffen duurder, en zou daardoor kunnen bijdragen aan een meer duurzaam gebruik van die grondstoffen. Tegelijkertijd zou de verlaging van de belastingen op arbeid het aantrekkelijker maken om grondstoffen langer te gebruiken, mede doordat dan arbeidsintensiever zou kunnen worden geproduceerd.

Een verschuiving van de belastinggrondslag van arbeid naar consumptie en milieuvervuiling draagt in dit geval dus mogelijk bij aan de realisering van de door de Nederlandse overheid nagestreefde transitie naar een Circulaire Economie (CE). De ambitie van een transitie naar een meer circulaire economie is uitgewerkt in het Rijksbrede programma *Nederland circulair in 2050*, waarin de volgende doelstellingen zijn geformuleerd:¹

- Grondstoffen in bestaande ketens worden hoogwaardig benut (grondstoffen worden efficiënt ingezet en hergebruikt, zonder schadelijke emissies naar het milieu);
- Waar nieuwe grondstoffen nodig zijn, worden fossiele, kritieke en niet-duurzaam geproduceerde grondstoffen vervangen door duurzaam geproduceerde, hernieuwbare en algemeen beschikbare grondstoffen (voor zover nieuwe grondstoffen nodig zijn, worden deze op duurzame wijze gewonnen en wordt verdere aantasting van de sociale en fysieke leefomgeving en de gezondheid voorkomen);
- Er worden nieuwe productiemethodes ontwikkeld, nieuwe producten ontworpen en gebieden worden anders ingericht. Ook worden nieuwe manieren van consumeren bevorderd (producten en materialen worden zo ontworpen dat ze kunnen worden hergebruikt met zo min mogelijk waardeverlies en zonder schadelijke emissies naar het milieu).

De overheid heeft zich samen met maatschappelijke partners voorgenomen om in 2030 een (tussen) doelstelling te realiseren van 50 procent minder gebruik van primaire grondstoffen (mineraal, fossiel en metalen). Het begin 2017 afgesloten Grondstoffenakkoord tussen zo'n 325 organisaties is hiervan het eerste tastbare resultaat.

Dat bij het bereiken van deze beleidsambities veel wordt verwacht van het belastinginstrument is mede het gevolg van enkele recente studies die suggereren dat hier veel potentie zit (TNO 2013; Ex'tax 2014 en 2016). Mede daarom is vanuit de Tweede Kamer de wens geuit om de mogelijkheden in kaart te brengen om het bestaande belastinginstrumentarium van heffingen, subsidies en overige financiële prikkels beter te richten op de transitie naar een circulaire economie.² Dit onderzoek sluit direct aan op deze wens. Tevens past deze zoektocht uitstekend bij de al genoemde breed levende gedachte om belasting te vereenvoudigen en te verschuiven van arbeid naar consumptie. Het Kabinet-Rutte II zette om die reden expliciet in op een hervorming van het belastingstelsel met als doelstellingen 'minder complexiteit' en 'meer werkgelegenheid en groei' (Tweede Kamer 2014a), terwijl het Regeerakkoord van Rutte III deze wens verder heeft vertaald in een concreet maatregelenpakket.

¹ Zie: <https://www.rijksoverheid.nl/documenten/kamerstukken/2016/09/14/rijksbrede-programma-circulaire-economie>.

² Tweede Kamer, 32.852, nr. 37 en 44.

De vraag die in deze studie centraal staat is dus of en in hoeverre er in Nederland concrete beleidsopties in het grondstoffendomein te vinden zijn die bij kunnen dragen aan verdere 'fiscale vergroening'. Deze studie draagt bij aan het verkrijgen van meer inzicht in deze vraag door voor de Nederlandse economie de samenhang in kaart te brengen van het grondstoffen- en materialenverbruik en van de milieuschade die daarmee gepaard gaat in de hele productie- en consumptieketen van winning tot en met afval.

1.1 Doel van deze studie

Elke hervorming van het belastingstelsel, zoals het zoeken naar nieuwe grondslagen, vraagt om het in kaart brengen van de verschillende beleidsopties en het analyseren van de mogelijke effecten van deze beleidsopties. Zoals aangegeven leeft zowel in de politiek als bij verschillende belangengroepen de gedachte dat een verschuiving van belastingheffing op arbeid naar belastingheffing op grondstoffen bij kan dragen aan zowel een kleinere voetafdruk van de economie op de leefomgeving (minder milieuschade) als aan een beter functionerende economie (meer werkgelegenheid). De meeste van de hiervoor al genoemde studies (TNO 2013; Ex'tax 2014 en 2016) blijven echter vaag met betrekking tot specifieke maatregelen. Ook is vaak onvoldoende duidelijk hoe de relatie tussen het grondstoffengebruik en het milieueffect daarvan er precies uitziet. In deze studie proberen we deze lacunes op te vullen.

Zoals eerder betoogd door het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) is het verschuiven van belastingopbrengsten van arbeid naar consumptie en duurzaamheid geen doel op zich (zie bijvoorbeeld Vollebergh, 2016). Groene of milieubelastingen zijn er in beginsel om bij te dragen aan groene doelstellingen terwijl belastingopbrengsten in beginsel het beste door andere belastingen kunnen worden gegenereerd. Belastingen op grondstoffen en materialen hebben in deze zienswijze primair tot taak marktfalen te corrigeren in het geval dat marktprijzen de schaarsteverhoudingen niet goed weerspiegelen.

In een eerdere studie hebben we al bijgedragen aan de zoektocht naar vergroening met behulp van groene belastingen. Daarbij lag de nadruk op de *bestaande* groene belastingen met een substantiële opbrengst voor het Rijk, in het bijzonder de belastingen op verkeer en vervoer, de accijns op minerale oliën en de energiebelasting. De nadruk lag daarbij op de relatie van die belastingen met klimaatverandering en luchtverontreiniging (zie Vollebergh et al. 2016). In de *huidige* studie richten we ons op een op het eerste gezicht andere dimensie, namelijk het steeds maar weer opnieuw in gebruik nemen van nieuwe grondstoffen en materialen in het economisch proces.

Doorgaans worden twee problemen aan grondstoffengebruik gekoppeld: schaarste en milieudruk. Afgezien van geopolitieke omstandigheden (zie Prins et al. 2011), lijkt schaarste op grondstofmarkten geen wezenlijk probleem.³ Veel grondstoffen zijn momenteel niet echt schaars en kunnen in het productieproces vaak door andere worden vervangen. Bovendien is het al of niet schaars zijn van een grondstof op zichzelf geen reden voor de overheid om in te grijpen. Grondstoffengebruik gaat echter wel in veel gevallen vroeg of laat gepaard met milieuvervuiling. Denk hierbij aan de productie en het gebruik van ijzer of staal, aluminium en plastics die gebaseerd zijn op in beginsel niet schaarse grondstoffen. Winning, productie, gebruik en afvalfase leiden tot allerlei milieuproblemen, van landschapsaantasting en vervuiling bij de winning tot aan de uitstoot van allerlei stoffen naar water, bodem en lucht.⁴ En het is dus juist deze schaarste aan een schoon milieu die niet goed in marktprijzen is verdisconteerd.

³ Uit onderzoek blijkt dat maar een beperkte groep (kritische) grondstoffen op de korte termijn relatief schaars lijken te worden (zie Prins et al. 2011 en Henckens 2016). Zie verder ook Hoofdstuk 2.

⁴ Daarnaast is er vaak zorg over andere duurzaamheidscriteria zoals kinderarbeid en uitbuiting. Hier zal echter in deze studie slechts terloops aandacht aan worden besteed.

Deze gebrekkige werking van de markt ten aanzien van een schoon milieu wordt wel marktfalen genoemd en milieubelastingen kunnen daarbij zorg dragen voor correctie. Door een groene belasting neemt de prijs van de vervuulende activiteit toe, krijgt de vervuiling een prijs en wordt het marktfalen gecorrigeerd. Daardoor worden de schaarsteverhoudingen beter in de prijzen weerspiegeld. De groene belasting verhoogt ook de prijs van de vervuulende activiteit, waardoor deze naar verwachting in omvang zal afnemen. Daardoor leidt een belasting die corrigeert of reguleert vaak tot lagere belastingopbrengsten, zij het meestal pas op termijn (Vollebergh 2014).

We analyseren in deze studie dus of en in hoeverre er in Nederland concrete beleidsopties in het grondstoffendomein te vinden zijn die bij kunnen dragen aan verdere 'fiscale vergroening'. Deze zoektocht vereist een goed inzicht in waar precies in dit domein zich problemen voordoen en hoe deze zich verhouden tot de inzet van grondstoffen en de mogelijkheid om hier belasting over te heffen. Momenteel bestaat er nog geen gedegen overzicht voor de Nederlandse economie van de samenhang van het grondstoffen- en materialenverbruik in de hele productie- en consumptieketen van winning tot en met afval en de milieuschade die daarmee gepaard gaat.

1.2 Afbakening

Doel van dit rapport is om relevante inzichten te genereren over welke grondslagen voor belastingheffing zich in het kader van fiscale vergroening in het grondstoffendomein aandienen, met andere woorden, op welke grondslag(en) het voor de hand ligt om in de grondstoffenketens (milieu)belasting te heffen. Daartoe laten we zien wat de totale milieuschade is die ontstaat bij de winning, de productie, het gebruik en de afvalfase van grondstoffen. Deze milieuschade wordt in dit rapport allereerst in fysieke zin geïnventariseerd en vervolgens met behulp van schaduwrijzen in geld uitgedrukt ('gemonetariseerd'). De schade aan het milieu is daarbij overigens uitdrukkelijk breder gedefinieerd dan alleen de milieuschade van CO₂-emissies en omvat emissies naar lucht (waaronder luchtverontreinigende emissies), water en bodem, en alsmede de aantasting van natuur. Met de lokale effecten van de winning en (over)exploitatie van natuurlijke hulpbronnen zoals (open) mijnbouw en de kap van tropisch regenwoud kon slechts beperkt rekening worden gehouden.

Als richtinggevend criterium voor de analyse gaan we in deze studie uit van de brede maatschappelijke welvaart. Zoals hiervoor aangegeven betekent dit dat de mogelijkheid voor belastingopties wordt geëvalueerd vanuit *het perspectief van marktfalen*, dat wil zeggen dat zonder overheidsingrijpen de milieuschade die ontstaat bij het gebruik van grondstoffen onvoldoende tot uitdrukking komt in de prijzen. Daarbij kan de overheid in beginsel worden aangesproken op de zorg voor een adequate beprijzing van de schaarsteverhoudingen tussen grondstoffen, materialen en producten. De studie sluit daarom aan bij de gangbare economische notie dat prijsverhoudingen tussen grondstoffen, materialen of producten pas maatschappelijk adequaat zijn als deze de schaarsteverhoudingen goed weergeven. De ervaren schaarste aan een (voldoende) schoon milieu maakt hier uitdrukkelijk deel van uit. Een schoon milieu is een publiek goed dat zonder overheidsingrijpen gratis kan worden vervuild; maatschappelijk adequate schaarsteverhoudingen geven dus uitdrukking aan het vervuilen van de leefomgeving. Wanneer de prijzen van grondstoffen niet de juiste schaarsteverhoudingen weergeven, zal grondstoffengebruik ook niet maatschappelijk efficiënt zijn, bijvoorbeeld door te weinig hergebruik en te weinig recycling. Merk ook hier de relatie met de energietransitie op, waar het reduceren van broeikasgassen centraal staat. De transitie naar een circulaire economie neemt een breder perspectief ten aanzien van het reduceren van milieuschade, maar omvat ook de broeikasgassen die aanleiding geven tot de energietransitie.

Groene of milieubelastingen zijn er in beginsel om bij te dragen aan deze correctie van marktfalen, zij het dat het niet het enige beleidsinstrument is dat hier kan worden ingezet.

Belastingen op grondstoffen en materialen hebben in deze zienswijze primair tot taak marktfalen te corrigeren in het geval dat marktprijzen de schaarsteverhoudingen niet goed weerspiegelen. Daarbij gaat het dus om instrumenteel gebruik van belastingen. Instrumenteel gebruik van het belastingstelsel vereist een zorgvuldige vormgeving en een adequate afweging tussen uitvoerbaarheid en het efficiënt heffen van belastingen (zie Vollebergh 2012 en 2014; Caminada & Stevens 2017). Zo is het van groot belang bij groene belastingen dat de keuze van de grondslag en het tarief ook daadwerkelijk bijdragen aan de beoogde correctie van marktfalen, in geval van deze studie dus in de eerste plaats het beprijzen van milieuschade. Precies om deze reden verkennen we uitgebreid wáár in de gehele productie- en consumptieketen bedrijven en consumenten bij het maken van een keuze zonder fiscale (bij)sturing maatschappelijk onvoldoende geconfronteerd worden met de veroorzaakte milieuschade, waardoor grondstoffen maatschappelijk inefficiënt worden gebruikt, en of fiscale sturing op die aangrijpingspunten effectief is, dat wil zeggen in principe ook daadwerkelijk leidt tot minder schade.

Bij de zoektocht naar relevante belastinggrondslagen is het voor het vaststellen van een adequate belastinggrondslag in het grondstoffendomein van belang goed de mogelijke samenhang met bestaande belastingen op grondstoffen, materialen, energie en afval in het oog te houden. Daarom besteedt deze studie ook aandacht aan de huidige inzet van belastingen en heffingen door zowel de Rijksoverheid als decentrale overheden. In combinatie met het perspectief van de brede maatschappelijke welvaart, betekent dit dat wij expliciet oog hebben voor de rol van fiscale vergroening bij het sturen van de keuzes van huishoudens en bedrijven. Dit heeft betrekking op wat wel de instrumentele rol van de belastingheffing wordt genoemd en is een van de mogelijke toepassingen van de slimme marktprikkels die genoemd worden in het Rijksbrede programma *Nederland Circulair in 2050*.⁵ Alhoewel beleidsopties ten aanzien van belastinghervormingen centraal staan, is de conceptuele en empirische analyse in deze studie ook relevant voor eventueel ander overheidsbeleid dat leidt tot een prijsprikkel. Ten aanzien van de analyse van de effecten van de verschillende beleidsopties wordt ook verkend in hoeverre beleidsopties die bijdragen aan een meer circulaire economie al dan niet bijdragen aan andere overheidsdoelen, en dan met name de energietransitie, omdat grondstoffen vaak in samenhang worden gebruikt met fossiele brandstoffen.

Deze afbakening impliceert dat in deze studie niet wordt ingegaan op de mogelijkheid om regulering anders dan via belastingen in te zetten bij het verhelpen van marktfalen in relatie tot circulaire economie. Dit betekent niet dat wij andere beleidsinstrumenten afwijzen, maar dat we slechts de mogelijkheid verkennen waar eventueel via belastingen valt bij te sturen. Belastingen zijn immers vaak wel een effectief en efficiënt instrument, in het bijzonder in die gevallen waarin een duidelijke belastinggrondslag kan worden gedefinieerd.⁶ Verder wordt in dit rapport voorbijgegaan aan fiscale vergroening van de water- en voedselketen. Deze ketens zullen in een afzonderlijke studie aan de orde komen. Ook aan biomassa als alternatief voor de energievoorziening wordt grotendeels voorbijgegaan (zie hiervoor bijvoorbeeld Vollebergh et al. 2014).

Verder zijn politieke en economische afwegingen op het gebied van de fiscaliteit onherroepelijk verbonden met verdelingsvraagstukken. Zo staat fiscale vergroening soms op gespannen

⁵ Het instrumenteel gebruik van het belastingstelsel stuit onder fiscalisten op weerstand. Het juridische perspectief wordt mooi geïllustreerd door Schuyt (1985): 'Voor het recht zullen doelen slechts onder zéér specifieke omstandigheden de middelen heiligen. Voor sturing bestaat constant de verlokking het doel te stellen boven de middelen.' Tegelijkertijd is het niet op voorhand duidelijk waarom belastingen maar één doel zouden moeten dienen, namelijk het genereren van overheidsopbrengsten, als daarmee onvermijdelijk óók gedragssturing optreedt (zie ook Vollebergh 2014, p. 16 voor een korte bespreking van deze controverse).

⁶ Zie Vollebergh (2012) voor een bespreking van belastingheffing in vergelijking met andere beleidsinstrumenten. Voor rapportages over voordelen van het stimuleren van een meer circulaire economie in bredere zin dan door alleen belastingheffing zie PBL (2016), TNO (2013), SER (2016) en CE Delft (2013).

voet met het draagkrachtprincipe van belastingheffing (zie Caminada & Stevens 2017; Jacobs & De Mooij 2015; Jacobs & van der Ploeg 2017). Verdelingseffecten kunnen echter vaak in het totale pakket aan fiscale maatregelen worden geadresseerd en zijn soms moeilijk te bepalen voor complexe belastingverschuivingen *binnen productieketens* zoals bij fiscale vergroening het geval is. De focus van deze studie is daarom gericht op het verkennen van de ruimte voor effectieve fiscale vergroening, niet op de verdelingsanalyse daarvan. Ook benadrukken wij dat ook zonder fiscale vergroening technologische veranderingen, onder druk van grondstoffenschaarste, op den duur een substantiële invloed kunnen hebben op de inkomensverdeling.

Deze studie gaat verder niet in op schaarste van kritieke grondstoffen en (geo)politieke argumenten om de afhankelijkheid van grondstoffen te verminderen (zie hiervoor bijvoorbeeld De Witthuis, Manders & Timmerhuis 2012). Een gebrek aan kritieke grondstoffen kan de voorzieningszekerheid van bepaalde producten en diensten in gevaar brengen die cruciaal zijn voor de economische activiteiten in een samenleving (TNO 2015; Europese Unie 2017). Economische activiteiten kunnen in gevaar komen doordat bepaalde grondstoffen in één of een beperkt aantal landen wordt gewonnen, zoals het geval is met zeldzame aardelementen die in batterijen gebruikt worden. Een analyse van grondstoffen waarvoor de voorzieningszekerheid niet veiliggesteld kan worden én waarvoor het onwaarschijnlijk is dat daar in de toekomst geen alternatieven voor beschikbaar komen, valt buiten het bestek van dit rapport. Het fiscale instrument is namelijk vooral effectief bij het subtiel aansturen van keuzegedrag, niet bij het afdwingen van voorzieningszekerheid. Overigens blijkt dat maar een beperkte groep (kritieke) grondstoffen op de korte termijn relatief schaars lijken te worden (zie PBL 2011 en Henckens 2016). Daarnaast is het al dan niet schaars zijn van een grondstof op zichzelf geen reden voor de overheid om in te grijpen. Wel kunnen in samenhang met schaarste uitdagingen ontstaan voor het bedrijfsleven; wanneer de levering van een specifieke grondstof onzeker wordt, moet een bedrijf tijdig zijn productieproces hierop aanpassen. Er kan een rol zijn voor de overheid in het ondersteunen van het bedrijfsleven bij het aanpakken van deze uitdagingen, maar waarschijnlijk kan het bedrijfsleven dit ook zelf. Kortom, het marktfalen is hier niet duidelijk gedefinieerd.

1.3 Leeswijzer

In het volgende hoofdstuk schetsen we het kader van waaruit we de mogelijkheden voor een belastingverschuiving van arbeid naar groene belastingen gericht op het dichterbij brengen van de circulaire economie in Nederland evalueren. Behalve de opbrengsten wordt met name ingegaan op de prikkels op het gedrag, de verandering in de administratiekosten en de invloed op de milieuschade van belang. Dat laatste is tamelijk complex bij de transitie naar een circulaire economie. In Hoofdstuk 3 verkennen we welke rol grondstoffen, materialen en afval momenteel spelen in de Nederlandse economie en hoe dit in algemene zin gekoppeld is aan milieuschade in Nederland en daarbuiten. Met name besteden we aandacht aan de complexiteit van deze relatie. Vervolgens analyseren we in Hoofdstuk 4 deze complexe relatie meer specifiek aan de hand van een groot aantal ketens in Nederland. Daarbij maken we gebruik van een multiregionaal input-output model met daaraan gekoppelde (fysieke) milieuschade. Deze schade is naar analogie van de milieuschade bij het verbranden van energie (zie Vollebergh et al. 2014) gewaardeerd in monetaire eenheden. Hierdoor is het mogelijk concreet in te gaan op de vraag naar de ruimte voor belastinggrondslagen en tarieven voor de circulaire economie. Hoofdstuk 5 is gewijd aan de ontwikkelingen in met name de grondslagkeuze, tariefhoogte en vrijstellingen van de belastingen op grondstoffen, materialen en afval in Nederland. Tot slot laten we in Hoofdstuk 6 zien waar de huidige milieubelastingen het beste aansluiten bij daadwerkelijke milieuschade en waar milieubelastingen ontbreken.

2 Belastingen en de circulaire economie

In dit hoofdstuk schetsen we het denkkader dat aan de basis ligt van de analyse en evaluatie in deze studie. Daartoe breiden we het eerder door het PBL uitgebrachte denkkader voor de evaluatie van groene belastingen uit (zie Vollebergh 2012; Vollebergh et al. 2014: 16-27) naar het domein van de circulaire economie. Maatgevend daarbij is het doelmatigheidsperspectief. Onmisbaar voor een doelmatige belastingheffing is de aandacht voor marktfalen en de potentiële rol van het belastingstelsel.

Hierna expliciteren we dit kader eerst voor de evaluatie van de mogelijke hervormingsopties gericht op een gewenste transitie naar een meer circulaire economie. Daarbij gaan we kort in op de wijze waarop belastingen en welvaart vanuit het doelmatigheidsperspectief met elkaar samenhangen en welke consequenties die samenhang heeft voor de evaluatie van belastingen. Daarbij wordt expliciet rekening gehouden met de beperkingen van vergroeningsbeleid gezien het open karakter van de Nederlandse economie. Daarna beschrijven we hoe de evaluatie in deze studie wordt aangepakt. Wederom blijkt het van groot belang dat bij analyses van belastinghervormingsvoorstellen rekening wordt gehouden met de samenloop van diverse externaliteiten en instrumenten, de verschillende rollen van grondstoffen, materialen en afval in het economisch proces en hun relatie met specifieke productieprocessen ('ketenafhankelijkheid'), het beschikbaar komen van nieuwe technologische opties, padafhankelijkheid bij innovatie, met en de relatie met de internationale omgeving (milieubeleids- en belastingcoördinatie).

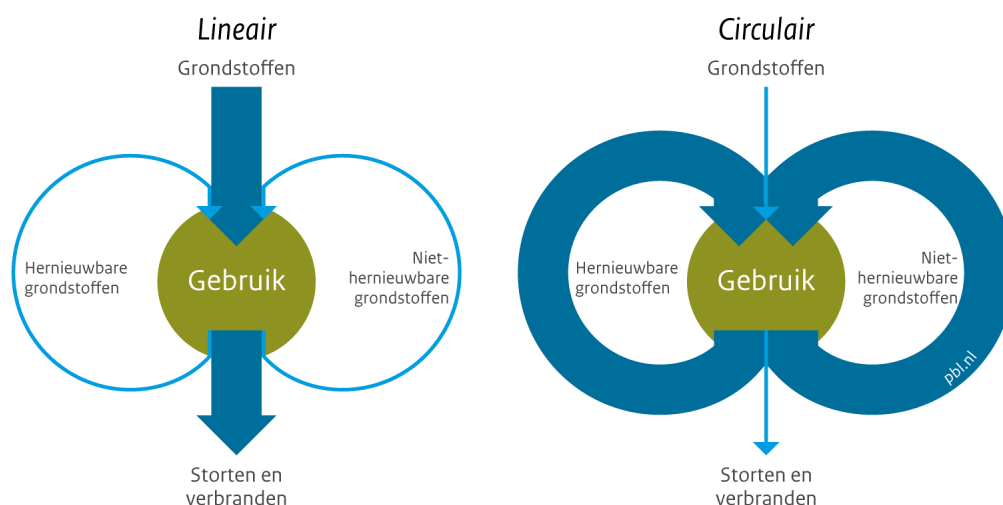
2.1 Welvaartstheoretisch kader: Grondstoffen en circulaire economie

Met het Rijksbrede programma Circulaire Economie richt de overheid zich op het stimuleren van het zo efficiënt mogelijk inzetten, (her)gebruiken en recyclen van grondstoffen en producten (PBL 2016). Bij het nastreven van een meer circulaire economie is het van belang om rekening te houden met de fysieke kant van productieprocessen. De aarde en de economie zijn in principe gesloten systemen, in die zin dat alle massa die op de aarde aanwezig is alleen kan worden omgezet in verschillende verschijningsvormen, en dus niet kan verdwijnen (Ayres & Kneese 1969). Elke eenheid grondstof gebruikt voor consumptie zal daarom, conceptueel gezien, de volgende vier fases doorlopen (zie ook Eichner & Pehtig 2001):

1. Grondstoffenwinning
2. Bewerking grondstof tot bruikbaar halffabricaat (materiaal) en daarna tot eindproduct (upstream en downstream)
3. Eindgebruik product (inclusief reparatie, en hergebruik via tweedehands markt)
4. Afvalfase (storten, verbranden, dumping, en het recyclen van materialen).

Hierbij ontstaan overigens ook in elk van de eerste drie stappen afvalstromen. Producten in deze studie worden gedefinieerd als goederen die fysieke grondstoffen bevatten, en materialen als combinaties van verschillende grondstoffen.

Figuur 2.1
Van een lineaire naar een circulaire economie



Bron: PBL

De fysieke input in het productieproces kan zodoende maar uit twee bronnen komen, ofwel nieuw gedolven grondstoffen (*virgin materials* die we vanaf nu de *primaire stroom* noemen), of terugwinning van materiaal of hergebruik van productonderdelen uit afvalstromen van eerder geproduceerde producten. Dit noemen we vanaf nu de *secundaire stroom*.⁷ Figuur 2.1 geeft deze bronnen schematisch weer, waarbij in de meer circulaire economie terugwinning en hergebruik uit de secundaire stroom groter is.

De lineaire economie verbruikt grondstoffen en kenmerkt zich door weinig hergebruik en recycling, in tegenstelling tot de circulaire economie (zie figuur 2.1). Vooraf moet echter wel opgemerkt worden dat de huidige als lineair bestempelde economie *relatief* lineair is: in het economische verkeer is namelijk nu al sprake van soms zelfs heel veel hergebruik en recycling (zie ook Aalbers 2016). Grondstoffen zijn immers een schaars goed en de prijs die hiervoor moet worden betaald stimuleert automatisch de afweging om er zuinig mee om te gaan of waar mogelijk, materialen te recyclen of producten dan wel hun onderdelen te hergebruiken. Herwinning of hergebruik uit afval wordt daarom onvermijdelijk aantrekkelijker, ook zonder overheidsbeleid, wanneer natuurlijke grondstoffen schaarser en dus duurder worden.⁸ Daarom is schaarste van grondstoffen op zichzelf ook niet direct een argument voor overheidsingrijpen op basis van de welvaartstheorie: economisch gedrag is gedefinieerd als het proces waarbij individuen keuzes maken om in hun behoeften te voorzien terwijl zij beperkt worden door de schaarste van middelen (zie ook Witthuis et al. 2012). Wel vergroot de hier gedefinieerde grondstoffenschaarste onzekerheid over consumptie- en productiemogelijkheden in de toekomst. Dit beïnvloedt de keuzes die individuen maken.

Het is dus van groot belang in te zien dat in figuur 2.1 circulariteit direct is gerelateerd aan grondstofgebruik, en daarom aan grondstoffenprijzen. Wanneer grondstoffen duurder worden, al dan niet door belastingheffing, wordt de primaire stroom minder aantrekkelijk en de secundaire stroom aantrekkelijker. Zo zal een duurdere primaire stroom mogelijk leiden tot het langer gebruiken van bestaande materialen en producten omdat een nieuw alternatief duurder is, denk aan hergebruik van producten en productonderdelen. Dit sluit aan bij de ambities van het Rijksbrede programma Circulaire Economie waar naast de omvang en de

⁷ Zie Eichner en Pehtig (2001) voor een publicatie waarin een economisch model is gecombineerd met een circulaire materiaalstroom waarbij onderscheid wordt gemaakt tussen een primaire en een secundaire stroom.

⁸ Binnen de industrie wordt soms meer dan 90 procent van het afval gerecycled (zie ook paragraaf 3.4).

kwaliteit van de secundaire stroom, ook de levensduur van producten centraal staat.⁹ De kwaliteit van de secundaire stroom is bepalend voor de toepasbaarheid van de gerecyclede materialen en hergebruikte productonderdelen in het productieproces: hoe hoger de kwaliteit, hoe breder toepasbaar deze is als substituuut voor uit grondstoffen geproduceerde materialen en productonderdelen uit de primaire stroom.

In de rest van deze studie nemen wij schaarste van middelen daarom als een gegeven. Prijsverhoudingen reflecteren de schaarsteverhoudingen en helpen de samenleving om schaarse middelen efficiënt te verdelen over verschillende gebruiksdoeleinden. Wanneer markten efficiënt functioneren stelt de welvaartstheorie dat prijzen alle relevante informatie bevatten. De beleidsconclusie is dan dat wanneer markten efficiënt functioneren er weinig reden is om bij te sturen door de overheid (Vollebergh 2012).¹⁰ Efficiënte markten minimaliseren ook verspilling door het zo efficiënt mogelijk gebruiken van grondstoffen. Iedere producent of consument heeft daarom altijd belang bij het tegengaan van verspilling. Wel vereist dit de juiste technologische keuzes, waarbij juist gedefinieerd is als efficiënt vanuit maatschappelijk perspectief. Om maatschappelijk gezien de juiste technologische keuzes te kunnen maken is het dus wel noodzakelijk dat producenten en consumenten met de juiste prijzen worden geconfronteerd.

Voorstanders van een meer circulaire economie vermoeden dat via de gangbare marktprikkels te weinig recycling en hergebruik plaatsvindt, en streven daarom naar het verminderen van het primaire grondstofverbruik. In deze studie analyseren we of de bestaande omvang van recycling en hergebruik voldoende is vanuit het perspectief van de brede maatschappelijke welvaart.¹¹ Leidend hierbij is in beginsel niet de schaarste van grondstoffen, omdat deze in beginsel in marktprijzen tot uitdrukking komt, maar de schaarste van een voldoende schone leefomgeving. Het produceren en afdanken van elk consumptiegoed zorgt voor milieuschade waardoor de kwaliteit van de leefomgeving afneemt (zoals een minder schone lucht en een minder leefbaar klimaat). Zonder overheidsingrijpen wordt er in het productieproces, naast grondstoffen, gratis 'gebruik' gemaakt van de leefomgeving. De prijs van consumptie en productie reflecteert in dat geval niet de volledige maatschappelijke kosten van consumptie en productie. De milieuschade is een niet-beprijsd *bijeffect* van een gemaakte keuze, een zogenaamd extern effect. Daardoor is er sprake van wat in de economische theorie marktfalen wordt genoemd: bedrijven en individuen zullen zonder overheidsbeleid onvoldoende rekening houden met milieuschade bij het maken van keuzes.¹² Met andere woorden, daar waar de schaarste van grondstoffen tot uitdrukking komt in prijzen, is dat bij de schaarste van de gewenste kwaliteit van de leefomgeving meestal niet het geval.

Denk aan een fabriek waar een grondstof met behulp van energie wordt verwerkt tot een materiaal en waarbij door verbranding van een fossiele brandstof als bijproduct tevens emissies als CO₂ en SO₂ vrijkomen. Dit productieproces leidt zowel tot een product ('materiaal') als tot een lagere kwaliteit van de lucht rondom de fabriek (SO₂) en van het klimaat op de lange termijn (CO₂). De maatschappelijke welvaart kan nu worden verbeterd door de fabriekseigenaar te confronteren met de *maatschappelijke prijs*, dat wil zeggen een prijs die zowel productiekosten als de milieuschade bevat van het produceren (zie Hahn 1993). Dit

⁹ Zie bijvoorbeeld de prioriteitsvolgorde van circulariteitsstrategieën in de productketen in Potting et al. (2016). Of een langere levensduur van een product bijdraagt aan een meer circulaire economie is onduidelijk voor producten die energie-intensief zijn in gebruik (EEA 2017).

¹⁰ We zullen later ingaan op de beperkingen van prijssignalen in geval van klimaatopwarming (zie bijvoorbeeld Sinn 2015). Kort gesteld: Sinn denkt dat hoeveelheidsrestricties noodzakelijk zijn omdat de combinatie van de aanbodkant van de markt en de beperkte mogelijkheden van politici om zich voor de lange termijn te committeren aan beleid, de effecten van prijssignalen zal neutraliseren.

¹¹ Zie Eichner en Pehtig (2001) voor een bespreking van de economische literatuur ten aanzien van recycling. Deze literatuur dateert uit de jaren zeventig (zie Smith 1972; Holterman 1976; Lusky 1976), maar zie ook onder andere Fullerton en Wu (1998).

¹² Merk op dat deze benadering complementair is aan het idee dat het gebruik van de aarde door de mensheid tegen planetaire grenzen aan kan lopen. De kwaliteit van de leefomgeving geeft uitdrukking aan de mate waarin deze mogelijke planetaire grenzen worden bereikt.

voorbeeld laat verder zien dat het gebruik van grondstoffen vaak sterk verbonden is met klimaatbeleid en de energietransitie.

Een tweede voorbeeld is afvalverwerking aan het einde van de keten waarbij de milieukosten niet automatisch bij de gebruiker in rekening worden gebracht, bijvoorbeeld omdat het product wordt gedumpt in plaats van netjes verwerkt (Fullerton & Kinnaman 1995). Consumenten en producenten gebruiken nieuwe grondstoffen dan mogelijk te lichtzinnig.

Toegepast op circulaire economie kan overheidsbeleid de allocatie van middelen doeltreffend en doelmatig verbeteren, wanneer prijzen van grondstoffen en materialen niet ook de milieuschade reflecteren die gerelateerd is aan het verwerken en gebruiken van deze grondstoffen vanaf de winning tot aan de afvalfase (zie voor een uitgebreide bespreking Vollebergh 2012). In termen van figuur 2.1: wanneer niet alle milieuschade verwerkt is in de prijs van de *primaire stroom*, wordt er te weinig gebruik gemaakt van de *secundaire stroom*, en is er te veel grondstofgebruik of verspilling vanuit het perspectief van de brede maatschappelijke welvaart. Overheidsingrijpen kan dan in principe de mate van circulariteit maatschappelijk zinvol verbeteren.

Milieubeprijzing is daarom noodzakelijk om marktfalen te compenseren, en milieubelastingen kunnen hierbij vaak een nuttig instrument vormen. De focus van de praktische analyse in deze studie is na te gaan in hoeverre de milieuschaarste wel adequaat in prijzen is verrekend. Zoals uitgewerkt in het denkkader dat het startpunt vormt van deze publicatiereeks (Vollebergh 2012), is de gedachte om belastingen in te zetten als instrument van milieubeprijzing verre van nieuw en maakt het in feite deel uit van een algemeen streven naar een optimale belastingstructuur. Belastingen zijn echter niet het enige overheidsinstrument waarmee externe effecten kunnen worden gecorrigeerd.¹³ In plaats van belastingheffing kan bijvoorbeeld regelgeving ingevoerd worden. Soms is het misschien zelfs mogelijk om zonder overheidsingrijpen door middel van onderhandelingen tussen betrokken partijen tot een oplossing te komen (zie Coase 1960). De analyse van Coase benadrukt dat ook de overheid soms fouten maakt in het kiezen van beleid, en dat overheidsingrijpen daarom zeker niet altijd de beste oplossing is.¹⁴ Wanneer de context complex is door veel betrokken partijen en onzekere en partiële informatie over de effecten van beslissingen, lijken directe onderhandelingen uitgesloten. In zijn algemeenheid kan worden gesteld dat wanneer de milieuvervuilende handeling erg specifiek is, en moeilijk te kwantificeren, regelgeving effectiever is dan belastingheffing.

2.2 Grondstoffen, materialen, afval en milieuschade in het economisch proces

Voor een adequate inzet van groene belastingen ten behoeve van de circulaire economie is het van belang om goed na te gaan waar grondstoffen- en materiaalgebruik zich in het economisch proces bevinden en hoe die positie samenhangt met emissies en afval.¹⁵ Het verbruik van grondstoffen en materialen kent, net als de verbranding van energie voor verwarming en kracht, een aantal verschijningsvormen op verschillende momenten in de productie- en consumptieketen. Daarbij gaat het zoals eerder aangegeven om de volgende vier fasen:

¹³ Zie Vollebergh (2012) voor een uitgebreide discussie van de rol van fiscaliteit ten opzichte van andere beleidsinstrumenten.

¹⁴ Zie voor overheidsfalen bijvoorbeeld Stiglitz en Rosengard (2015). Interessant is hier het inzicht dat belastingheffing door de overheid ook overheidsdiensten kan sturen. Het is dus van belang om ook overheidsinstanties te laten betalen voor de milieukosten die zij veroorzaken, en deze dus niet vrij te stellen van *corrigerende* belastingheffing.

¹⁵ Zie Vollebergh (2012: 30-39) voor een bespreking van belastingheffing in relatie tot energie en emissies naar de lucht.

1. Grondstoffenwinning.
2. Bewerking grondstof tot bruikbaar halffabricaat (materiaal) en daarna tot eindproduct (upstream en downstream).
3. Eindgebruik product (inclusief reparatie, en hergebruik via tweedehands markt).
4. Afvalfase (storten, verbranden, dumping, en het recyclen van materialen).

Bij elk van de eerste drie fasen ontstaat ook een afvalstroom en is sprake van emissies. De relatie tussen grondstoffen-, materiaalverbruik, afval en milieuschade wordt geïllustreerd in figuur 2.2. Van belang om op te merken is dat hoewel we in deze studie rekening houden met vervuilende emissies naar water in de openbare ruimte (zoals hierna besproken), water als product ook een input in het productieproces kan zijn of een consumptiegoed. In dat geval zijn de vier voorgaande fasen ook op het product water toepasbaar, inclusief de wenselijkheid van het bijrijzen van milieuschade bij productie en consumptie.

Materie kan net als energie worden omgezet in een andere verschijningsvorm. Daarom staan de pijlen in figuur 2.2 voor allerlei verschillende soorten conversies. De *blauwe* pijlen staan voor tastbare stromen waarbij grondstoffen worden omgezet in materialen en halffabricaten en uiteindelijk in eindproducten. Grondstoffen worden aan de linkerkant van de figuur in het productieproces ingevoerd (fase 1). Na bewerking in de basissectoren stroomopwaarts en de meer toegepaste sectoren stroomafwaarts (fase 2), komen grondstoffen uiteindelijk in consumptiegoederen terecht (fase 3). In elk van deze schakels ontstaat afval (de *paarse* pijlen). Een deel daarvan is weer bruikbaar voor recycling (afval als grondstof) en ook is er recycling en hergebruik binnen de schakels (de *groene* pijlen). Tot slot staan de *roze* pijlen in figuur 2.2 voor de milieuvervuilende emissies. Milieuvervuilende emissies zijn over het algemeen ongecontroleerde afvalstromen naar bodem, landgebruik, water en lucht. Denk bij emissies naar de bodem ook aan de bodemmassen die overblijven na verbranding van afval. Deze bodemmassen zijn erg schadelijk en vragen om eeuwigdurende nazorg.

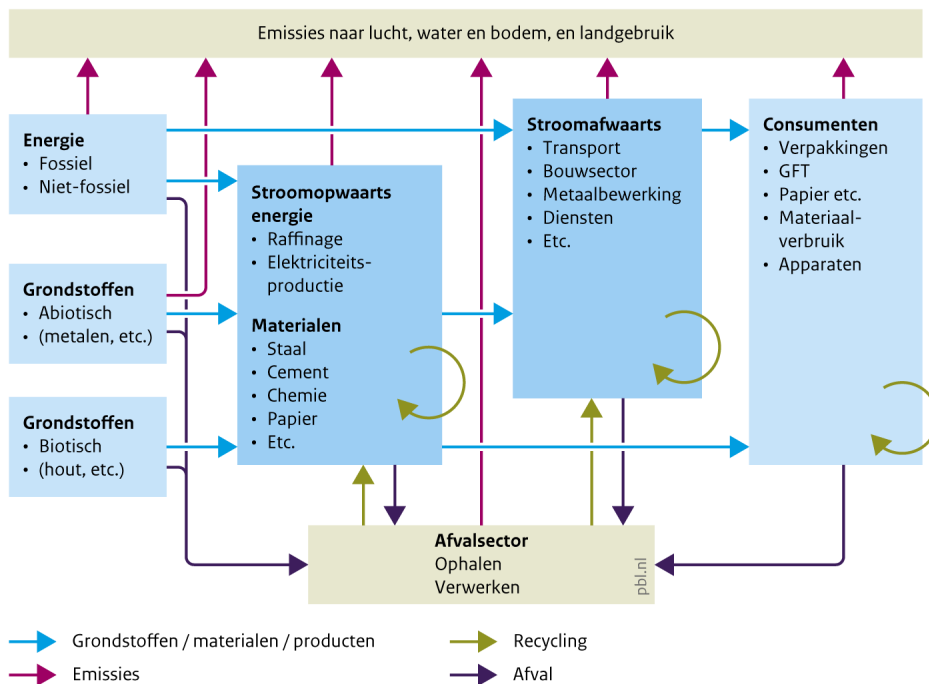
De roze pijlen in figuur 2.2 staan voor een complex geheel aan emissies. Elke stap in het productieproces combineert verschillende grondstoffen met arbeid en energie (met gebruikmaking van machines en/of kapitaal). Bij al deze processen komt afhankelijk van het specifieke proces een hele waaier aan emissies vrij naar bodem, water en lucht, en is sprake van landgebruik. Bij alle processen waarin grondstoffen worden verwerkt tot materialen, halffabricaten en eindproducten (fase 2), wordt energie toegevoegd, vaak via de verbranding van fossiele brandstoffen. Soms fungeren deze fossiele brandstoffen echter zelf ook als grondstof voor de productie.

Een voorbeeld hiervan is de verwerking van aardolie met de daaraan gekoppelde verwerking van etheen tot plastic. Bij de verwerking van aardolie in deze processen wordt allereerst energie gebruikt voor verbranding (zie ook Vollebergh et al. 2014). Daarbij komen emissies vrij die het mondiale klimaat aantasten, zoals emissie van CO₂, HFK en PFK's. Daarnaast is sprake van luchtverontreinigende stoffen die de luchtkwaliteit aantasten, zoals stikstofdioxiden (NO_x), fijnstof en zwaveldioxiden (SO₂). Milieuschade die ontstaat bij het verbruik van energie noemen we de schade bij verbranding of *energetische schade* als gevolg van het productieproces.

Daarnaast ontstaat er nog andere schade, bijvoorbeeld in relatie tot het gebruik van water en bodem in het productieproces. Daarbij spelen de aard en dus de specifieke kenmerken van het *grondstofgebruik* ten behoeve van een geproduceerd materiaal of product een rol. De aan de productie gekoppelde schade is vaak ook heel processpecifiek. Milieuschade is uiteindelijk gerelateerd aan de chemische verbindingen die vrijkomen en al dan niet gecontroleerd worden geloosd naar lucht, bodem en water. Maar een grondstof kan bijvoorbeeld ook terecht komen in een product, zoals bij plastics of de productie van tafels, waardoor ook sprake kan zijn van *uitgestelde* milieuschade, bijvoorbeeld wanneer deze stoffen later in de afvalfase terecht komen. Denk aan de verbranding van plastics in de afvalverwerkingsfase waarbij weer klimaatschade ontstaat als gevolg van de CO₂ die is opgeslagen in plastic.

Figuur 2.2

Grondstoffen, materialen, afval en hergebruik in economisch proces



Bron: PBL

De complexiteit van figuur 2.2 verraadt al dat bij belastingen en heffingen opgelegd door de centrale en decentrale overheid de juridische vormgeving van groot belang is, en met name ook de keuze van de grondslag. Het is belangrijk goed na te gaan *waar in de keten en waarop* precies belastingen zouden moeten aangrijpen, met name in het licht van de nagestreefde effecten. Ook hierbij is het onderscheid tussen tastbare (tonnen grondstof of halffabricaat) en minder tastbare stromen (bijvoorbeeld geldswaarde van diensten) van belang. Corrigerende belastingheffing sluit in principe altijd aan bij een fysiek tastbare (en dus relatief eenvoudig meetbare) productstroom.

2.3 Marktfalen in relatie tot de circulaire economie

In deze paragraaf gaan we dieper in op de relatie tussen het concept circulaire economie en de vraag waar precies ruimte bestaat voor een eventueel zinvolle belasting op grondstoffen, materialen, eindproducten of afval ter correctie van relevante milieuschade. Hierbij volgen we de vier fases die eerder zijn gedefinieerd (grondstoffenwinning, bewerking tot materiaal en eindproduct, eindgebruik en afvalfase). Voor elke fase bespreken we verschillende vormen van *marktfalen*, waarvan *externe effecten* hier de belangrijkste zijn. Deze fases worden in omgekeerde volgorde besproken omdat de historische ontwikkeling van overheidsbeleid zich ook in deze richting heeft ontwikkeld. Dit is ook goed te begrijpen vanuit de milieuschade en de aangrijpingspunten van beleid: de klassieke dumping was lokaal erg schadelijk en afvalverwerking is lokaal te organiseren terwijl grondstoffenwinning grotendeels buiten Nederland plaatsvindt en daarom moeilijk is te beïnvloeden.

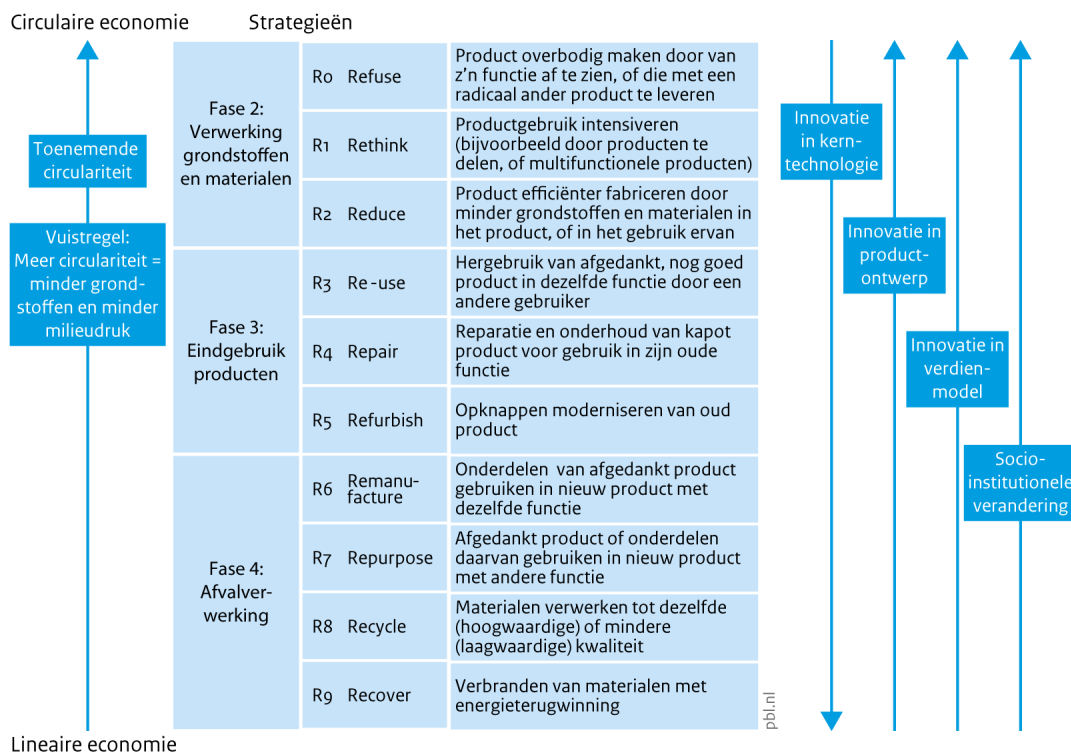
2.3.1 Fase 4: Afvalverwerking

Afval ontstaat in principe lokaal, dat wil zeggen in Nederland, omdat het direct verbonden is aan lokale productie en consumptie. Beleid op het gebied van afvalverwerking is direct gere-

lateerd aan een discussie over grondstoffenbeleid omdat alle in Nederland gebruikte grondstoffen uiteindelijk worden omgezet in emissies en afval, en dit afval ook weer kan dienen voor terugwinning van (secundair) materiaal of hergebruik van productonderdelen (Hoel 1978). Dit wordt ook duidelijk vanuit de circulariteitsladder (zie figuur 2.3, ook te vinden op p. 15 van Potting et al. (2016)), waar de treden *recover*, *recycle*, *repurpose* en *remanufacture* betrekking hebben op fase 4 zoals gedefinieerd in deze studie. Een verandering in de gebruikte grondstoffen leidt namelijk onvermijdelijk tot een verandering in zowel emissies als de hoeveelheid afval. Omgekeerd geldt ook dat een prikkel tot minder afval tevens een prikkel geeft tot minder gebruik van grondstoffen indien het prijssignaal wordt doorgegeven door de markt. Om grondstofgebruik *volledig* circulair te maken zou de *volledige* afvalberg als secundaire stroom moeten worden gebruikt. Dit is echter onmogelijk (Dasgupta 1998; Eichner & Pehtig 2001). Bij het recyclen en hergebruiken van afvalstromen blijft altijd restafval over van steeds lagere kwaliteit met als uiteindelijke uitkomst de eerdergenoemde bodemassen die overblijven na afvalverbranding of (illegaal) storten. Terugwinning van oorspronkelijke materialen uit afvalstromen kost (veel) energie, met vaak weer milieuvervuilende emissies als gevolg.¹⁶ Dit alles impliceert dat het proces niet volledig omgekeerd kan worden, en dat de leefomgeving na het eerste gebruik van een grondstof definitief veranderd is. Wanneer de gebruiker van de grondstof hier geen rekening mee houdt, is dit een extern effect.

De vorm waarin de leefomgeving uiteindelijk verandert door grondstoffengebruik, de omvang en het type van milieuvervuilende emissies, is met name afhankelijk van de vorm van afvalverwerking. Om te komen tot maatschappelijk efficiënt grondstoffengebruik, is het daarom

Figuur 2.3
Prioriteitsvolgorde van circulariteitsstrategieën en rol van innovatie in productketen



Bron: PBL

¹⁶ De herproduceerbaarheid van de grondstof zit verwerkt in de prijs van de grondstof. Grondstoffen die eenvoudig herwinbaar zijn uit afvalstromen zullen, ceteris paribus, goedkoper zijn dan grondstoffen waarbij dit niet het geval is. We zullen later nog dieper ingaan op het aanbod, en de prijsbepaling van, grondstoffen.

van belang om de milieuschade bij afvalverwerking goed te verwerken in de prijzen die consumenten en producenten ervaren voor het aanbieden van afval. Grofweg zijn er drie opties voor afvalverwerking: (illegaal) dumpen, storten of verbranden, en recyclen en hergebruiken. Elk van deze afvalverwerkingsmethoden wordt gekenmerkt door een specifieke verzameling emissies. Ongecontroleerd dumpen is het meest schadelijk voor de lokale lucht-, bodem- en waterkwaliteit, en daarmee uiteindelijk voor de volksgezondheid. Tegelijk is dit wel de gemakkelijkste en vaak ook de goedkoopste optie voor bedrijven of huishoudens. Gecontroleerde eindverwerking op een stortplaats of in een verbrandingsinstallatie zorgt in zijn algemeenheid voor aanzienlijk minder emissies (zie bijvoorbeeld Dijkgraaf & Vollebergh 2004).

Het gecontroleerd verwerken van afval op een stortplaats, afvalverbrandingsinstallatie (AVI) of van afvalwater in afvalwaterzuiveringsinstallaties voorkomt dat emissies naar bodem, water of lucht ongecontroleerd uitlekken en kan, waar mogelijk, ook nog worden benut voor energie- en materiaal terugwinning (dit wordt nuttige toepassing genoemd, of *recover* in figuur 2.3).¹⁷ Technologische ontwikkeling kan de emissies die vrijkomen bij afvalverwerking sterk reduceren, en Nederland is op dit gebied een voorloper (zie Hanemaaijer et al. 2014). Gecontroleerde eindverwerking vraagt echter wel een inspanning van bedrijven, huishoudens en de overheid. Er moet bijvoorbeeld voorgesorteerd worden, of afval moet worden opgehaald en naar een bepaalde locatie gebracht. Hetzelfde geldt voor afvalwatersystemen. Dit alles kost tijd en geld (relevante maatschappelijke kosten) en is niet vanzelfsprekend (zie ook Aalbers 2016).

Deze extra moeite en kosten vormen een beperking bij het afvalbeheer omdat er altijd de mogelijkheid is om afval naar elders te transporteren waar het mogelijk op een goedkopere wijze 'verwerkt' of gedumpt kan worden. Hier doen zich soms schrijnende voorbeelden voor: van het illegaal dumpen van chemisch afval van drugsproductie in de vrije natuur tot de export van asbesthoudende scheepswrakken naar landen waar minder stringente milieuregels gelden voor de eindverwerking, en de 'plasticsoep' in de oceanen (CPB 2017). De continue mogelijkheid van het goedkope, maar vaak erg schadelijke, dumpen beperkt overheidsbeleid in deze fase omdat dumpen de marktwerking verstoort tussen de aanbieders van afval (de consument) en de vragers van afval (de afvalverwerkingsindustrie). Dit kan zelfs impliceren dat de markt volledig faalt – zie onder andere Eichner en Pehtig (2001) en Aalbers en Vollebergh (2008).

Als onderdeel van de afval(water)verwerking zorgt recycling en hergebruik van productonderdelen (*repurpose* of *remanufacture* in figuur 2.3) voor een secundaire stroom materialen en product(onderdelen). Het verwerken hiervan reduceert niet alleen milieuvervuilende emissies bij storten en verbranden, maar voorkomt ook milieuschade die ontstaat bij het produceren van eenzelfde materiaal of deze zelfde producten of onderdelen daarvan in de primaire stroom (Kinnaman 2014). Daarbij bespaart de recycling en het hergebruik voornamelijk op het energiegebruik dat nodig is om deze materialen of product(onderdel)en nieuw te produceren (zie ECN (2001) voor een uitgebreide bespreking van de relatie tussen materiaalgebruik en energie; paragraaf 3.4 presenteert data voor Nederland). Het beprijzen van milieuschade door energiegebruik zorgt daarom, via een prikkel tot energiebesparing, voor meer *vraag* naar het recyclen van materialen (de secundaire stroom). Het *aanbod* van materialen of producten of productonderdelen voor recyclen wordt deels bepaald door *de prijs* van het storten en verbranden van afval. Wanneer aan de marge de prijs die aanbieders van afval betalen voor verbranden en storten vanuit maatschappelijk perspectief te laag is, zullen er te weinig materialen en producten worden aangeboden voor recycling en hergebruik (zie Eichner & Pehtig 2001).

¹⁷ Wanneer bij afvalverwerking ook energie wordt opgewekt, moet bij het bepalen van de luchtverontreiniging gecorrigeerd worden voor de mogelijke besparing in luchtverontreiniging bij de alternatieve opwekkingsbron voor energie. Zie Hanemaaijer et al. (2014) voor een discussie.

Belangrijk is het onderscheid tussen huishoudelijk en industrieel afval. Kinnaman et al. (2014) berekenen de optimale graad van recycling voor huishoudelijk afval in Japan en concluderen dat deze relatief laag is. Dijkgraaf en Gradus (2016) suggereren dat dit ook geldt voor Europa.¹⁸ Specifiek voor de kunststofketen lijkt *het verder intensiveren* van het recyclen van kunststof op basis van de huidige technologie niet effectief (CPB 2017). Voor industrieel afval is, voor zover ons bekend, geen economische literatuur beschikbaar (zie ook Dijkgraaf & Gradus 2016). Voor industrieel afval kan gesteld worden dat de eigenaar van een industrieel productieproces vaak zelf alle belang heeft bij het recyclen van het restafval van de grondstoffen en materialen. Huishoudelijk afval is over het algemeen van een lage kwaliteit. Dat betekent dat het relatief veel energie en arbeidsinzet kost om deze afvalstroom te verwerken tot een hoogwaardiger secundaire stroom die als input kan dienen in het productieproces. Zoals verderop nog zal blijken, ligt de mate van recycling van industrieel afval substantieel hoger dan van huishoudafval (Aalbers 2016; en paragraaf 3.4).

Vanuit een brede welvaartsanalyse is het van belang dat bedrijven en huishoudens de hierboven besproken milieuschade bij het verwerken van afval meenemen bij het maken van hun keuzes, rekening houdend met de extra inspanningskosten die dat vergt en de beperkingen voor beleid. Geleidelijk is daarom beleid op gang gekomen teneinde dumping tegen te gaan, milieuaantasting bij eindverwerking te reduceren, en hergebruik en recycling te stimuleren (conform de *ladder van Lansink*). Hierbij is het belangrijk om te onderkennen dat economisch gedrag leidt tot het ontwijken van beleid dat milieuaantasting probeert te minimaliseren. Mede om deze reden wordt handel in afval sterk gereguleerd. Het is bijvoorbeeld niet toegestaan om huishoudelijk afval te verplaatsen naar een andere regio.¹⁹ Dit leidt tot relatief gesloten grenzen voor afval binnen de Europese Unie (EU). Hierdoor werd een halt toegeroepen aan de zoektocht van afval naar het 'laagste putje' in de eindverwerkingsketen. Het blijkt echter lastig om handel in afval juridisch volledig te beschrijven. Er moet namelijk rekening worden gehouden met herdefiniëring van producten: door een eenmalige extra handeling wordt afval veranderd in een secundaire 'grondstof'. Dit beginsel van 'nuttige toepassing' maakt het mogelijk afval na bewerking alsnog naar het buitenland te exporteren.

2.3.2 Fase 3: Eindgebruik producten

In fase 3 wordt een voltooid product binnen Nederland gebruikt door een consument of een producent voordat dit wordt afgedankt en in de afvalfase terechtkomt (fase 4). Het expliciet onderscheiden van fase 3 ten opzichte van fase 4 (afvalverwerking) geeft de ruimte om hergebruik van producten en productonderdelen en het veranderen van consumptiepatronen te onderscheiden van recycling van grondstoffen (fase 4). Fase 3 is inherent lokaal, dat wil zeggen speelt zich af in Nederland, waardoor er in beginsel veel aanknopingspunten zijn voor beleid van de Nederlandse overheid.

Voordat we dieper ingaan op een aantal deelaspecten van fase 3, is het goed om fase 3 te relateren aan milieuschade, en twee aannames te introduceren die we later in deze paragraaf zullen bespreken. De aankoopbeslissing door de eindgebruiker is het startpunt van fase 3. Milieuschadelijke emissies vinden zowel voor de aankoop, als na de aankoop plaats, maar bijna nooit op het moment van de aankoop zelf. Onze analyse in deze fase veronderstelt eerst dat overheidsbeleid gericht op het reguleren van milieuschade *stroomopwaarts* in de productieketen (fases 1 en 2) uiteindelijk via afwenteling tot uitdrukking komt in de prijs die de consument moet betalen, analoog aan de wijze waarop alle productiekosten van het bedrijf uiteindelijk in de prijs tot uitdrukking komen (aanname 1). Een *rationele* consument zal daarnaast rekening houden met eventuele kosten (bijvoorbeeld afvalstoffenheffingen) die

¹⁸ Kinnaman benadrukt de onzekerheid in de schattingen van de milieuschade die worden gebruikt in de onderliggende literatuur.

¹⁹ Oorspronkelijk gold dit in Nederland op provinciaal niveau. Voor industrieel afval was dit overigens niet het geval.

ontstaan bij het afdanken van het product indien deze kosten ook daadwerkelijk aan de consument worden doorberekend (aanname 2). Wanneer overheidsbeleid milieuschade veroorzaakt in fases 1, 2 (zie hierna) en fase 4 maatschappelijk afdoende heeft gereguleerd, is onder de hiervoor genoemde aannames voor een maatschappelijk wenselijk niveau van hergebruik in fase 3 alleen beleid nodig dat de milieuschade bij het gebruik van een eindproduct bijrijst.

De fysieke milieuemissies die ontstaan bij gebruik zijn sterk productafhankelijk. In de gebruiksfase komen allerlei milieuschadelijke stoffen vrij zoals bij het gebruik van schoonmaakmiddelen, cosmetica of verf. Voor zover de milieuschade bij het eindgebruik volgt uit energieverbruik zijn deze besproken in Vollebergh et al. (2014 en 2016), en valt deze milieuschade daarom buiten het bestek van deze studie. De overige milieuschade is aanleiding voor additioneel overheidsbeleid dat aangrijpt op fase 3, en daarmee voor milieubeprijzing (zie paragraaf 2.4.4).

Los van overheidsbeleid dat milieuschade bij gebruik bijrijst, volgt uit aannames 1 en 2 dat *rationele* consumenten de maatschappelijk gewenste hoeveelheid hergebruik en reparatie kiezen (zie ook Eichner & Pehtig 2001). Consumenten worden onder deze aannames geconfronteerd met de juiste maatschappelijke prijs van zowel een nieuwe aankoop, als de reparatie van het product dat al in bezit is, en kiezen daardoor voor efficiënt grondstoffengebruik. Zo is er een (informele) tweedehandsmarkt waarop gebruikte producten worden verhandeld. Deze tweedehandsmarkt geeft uitdrukking aan de discussie binnen circulaire economie waarin onderscheid wordt gemaakt tussen 'hoogwaardig' hergebruik en hergebruik van productonderdelen en 'laagwaardige' recycling.

De tweedehandsmarkt laat zien dat het verlengen van de levensduur van een gegeven product, *repair, re-use of refurbish* in figuur 2.3, voor veel duurzame goederen relatief goedkoop is ten opzichte van het afdanken van het product en het aanschaffen van een volledig nieuw vervangend product (aannemende dat de consument de functie die het product vervult blijft waarderen). Het verlengen van de levensduur bespaart op het gebruik van energie, grondstoffen en arbeid in de productie van het vervangende product (fase 2 in ons conceptueel kader), en het recyclen van de materialen in het afgedankte product (fase 4 binnen ons conceptueel kader). Vanuit milieuperspectief is *repair, re-use of refurbish* niet altijd de optimale keuze. Zo worden door voortschrijdende normstelling diverse producten bij het gebruik steeds milieuvriendelijker. Alleen als de milieuwinst bij gebruik groter is dan de milieuschade veroorzaakt bij de productie, is het vanuit milieuperspectief beter om het product te vervangen dan het te repareren of op te knappen. Dit speelt met name bij producten die in de gebruiksfase veel energie verbruiken, zoals auto's, cv-ketels of sfeerverwarmers. Daarnaast kan het zo zijn dat een nieuwere versie van een product naast minder milieuschade bij gebruik ook in zijn algemeenheid meer nut voor de consumenten oplevert.

Wanneer aanname 1 niet opgaat, zal de prijs van *nieuwe* producten *niet* alle relevante milieuschade tot uitdrukking brengen die gemoeid is met het produceren van dit product in fase 1 en 2. De prijzen van nieuwe producten zijn dan dus te laag vanuit een maatschappelijk perspectief, en consumenten zullen vanuit maatschappelijk perspectief te vaak een nieuw product kopen. In een kleine open economie zoals die van Nederland worden niet alle producten die worden gebruikt ook geproduceerd in het land zelf en worden, omgekeerd, producten die in Nederland worden gemaakt voor een deel in het buitenland gebruikt. Producten worden in een globaliserende economie vaak niet in hetzelfde land gemaakt (fase 1 en 2) en gebruikt (fase 3). Het is daarom zeer de vraag of prijsprykkels bij winning en productie (fase 1 en 2) wel zullen leiden tot hogere Nederlandse consumentenprijzen. Deze prijzen komen tot stand in een sterk competitief speelveld waardoor het voor individuele bedrijven (al dan niet gevestigd in Nederland) niet altijd mogelijk is om hogere productiekosten door te berekenen. Omgekeerd betekent dit ook dat prijsprykkels in fase 3 een beperkte invloed zullen hebben op de milieuschadelijke emissies die vrijkomen bij productieprocessen eerder in de

keten. Het argument werkt twee kanten op. Dit inzicht is van belang voor het idee om de wereldwijde voetafdruk van Nederlandse consumptiegoederen te beprizen.

Een voorbeeld hiervan is dat wanneer een consument in Nederland met prijsprikkels wordt gestimuleerd om zich meer op duurzaamheid te richten, vooral elders in de wereld de omzet van bedrijven voor een klein deel zal gaan verschuiven. Als gevolg hiervan is de milieuwinst in Nederland klein, en zal ook het Nederlandse bedrijfsleven (fase 2) maar weinig geprikkeld worden om zijn productiemethoden aan te passen. Dit roept de vraag op in hoeverre de baten van dit soort beleid nog wel opwegen tegen de kosten. Bovendien moet ook nog de gereduceerde milieuschade in het buitenland worden gewogen, hetgeen een dimensie toevoegt aan de toch al complexe berekeningen die nodig zijn om milieuschade te kwantificeren (zie ook paragraaf 4.3 en Vollebergh et al. 2014). Daarbij is grofweg onderscheid te maken tussen emissies die bijdragen aan de mondiale klimaatverandering en milieuvraagstukken met een meer lokaal karakter (dat wil zeggen grond-, water- en luchtgebonden vervuiling). In het geval van een globaal milieuprobleem zoals klimaatverandering treft een emissie in het buitenland de Nederlandse burger op eenzelfde manier als een emissie in Nederland, maar bij meer lokale milieuvervuilende emissies in het buitenland worden vooral buitenlandse burgers getroffen. Het spreekt niet vanzelf dat de Nederlandse burger in dat geval de baten hiervan positief zal wegen.

Het niet opgaan van aanname 2, beperkingen ten aanzien van het economisch rationeel individueel handelen, kunnen zeker relevant zijn voor overheidsbeleid, maar blijven bij deze studie grotendeels buiten beschouwing. Zie hoofdstuk 6 voor een reflectie hierover in het licht van de voorgestelde beleidsopties. Ook het idee dat mensen producten meer zouden kunnen delen, *rethink* in figuur 2.3, blijft buiten beschouwing in deze studie. Er vinden geen extra milieuschadelijke emissies plaats bij de productie of het gebruik in geval van het delen van een product. Door delen kan een gegeven groep mensen toe met minder eenheden van het product, maar dit product zal dan mogelijk wel sneller moeten worden vervangen om dezelfde functie te kunnen blijven vervullen.

2.3.3 Fase 2: Verwerking grondstof tot materiaal en eindproduct

Waar een belangrijk deel van het aanbod van afval ontstaat na consumptie van eindproducten in fase 3, ontstaat juist een belangrijk deel van de vraag naar hergebruik en recycling in fase 2. Vraag en aanbod bepalen hier samen de marktprijs. De prijs op deze secundaire markt wordt in de eerste plaats bepaald door de marktwaarde van de afvalstroom, en deze hangt samen met de kwaliteit van de secundaire stroom. Hoe meer kosten er gemaakt moeten worden om de secundaire stroom te gebruiken in het productieproces, hoe lager de kwaliteit. Als regel geldt hier dan ook dat hoe lager de kwaliteit van de secundaire stroom, hoe lager de marktprijs. Voor sommige reststromen is deze prijs zelfs negatief, zeker voor vervuilde stromen.

Voor de maatschappelijk gewenste mate van circulariteit van producten, onderdelen daarvan, en materialen om grondstoffengebruik terug te dringen, is het van belang dat Nederlandse bedrijven vanuit maatschappelijk perspectief de juiste prijs ervaren voor het gebruik van zowel de *primaire* als de *secundaire stroom* grondstoffen, materialen en producten (zie ook Eichner & Pehtig 2001), dat wil zeggen een prijs die rekening houdt met de maatschappelijke schade. Daarbij gaat het in deze fase 2 zowel om milieuschadelijke emissies in het productieproces (dat vooral invloed heeft op de vraag naar de primaire stroom, *reduce* in figuur 2.3 als om het productontwerp (eco-design, dat invloed heeft op de kwaliteit en dus de prijs van de secundaire stroom). Zoals aangegeven in paragraaf 2.3.1, bespaart het recyclen van een materiaal vanuit maatschappelijk perspectief vooral op de milieuschade die veroorzaakt wordt bij de productie van dit materiaal. Voor de vraag naar de secundaire stroom is het daarom ook van groot belang dat deze milieuschade adequaat is beprisd. Dit maakt duidelijk dat de mate waarin *re-use*, *repair*, *refurbish*, *remanufacture*, *repurpose* en *recycle* bevorderd kunnen worden, sterk samenhangt met keuzes van bedrijven in fase 2.

Fase 2 richt zich op de Nederlandse industrie en wordt gekenmerkt door daadwerkelijke fysieke emissies in Nederland in combinatie met productie, en dus werkgelegenheid, in Nederland. Weer vraagt dit om een analyse waarin het open karakter van de Nederlandse economie centraal staat, omdat de Nederlandse industrie onderdeel is van mondiale productieketens. In tegenstelling tot fase 3, is er wel een relatief grote milieuwinst te realiseren in Nederland, maar die moet afgewogen worden tegen een mogelijk concurrentienadeel.

Ook vanuit het perspectief van mondiale milieuschade is dit concurrentienadeel, en de hiermee mogelijk samenhangende verplaatsingen van economische activiteit, belangrijk. Wanneer bijvoorbeeld de productietechnologie in het buitenland vuiler is omdat het milieubeleid minder stringent is dan in Nederland, kan de verplaatsing van economische activiteit leiden tot een mondiale *stijging* in de milieuschadelijke emissies, ondanks dat de milieuschade in Nederland daalt. Dit wordt ook wel *carbon leakage* genoemd en is in potentie een belangrijke beperking voor overheidsbeleid (zie bijvoorbeeld Hoel 1996, en van der Ploeg & Withagen 2015).²⁰

Een algemeen inzicht is dat wanneer een *vuiler* substituut van een bepaald productieproces niet adequaat (in het buitenland) wordt beprijsd, beprijzing door de Nederlandse overheid zelfs averechts kan werken. Denk aan dumping van afval in fase 4, of het langer gebruiken van een relatief energie-intensief product in fase 3 wanneer energiegebruik onvoldoende is beprijsd (zie EEA 2017). Verplaatsingseffecten als gevolg van het ETS (CO₂-beprijzing) lijken overigens relatief klein te zijn (Arlinghaus 2015; Brink 2016). Empirische evaluaties van de effecten van de vennootschapsbelasting suggereren daarentegen dat, ondanks dat winsten veel mobieler zijn dan daadwerkelijke investeringen, investeringen wel degelijk negatief afhankelijk zijn van de gemiddelde belastingdruk op investeringen (zie bijvoorbeeld de Mooij & Ederveen 2008). Het verschil tussen beide conclusies kan mogelijk verklaard worden doordat voor veel internationaal mobiele bedrijven het kostenaandeel van milieubelastingen kleiner is dan het kostenaandeel van belastingen op de input kapitaal (onder andere de vennootschapsbelasting). Ook zijn sommige bedrijven die onder het ETS vallen relatief minder mobiel omdat deze afhankelijk zijn van grote investeringen, en is het lastiger om het EU-brede ETS te ontwijken dan het belastingstelsel van een individuele lidstaat. Dit impliceert ook dat er mogelijk wel een verplaatsingsrisico is voor bedrijfsonderdelen die een relatief groot kostennadeel ondervinden door milieubeprijzing.

In fase 2 ontstaan emissies naar lucht, bodem, water en biodiversiteit op het punt waar grondstoffen worden verwerkt tot materialen, of materialen in combinatie met grondstoffen tot producten worden verwerkt, in beide gevallen met behulp van energie en arbeid. Belangrijke observatie is hier allereerst dat milieuschade bij het verwerken van grondstoffen vaak samengaat met milieuschade als gevolg van de inzet van (fossiele) energie die het mondiale klimaat aantast. Daarnaast is voor het verwerken van nieuwe grondstoffen vaak meer energie nodig dan bij het recyclen van eerder gebruikte grondstoffen (zie ook paragraaf 3.4). Omdat dit energiegebruik vaak ook nog gebaseerd is op fossiele grondstoffen komt de gewenste energietransitie naar een niet-fossiel energiesysteem in het verlengde te liggen van de transitie naar een meer circulaire economie: een *co-benefit*. Marktprikkels gericht op het beprijzen van milieuschade dragen daarom tegelijkertijd bij aan zowel een meer circulaire economie als de energietransitie gericht op minder fossiel energiegebruik.²¹

²⁰ Van der Ploeg en Withagen (2015) definiëren *carbon leakage* als 'Carbon leakage occurs if countries' unilateral climate efforts to curb CO₂ emissions with a carbon tax cause before-tax oil prices to decline, thereby causing CO₂ emissions to increase elsewhere in the world. In this sense, carbon leakage can be viewed as a spatial version of the weak Green Paradox'. Zie sectie 2.3.4 voor een bespreking van de *green paradox*.

²¹ Vanzelfsprekend kan er ook meer vraag ontstaan naar kritische materialen door de energietransitie, bijvoorbeeld lithium voor batterijen, waardoor de milieudruk van het gebruik van andere grondstoffen juist toeneemt. Alleen wanneer grondstoffenmarkten niet goed werken en de milieuschade niet goed is beprijsd, ontstaat hier echter pas een afruil. Dit laat wel zien dat een doorberekening van milieuschade niet beperkt moet blijven tot CO₂-emissies, maar over de volle breedte plaats dient te vinden.

Een vergelijkbare co-benefit treedt op bij innovatie. De markt faalt namelijk niet alleen door milieuvervuulende emissies. Er zijn ook aanwijzingen dat de vrije markt maatschappelijk te weinig innovatie genereert. Innovatie wordt gekenmerkt door positieve externe effecten: de kennis die nodig is voor de ontwikkeling van nieuwe technologie levert vaak voordelen op die verder gaan dan de vergoeding die de ontwikkelaar van die kennis ontvangt. Het patentrecht probeert dit te ondervangen, maar doet dat onvoldoende (zie onder andere Acemoglu et al. 2012; CPB 2016). Technologische innovatie die leidt tot efficiënter grondstoffengebruik, en minder milieuschade bij gegeven grondstoffengebruik, is noodzakelijk bij een transitie naar een meer circulaire economie. Marktprikkels waarbij milieuschade wordt beprijsd en marktprikkels waarbij wordt aangezet tot innovatie zijn hierbij als een Siamese tweeling (OECD 2010; Vollebergh 2012). Voor effectief innovatiebeleid is het noodzakelijk dat voor investeerders duidelijk is wat de in geld uitgedrukte waarde is van een milieu-innovatie, en milieubeprijzing is veel effectiever als de markt voor innovatie goed functioneert.

Belangrijk inzicht is dat het beprijzen van milieuschade niet alleen direct aanzet tot minder grondstoffengebruik en milieudruk op de korte termijn, door meer recycling en hergebruik, maar ook een prikkel is voor maatschappelijk voldoende investeringen in kennisontwikkeling, en de verspreiding van bestaande kennis, ten aanzien van schonere productie- en recycle-technologieën. Het ontwikkelen van schonere productietechnologie kan op de langere termijn zorgen voor een concurrentievoordeel ten opzichte van het buitenland.²²

Naast het beprijzen van milieuschade in de primaire stroom, zal dus de vraag naar de secundaire stroom toenemen wanneer het goedkoper wordt om materialen en grondstoffen van *relatief hoge kwaliteit* terug te winnen uit het product. Hoge kwaliteit wil zeggen dat de secundaire stroom een relatief goed substituuut is voor de primaire stroom. Het productontwerp kan hierbij invloed hebben op de kosten van het recyclen van de in het product verwerkte materialen en grondstoffen tot een relatief hoogwaardige secundaire stroom (de eerdergenoemde *re-use, repair, refurbish, remanufacture, repurpose* en *recycle*). Echter, een meer *modulair* product, dat gemakkelijker is te hergebruiken of te recyclen, is mogelijk duurder in productie (Eichner & Pehtig 2001). Daartegenover staat dat het hergebruiken van bepaalde onderdelen of materialen een kostenvoordeel kan opleveren.

Bedrijven hebben er doorgaans belang bij deze afweging correct te maken, maar zullen niet per se de maatschappelijk optimale keuze maken als niet alle prijzen maatschappelijk efficiënt zijn. Het productontwerp gekozen door het bedrijfsleven is dan ook pas maatschappelijk gewenst indien: i) alle milieuschade die volgt uit dit ontwerp is beprijsd en wordt gevoeld door het bedrijf zelf (zie Eichner & Pehtig 2001; 2003), en; ii) het bedrijf zelf direct voordeel heeft van het goedkoper recyclen van de materialen in het product. Deze condities gaan niet altijd op. Hiervoor is *extended producer responsibility* mogelijk een oplossing. Een producent is dan verantwoordelijk voor de afvalverwerkingskosten van het product later in de levenscyclus (zie Aalbers 2016).²³ Paragraaf 2.4.5 zal ingaan op de implicaties van bovenstaande inzichten voor het belastingstelsel.

2.3.4 Fase 1: De winning van grondstoffen

Fase 1 betreft de winning van grondstoffen waarbij, onder andere door de inzet van machines en energie, milieuschade ontstaat. Denk hierbij aan zowel emissies naar de lucht door energetisch gebruik van fossiele brandstoffen, als emissies naar bodem en water wanneer bij

²² Zie voor een *first-mover advantage* als gevolg van vergroening ook Ter Haar (2010), het rapport voor de studiegroep milieubelastingstelsel.

²³ Het beprijzen van milieuschade geeft mogelijk ook een prikkel voor het ontwikkelen van nieuwe *businessmodellen* waarbij de producent eigenaar blijft van het product bij gebruik zodat hergebruik wordt bevorderd (denk aan een leaseconstructie). De prikkel die hierbij uitgaat van milieubeprijzing staat los van de vraag of het ontwikkelen van businessmodellen moet worden bevorderd met innovatiebeleid. Zie ook Potting et al. (2016).

de winning afval ontstaat. Een ander voorbeeld van relevante schade, die echter buiten de context van dit rapport valt, zijn aardbevingen bij de winning van aardgas.

Wanneer de winning van grondstoffen plaatsvindt onder normale marktomstandigheden zijn de milieueexternaliteiten die ontstaan in fase 1 een vorm van marktfalen. Maar behalve het feit dat er erg weinig winning van grondstoffen is in Nederland zelf (zie ook paragraaf 3.1) zijn er wel een aantal complicaties die de werking van marktprikkels in fase 1 kunnen verminderen. Deze complicaties worden hieronder kort toegelicht. Daarnaast bespreken we nog een aantal andere argumenten die vaak terugkomen in discussies rondom *grondstof-fenschaarste*.

Nationaal beleid gericht op minder grondstoffengebruik ontmoedigt voornamelijk *de vraag* naar grondstoffen. De effectiviteit van beleid dat de vraagkant ontmoedigt, is echter ook afhankelijk van de aanbodkant van de markt (de markt voor winning). Sinn (2015) en van de Ploeg en Withagen (2015) hebben in verschillende publicaties gewezen op de beperkingen van overheidsbeleid gericht op vraagsturing (*green paradox*).²⁴ Deze problematiek hangt samen met het feit dat grondstofexploitanten vaak monopolist zijn (zie ook Hotelling 1931). Wanneer de eigenaar van een nog niet ontgonnen grondstof een lokale monopolist is die elke eenheid ontgonnen grondstof maar één keer kan verkopen op de markt, dan zal hij het aanbod (het aan de natuur onttrekken van grondstoffen) zo reguleren dat de verwachte totale netto contante waarde van de totale stroom aan inkomsten maximaal is. Vaak betekent dit dat het dan rationeel is om minder grondstoffen op korte termijn te onttrekken om zo de prijs voldoende hoog te houden, waardoor mijnopbrengsten per saldo hoger uit kunnen vallen.

Dit gedrag heeft vergaande consequenties. Wanneer bijvoorbeeld overheidsbeleid het gebruik van een grondstof in de toekomst onmogelijk maakt, zal de vraag later inzakken. De grondstofeigenaar zal hierop inspelen door de ontginning nu op te voeren, inclusief alle milieuvuulende emissies, en tegen een lagere prijs gaan aanbieden op de markt. Hierdoor wordt ook het gebruik van de grondstof bevorderd en zal ook de exploitatie van de grondstof, en alle bijbehorende emissies, op de korte termijn toenemen. Volgens Sinn (2015) lijkt dit ook daadwerkelijk het geval te zijn wanneer we kijken naar de huidige lage olieprijs. Deze zelfde argumentatie is toepasbaar voor alle veranderingen in marktomstandigheden die toekomstige inkomsten voor de grondstofeigenaren onzeker maken. Denk aan politieke instabiliteit, of een verwachte technologische innovatie die de mate van efficiëntie bij het gebruik van grondstoffen in de toekomst vergroot of een technologische innovatie of een subsidie die een substituuut voor de vervuulende grondstof goedkoper maakt. Dit inzicht betekent dat *eenzijdig* vraagsturend beleid in Nederland, naast erg beperkt, mogelijk zelfs *averechts* kan werken.

Naast milieuemissies zijn er andere vormen van marktfalen waardoor vragers en aanbieders in maatschappelijk opzicht niet de juiste beslissing nemen. Daarbij kan gedacht worden aan marktmacht door een beperkt aantal aanbieders (of vragers) en asymmetrie in informatie tussen koper en aanbieder. Ook vanuit deze vormen van marktfalen ontstaan argumenten voor overheidsingrijpen, waarbij de verschillende argumenten elkaar zowel kunnen versterken als tegenwerken. Grondstoffenmarkten worden bijvoorbeeld vaak gedomineerd door een aantal grote bedrijven. De marktmacht die hiermee vaak gepaard gaat, veroorzaakt in zijn algemeenheid marktprijzen die hoger zijn dan de daadwerkelijke (marginale) productiekosten. Marktmacht vraagt daarom om een negatieve prijsprikkel (subsidie) die dan mogelijk tegen de positief corrigerende prijsprikkel op basis van milieuemissies inwerkt. Anders gezegd:

²⁴ Zie ook Van der Ploeg en Withagen (2015) voor een kritische bespreking.

wanneer marktmacht bestaat is een gedeelte van de milieueexternaliteit al (impliciet) geïnternaliseerd, en is de beleidsurgentie voor een corrigerende prijsprikkel kleiner (zie Buchanan 1969; Hoel 1978; en Hassler et al. 2011).²⁵

Schaarste van grondstoffen wordt ook gerelateerd aan zorgen omtrent prijsvolatiliteit op grondstoffenmarkten (zie bijvoorbeeld Prins et al. 2011). Grondstoffenprijzen zijn inderdaad verre van constant (zie ook paragraaf 3.4). Prijsschommelingen kunnen echter gedeeltelijk voortkomen uit daadwerkelijke informatieschommelingen, doordat bij grotere schaarste bijvoorbeeld meer gezocht wordt naar nieuwe bronnen, en gedeeltelijk veroorzaakt worden door speculatie. In beide gevallen is het de vraag wat overheidsbeleid hier kan betekenen. Wanneer schaarste en hoge prijzen leiden tot nieuwe ontdekkingen die dan weer leiden tot prijsdalingen, kan dit geïnterpreteerd worden als de juiste werking van de markt. Wanneer speculatie leidt tot volatiliteit, lijkt dit eerder een argument voor beleid op financiële markten in plaats van beleid voor grondstoffenmarkten of aanvullend milieubeleid. Ook is het de vraag of prijsvolatiliteit als een vorm van marktfalen kan worden gezien.²⁶ Onzekerheid zou kunnen leiden tot onderinvestering in grondstoffenwinning, maar onderinvestering in winning leidt zeker niet tot een lage grondstoffenprijs en te veel grondstoffengebruik.

Al deze overwegingen vragen om een specifieke benadering voor elke grondstoffenmarkt. Bovenstaande argumenten maken echter tevens duidelijk dat het onderbouwen van fiscale prikkels in Nederland gericht op marktfalen bij grondstoffenwinning niet eenduidig zijn. Ook is, gegeven dat winning voornamelijk in het buitenland plaatsvindt, het normatieve kader lastig toepasbaar. Niet alleen is er een beperkt aantal aanbieders, maar grondstoffenwinning is namelijk ook bij uitstek locatiespecifiek. Een lucratieve locatiespecifieke economische activiteit is immobiel en daarom een gunstige grondslag voor bijvoorbeeld belastingheffing en een eenvoudig subject voor regelgeving, zeker ook omdat de economische activiteit niet 'wegloopt'. Dit betekent dat de lokale overheid bij uitstek in een positie is om de winning ter plekke te reguleren en hierbij rekening te houden met *alle* relevante argumenten voor overheidsbeleid, met name wanneer het ook de lokale leefomgeving betreft (zie ook Ogawa & Wildasin 2009). Ook handelspolitiek is onderdeel van de afweging van zowel de lokale als de Nederlandse overheid en de EU. Dit compliceert de analyse omdat hierdoor erg onduidelijk is of de geobserveerde importprijs van de grondstof gelijk is aan de marginale productiekosten van deze grondstof. Efficiënte milieubeprijzing verhoogt namelijk deze marginale productiekosten met de marginale milieuschade.

2.4 Belastingen en het streven naar een circulaire economie

Belastingen en subsidies zijn in het algemeen bij uitstek geschikt om zowel negatieve als positieve externaliteiten te *beprijzen*. Belangrijk is dat deze belastingen vooral zorgvuldig worden gekozen en vormgegeven (zie Fullerton et al. 2010; Vollebergh 2012). In wat volgt maken we eerst expliciet duidelijk dat belastingen en subsidies effecten kunnen hebben die verder gaan dan alleen de getroffen sector of de betrokken consumenten (algemeen evenwichtseffecten). Vooral bij omvangrijke hervormingen is het van belang om na te gaan wat de effecten van de beleidswijziging zijn op de economie als geheel. Een tweede algemene inleidende paragraaf bespreekt hoe de vormgeving van belastingen en subsidies invloed heeft op effectieve milieubeprijzing. Daarna lopen we de rol van belastingen en subsidies in de fysieke stromen weer in omgekeerde volgorde af.

²⁵ Een corrigerende belasting is uitsluitend bedoeld om de juiste prijsprikkel aan de marge te geven zodat de markt wordt gestuurd richting de doelmatige allocatie. De marginale vervuiler wordt hierdoor geconfronteerd met de aangerichte schade.

²⁶ Zie ook de discussie rondom de implementatie van de *Financial Transactions Tax* voor vergelijkbare argumenten: Bijlsma et al. (2011).

2.4.1 Fiscale vergroening voor het groene doel

Wanneer het doel is om de totale hoeveelheid afval en grondstoffengebruik te verminderen, dan kan de overheid proberen consumptie te ontmoedigen met bijvoorbeeld een uniforme btw-verhoging (belasting over de toegevoegde waarde). Dit draagt echter niet direct bij aan een meer circulaire economie, maar hooguit aan minder grondstoffengebruik door de kleinere omvang van de economie (onder de voorwaarde dat de belastingopbrengst niet wordt teruggesluisd). De economie wordt kleiner, maar per eenheid consumptie niet groener.

De focus van deze studie is niet zozeer het onderzoeken van mogelijkheden om het grondstoffengebruik als zodanig te verminderen, maar het verkennen van fiscale opties om de met het grondstoffen- en materiaalverbruik gepaard gaande milieuvervuiling terug te dringen. In dit kader zijn prijsverhoudingen tussen grondstoffen, materialen of producten pas maatschappelijk adequaat als deze de schaarste-verhoudingen goed weergeven (zie ook het evaluatiekader dat toegepast is in eerdere PBL-studies, bijvoorbeeld Vollebergh et al. 2016). Dit heeft mogelijk ook belangrijke implicaties voor de evaluatie van beleidsambities. Van fiscale vergroening wordt vaak verwacht dat het bijdraagt aan het verlichten van de belastingdruk op arbeid, waardoor zowel de leefomgeving als de arbeidsmarkt beter zou gaan functioneren. Het zogenoemde tweesnijdende zwaard van milieubelastingen (zie bijvoorbeeld Ex'tax 2016).

Uit de economische literatuur blijkt echter dat de werking van dit tweesnijdende zwaard hoogst onzeker is (zie ook Vollebergh 2012). Kort gezegd, voor zowel een toename in de werkgelegenheid als minder milieudruk moeten twee zaken samenvallen die niet per definitie samengaan. Uiteindelijk drukken belastingen op consumptie, zoals de btw, en belastingen in de productieketen, zoals emissieheffingen, allemaal grotendeels op arbeid vanwege de economische afwenteling en reële koopkracht na belastingen. In het geval dat de arbeidsmarkt goed functioneert is de conclusie in de wetenschappelijke literatuur dat groene belastingen over het algemeen de arbeidsmarkt *niet beter* laten functioneren dan belastingen op arbeid of consumptie (Jacobs & De Mooij 2015).

Bij een goed functionerende arbeidsmarkt leidt een verschuiving van belastingen op arbeidsinkomen naar belastingen op consumptie in eerste instantie dan ook vooral tot denivellering doordat niet-werkenden nu meer belasting gaan betalen. Tevens stijgt het arbeidsaanbod als een gevolg van de verschuiving van de belastingdruk naar het inactieve deel van de bevolking (zie Bovenberg & Cnossen 2011). De arbeidsmarkt kan echter ook minder goed functioneren, wat de discussie compliceert (zie bijvoorbeeld Barrios et al. 2013; Bovenberg & Van der Ploeg 1996; Schob 1998). Het uiteindelijke effect van vergroening van belastingen op de arbeidsmarkt is sterk afhankelijk van de specifieke belastingverschuiving en de initiële omstandigheden op de arbeidsmarkt. Daarnaast maakt bovenstaande discussie duidelijk dat milieubeleid in zijn algemeenheid niet los gezien kan worden van inkomensbeleid, zoals in het geval van een generieke verschuiving van directe belastingen naar indirecte belastingen (vergelijk Jacobs & Van der Ploeg 2017).

Het in kaart brengen van alle mogelijke arbeidsmarkteffecten en de verdelingseffecten van belastingverschuivingen is voor deze studie een brug te ver en wordt daarom verder buiten beschouwing gelaten. Daarnaast is voor belastingontvangsten zelf een efficiënter belastinginstrument beschikbaar, namelijk de btw, zoals wij ook eerder al hebben betoogd (zie Vollebergh et al. 2016). Groene belastingen zijn juist bedoeld om de consument de belaste grondslag te laten vervangen door een ander, minder vervuilend, alternatief met belastingderving als gevolg. In de rest van deze studie beperken wij ons daarom tot het bespreken van groene belastingen die effectief bijdragen aan het corrigeren van marktfalen.

2.4.2 Vormgeving groene belasting

In de uitvoering kijken groene belastingen sterk af van de meer generieke inkomstenbelasting en consumptiebelasting (de btw). Voor groene belastingheffing is namelijk de keuze van

de grondslag cruciaal (Vollebergh 2012). Er moet in de wet naast het belastingtarief zowel een belastingsubject (wie moet de belasting overmaken aan de staat) als een belastingobject (waarover moet belasting worden betaald) opgenomen worden. Effectieve groene belastingen zijn bij voorkeur specifieke belastingen met als grondslag een fysieke eenheid. Het zijn immers de fysieke eenheden die zorgen voor de milieuverontreinigende emissies (zie Cnossen 2010). Dit in tegenstelling tot *ad valorem*-belastingen zoals een belasting over de waarde of opbrengst van een grondstof of materiaal, zoals bij de btw.

Als onderdeel van de vormgeving van effectieve groene belastingen is het goed om kort aandacht te besteden aan de groene belasting in relatie tot overig overheidsbeleid gericht op vergroening. De groene belasting is gericht op het internaliseren van milieuschade in de prijzen van grondstoffen, materialen of producten die deze milieuschade veroorzaken. Omdat groene belastingen ook tot gedragseffecten bij producenten en consumenten kunnen leiden is het van belang dat de meest vervuilende substitutiemogelijkheden óók geprijsd zijn, of dat overheidsbeleid rekening houdt met het niet geprijsen van vuile handelingen door bijvoorbeeld ge- of verboden. Dit om te voorkomen dat de consument of producent juist een vervuilend substituuut als alternatief kiest. Bij afval kan bijvoorbeeld gedacht worden aan (illegale) dumping (zie paragraaf 2.4.3) en bij het belasten van bedrijven aan verplaatsing van de activiteit naar het buitenland (zie paragraaf 2.4.5).

Een emissieheffing, een belasting waarbij de grondslag exact aansluit bij de milieuvervuilende emissie, lijkt de meest voor de hand liggende invulling van de groene belasting. In de praktijk is de emissieheffing echter vaak moeilijk of duur om te implementeren. Emissieheffingen hebben bijvoorbeeld al snel hoge inningskosten (administratie en controle), zeker bij een geheel nieuwe belasting. Dat geldt evenzeer voor handhavingskosten vanwege ontduiking, dumping (van afval), of het vervalsen van facturen of emissieregistratie.²⁷

Bij hoge administratiekosten van de emissiebelasting kan het daarom doelmatig zijn om niet de milieuvervuilende emissie als belastinggrondslag te kiezen, maar een makkelijker te meten goed of product dat (meer of minder direct) gerelateerd (complementair) is aan de milieuvervuilende emissie, zodat de milieuschade op *indirecte* wijze in de prijzen kan worden geïnternaliseerd (Sandmo 1976; Smulders & Vollebergh 2001 en 2017; Cremer & Gahvari 2002; Fullerton et al. 2010: 13,). Een belasting op een goed complementair aan de vervuiling is daarom vaak een goed alternatief voor de emissiebelasting (zie ook Kosonen & Nicodème 2009). Vanuit dit argument kan ook een relatief lage belasting (of een subsidie) op goederen die relatief schoon zijn worden onderbouwd. Dit is echter geen argument voor belastingverlagingen voor relatief schone goederen, maar vereist een specifieke relatie tot milieuvuiling welke niet met een belasting op een vervuilende handeling kan worden bereikt. Voorwaarde is bijvoorbeeld dat het relatief vuile alternatief niet zelf hoger belast kan worden.²⁸ Hierop wordt in paragraaf 2.4.4 specifiek ingegaan voor wat betreft een verlaagd tarief voor reparatiediensten.

Afhankelijk van de precieze vormgeving verschillen groene belastingen in de mate waarin verschillende substitutiemechanismen worden aangesproken bij het reduceren van emissies (Smulders & Vollebergh 2001 en 2017). In beginsel zijn er drie kanalen waarlangs emissies kunnen worden teruggedrongen:

- *emissiebestrijding* is het bestrijden van emissies via de inzet van een afzonderlijke (*add-on*) emissiebestrijdingstechnologie dan wel afzonderlijke compensatie;
- *inputsubstitutie* is emissiereductie via verschuivingen tussen inputs die verschillen naar vervuilingkarakteristieken, zoals zwavelrijke en zwavelarme kolen, fossiele brandstof en niet-fossiele brandstof, maar ook tussen energie enerzijds en arbeid of kapitaal anderzijds;

²⁷ Gerelateerde artikelen zijn onder andere Shortle et al. (1998); Hoel (1998), Fullerton et al. (2001).

²⁸ Zie naast Sandmo (1976) onder andere Wijkander (1985), Green & Sheshinski (1976) en Balcer (1980) voor een bespreking.

- *outputsubstitutie* is het vervangen van relatief vuile of emissie-intensieve producten door relatief schone of emissie-extensieve producten.

Hoe directer een instrument aanstuurt, hoe meer van deze mechanismen worden benut, hoe doelmatiger het instrument emissies reduceert. Zo benut de emissiebelasting alle mechanismen tegelijkertijd, wat haar zo efficiënt maakt. Een belasting op het resultaat van het productieproces (een *outputbelasting*) werkt alleen via outputsubstitutie, maar prikkelt niet tot een schonere technologie. Een belasting op een input van het productieproces (een *inputbelasting*) prikkelt enkel tot het vervangen van inputs. De reductie in milieuschade is groter naarmate inputs directer gerelateerd zijn aan vervuiling, maar de inputbelasting prikkelt niet tot het reduceren van emissies *per* input. Belastingen die daadwerkelijk bedoeld zijn om tot een schonere productietechnologie te komen, moeten daarom 'slim' vormgegeven worden, en zijn daardoor vaak administratief duur. Zo zal een belasting op energie die geheven wordt als percentage van de brandstofprijs (ad valorem) wel inputsubstitutie tussen energie en arbeid bewerkstelligen, maar niet tussen verschillende energie-inputs. Wordt deze belasting direct gerelateerd aan een maatstaf voor emissie-intensiteit, bijvoorbeeld de in de brandstof aanwezige hoeveelheid potentiële emissie (koolstof, zwavel), dan stimuleert zij tevens substitutie van de soort energie-inputs.

Het voorgaande maakt duidelijk dat de specifieke vormgeving van een milieubelasting bepaalt welke substitutiemechanismen worden benut. In beginsel moeten daarom kostenverschillen bij het implementeren van verschillende typen belastingen steeds worden afgewogen tegen de welvaartsverliezen vanwege het meer indirect regulerende karakter van zo'n indirecte belasting. Concrete toepassingen komen in het volgende hoofdstuk aan de orde.

2.4.3 Fase 4: Afvalverwerking

Uit een toepassing van de inzichten uit paragraaf 2.4.2. volgt dat het verbranden en storten van afval een eerste logisch aangrijpingspunt lijkt te zijn voor een belasting die corrigeert voor milieuschadelijke emissies. In hoeverre een belasting op dit aangrijpingspunt leidt tot voldoende prikkels voor consumenten en bedrijven om het aanbieden van afval te reduceren, is zeer de vraag. Een belangrijk inzicht is namelijk dat de effectiviteit van het belastinginstrument in de afvalverwerkingsfase flink wordt beperkt doordat huishoudens en bedrijven altijd de mogelijkheid hebben om, ten koste van wat tijd en misschien morele bezwaren, hun afval buiten het zicht van de overheid te dumpen. Dit impliceert dat de afvalverwerkingssector de prijs inclusief milieuschade door afvalverwerking niet simpel door kan berekenen aan de consument (zie ook Eichner & Pehtig 2001). Flankerend (regionaal) overheidsbeleid kan voorkomen dat burgers worden geconfronteerd met een te hoge prijs voor *het aanbieden* van eenheden afval aan de afvalverwerkingssector. Een voorbeeld van dit beleid is het 'gratis' ophalen van afval aan de deur. Dit verlaagt voor de burger de kosten om van het afval af te geraken (anders moet hij zelf op pad) en maakt milieuverantwoorde eindverwerking mogelijk. Ondanks de mogelijkheid om te dumpen suggereren empirische studies dat, mogelijk tot een bepaalde grens, overheidsbeleid wel degelijk afvalreductie kan bewerkstelligen zonder dumping te veroorzaken (zie Dijkgraaf & Gradus, 2014 en 2016; en Bucciol et al. 2015).

Voor sommige schadelijke producten is het misschien niet haalbaar om de consument te confronteren met de volledige prijs van het aanbieden van afval *per eenheid*. Als gevolg hiervan zal de consument mogelijk te veel afval produceren vanuit maatschappelijk perspectief. Een beleidsoptie om de consument in dit geval toch zelf te laten betalen voor de (onvermijdelijke) afvalverwerking is het implementeren van een belasting op het moment dat de consumptiebeslissing wordt genomen (zie Fullerton & Kinnaman 1995; Eichner & Pehtig 2001 en Aalbers & Vollebergh 2008). De ontvangsten van een dergelijke 'afvalverwerkingsopslag' worden gebruikt om de afvalverwerkingssector (deels) te financieren per eenheid afval waarvoor de opslag is betaald. Overheidsinstrumenten vervangen hier de werking van de markt: aanbieders van afval betalen zelf de belasting waarmee de afvalverwerkers worden betaald

(een voorbeeld is statiegeld). Het aangrijpingspunt van de belasting wordt 'naar voren' gehaald, eerder in de levenscyclus geplaatst, omdat de overheid doorgaans betere informatie (en meer controle) heeft over de aankoopbeslissing dan over de afdankbeslissing.

Theoretisch gaat het bij dit zogenoemde *two-part-instrument* om het vooraf betalen van de (verwachte gemiddelde) maatschappelijke (hoge) kosten van eventuele dumping van het product. Dit is namelijk het dominante maatschappelijke externe effect dat niet geprijsd kan worden in de afdankfase (vlak voorafgaand aan de afvalfase). De afvalverwerker ontvangt per eenheid een subsidie naar rato van de bespaarde emissies ten opzichte van dumping of ongecontroleerde verwerking (zie Aalbers & Vollebergh 2008). Dit alles impliceert dat een mogelijke 'afvalverwerkingsopslag' bij aankoop zou moeten worden beperkt tot producten waarbij de maatschappelijke kosten van dumping erg groot zijn (zie Fullerton et al. 2010). Voor erg schadelijke producten is het in ieder geval doelmatig om geen kosten te berekenen bij het inleveren, zoals bij batterijen of ander klein chemisch afval, of zelfs een subsidie te geven. Zo'n subsidie kan ook de vorm krijgen van statiegeld, zoals bij *pet*-flessen en de afvalverwijderingsbijdrage bij *witgoed*.

Bij het prikkelen tot maatschappelijk doelmatig recycelen binnen de afvalverwerkingssector speelt dezelfde complicatie als bij het aanbieden van afval aan de afvalverwerkingssector als geheel: prijsvorming op de markt voor afval tussen de verschillende afvalverwerkingsprocessen faalt mogelijk (zie ook Eichner & Pehtig 2001; 2003). Wanneer afvalverwerkers voor het verbranden en storten van afval de milieuschade niet ervaren, doordat de markt faalt om wat voor reden dan ook, zal de afvalverwerkingssector vanuit maatschappelijk oogpunt en zonder additioneel overheidsbeleid ook te weinig recycelen. Als een AVI bijvoorbeeld niet wordt geconfronteerd met de veroorzaakte milieuschade, kan het een te lage prijs rekenen voor het verwerken van industrieel afval dat door private contracten wordt aangeboden. Dit impliceert dat de industrie een te lage prikkel ervaart om zelf te recycelen.

Ook hier geldt weer dat als de markt faalt, het principe van het two-part-instrument kan worden toegepast (alhoewel de doelmatige combinatie van mogelijke beleidsopties volgens Eichner en Pehtig (2001: 121) *disturbingly complex* is). Afhankelijk van welk aspect van marktwerking in de afvalverwerkingsmarkt precies faalt en welke overheidsinstrumenten beschikbaar zijn, kan gedacht worden aan het (gedeeltelijk) vrijstellen van belastingheffing van afval dat daadwerkelijk als secundaire stroom wordt gebruikt en het subsidiëren van de daadwerkelijke gerecyclede stroom in combinatie met volumereductiebeleid gericht op de burgers en bedrijven (de aanbieders van afval). In Eichner en Pehtig (2001; 2003) draagt een subsidie op de geproduceerde secundaire stroom van de afvalverwerkingssector, in combinatie met een kosten compenserende belasting op de output van de reguliere industrie, ook bij aan een product dat *makkelijker* te recycelen is. Het betreft hier echter voornamelijk de *material-content* van het product, kort gezegd: een product waarin meer materiaal verwerkt is, is makkelijker uit elkaar te halen. Dit argument is niet direct toepasbaar op het investeren in een ontwerp dat makkelijker te recycelen is, en de beleidsconclusies zijn hier dan ook niet op van toepassing.

Belangrijk is om op te merken dat beleid waarbij afvalwerkers betalen voor milieuschadelijke emissies contrasteert met beleid waarbij naar rato subsidies worden ontvangen voor het verwerken van afval per eenheid met een specifieke *relatief schone* verbranding- of stortingsmethode die in absolute zin nog steeds milieuvervuilend is. Subsiëring van relatief schone, maar toch absoluut vuile, methoden werkt alleen doelmatig wanneer i) *alle* alternatieven naar rato worden gesubsidieerd, ii) de subsidie bij de aanbieder van afval wordt *gecompenseerd* met een prijsverhogende maatregel om te voorkomen dat het aanbod wordt verhoogd (Stiglitz & Rosengard 2015). Subsidies die hierboven worden gesuggereerd worden allemaal gecombineerd met een gelijktijdige belasting om ervoor te zorgen dat de totale kostprijs van het product niet onnodig wordt verlaagd, waardoor het product te aantrekkelijk wordt vanuit maatschappelijk perspectief.

Een beperking voor overheidsbeleid blijft de continue aanwezigheid van dumping, of belastingontwijking in dit geval: afvalverwerkers worden geprikkeld om zoveel mogelijk afval via een 'nuttige toepassing' als secundaire input te definiëren. Dit is het logische gevolg van de gegeven prikkel. Belangrijk is echter dat alle milieuschadelijke emissies die ontstaan bij het produceren van de secundaire stroom worden geprijsd. Dit is zowel het energiegebruik bij recycleren, als mogelijk de secundaire grondstof in de nuttige toepassing (denk ook aan het gebruik van gewassen bodemassen als bouw materiaal).

De beleidsbeperking van *carbon leakage* die besproken is in paragraaf 2.3.3, geldt evenzeer voor de internationale handel in afval. Een emissiebelasting op afvalverbranding die afvalverwerking in Nederland relatief duur maakt, leidt tot een prikkel tot het verplaatsen van afval naar minder schone verbrandingsinstallaties in het buitenland. Dit is gunstig voor de Nederlandse *luchtkwaliteit* maar inefficiënt vanuit het perspectief van broeikasgassen in de EU als geheel en het rendement van de Nederlandse verbrandingsinstallaties. Beleid dat er effectief voor zorgt dat Nederlands afval internationaal minder mobiel wordt, zoals exportheffingen op afval, zorgt ervoor dat de Nederlandse overheid meer controle krijgt over emissiereductie binnen Nederland en een betere afweging kan maken tussen de te behalen milieuwinst in Nederland ten opzichte van overige maatschappelijke kosten. Anderzijds geldt dat wanneer regelgeving of importheffingen de import van afval of de secundaire stroom nuttige toepassingen ontmoedigt, dit kostprijsverhogend kan werken voor (innovatieve) productieprocessen die gebruik zouden kunnen maken van deze secundaire stroom. Aangezien bij import niet direct een schadelijke emissie ontstaat, en aannemende dat de Nederlandse industrie en afvalverwerkingssector relatief schoon produceren, lijkt import van afval en de secundaire stroom materialen niet direct een logisch aangrijpingspunt voor belastingheffing gericht op vergroening. Voorwaarde is wel dat het verbranden van afval, de bodemassen die hier uit volgen, en het storten van afval in de afvalverwerkingsfase wordt geprijsd, waardoor geïmporteerd afval dat géén nuttige toepassing kent, in de verwerkingsfase wordt geprijsd.

2.4.4 Fase 3: Eindgebruik producten

In de vorige paragraaf is aangegeven dat een belasting op de aanschaf van bepaalde eindproducten een manier kan zijn om milieuschade bij afvalverwerking te beprijzen (fase 3). Dit is met name het geval als er beperkingen zijn voor belastingheffing in fase 4 (bijvoorbeeld door dumping van afval). Een belasting in fase 3 zou in dat geval milieuschadelijke emissies indirect kunnen beprijzen. In deze paragraaf gaan we in op een tweede vaak gehoord argument voor de beleids optie om consumptie (fase 3) te belasten: de insteek om consumenten bewust te maken van de wereldwijde (ecologische) voetafdruk van het goed dat zij consumeren op basis van een zogenoemde *levenscyclusanalyse (LCA)* van dat specifieke goed (Cleary 2009). Daarnaast bespreken we beleids opties voor het beprijzen van milieuschade bij *gebruik*.

Belangrijk inzicht (zie paragraaf 2.3.2) is dat er bij de *aankoop* van consumptiegoederen over het algemeen geen directe milieuschadelijke emissies plaatsvinden. Milieuschade veroorzaakt door het gebruik van het product vindt *later* plaats en kan ook vaak daar worden geprijsd (denk aan de energiebelasting, de accijnzen op brandstoffen en de waterverontreinigingsheffing in geval van milieuschade die ontstaat bij het gebruik van schoonmaak- en verzorgingsmiddelen). De milieuschadelijke emissies die bij productie ontstaan, vinden daarentegen *eerder* in de productieketen plaats, en vaak in het buitenland.

Zoals eerder gesteld vallen emissies die samenhangen met brandstof- en energiegebruik buiten het bestek van deze studie (zie ook Vollebergh et al. 2014 en 2016). Naast energiegebruik bij consumptie, en waterverontreiniging via riolering, kan een belasting bij aanschaf van een product doelmatig zijn wanneer bij gebruik van het product milieuschade ontstaat die niet afdoende kan worden geprijsd op het moment van gebruik. Denk aan spuitbussen en het gebruik van kunstmest. In deze gevallen kan een belasting op de aanschafbeslissing een goede beleids optie zijn. Een voorbeeld hiervan is ook de bpm die betaald wordt bij de eerste

aanschaf van een nieuwe auto. Waar de CO₂-uitstoot van de auto bij gebruik goed geprijsd kan worden via brandstofaccijnzen, geldt dit in mindere mate voor de tijd- en locatieafhankelijke luchtverontreiniging. Aangezien luchtverontreiniging sterk samenhangt met het type motor, kan een aanschafbelasting hier een effectief instrument zijn (zie ook Fullerton & West 2002).

Van een belasting op de aankoop van een product om milieuschade die ontstaat bij productie te internaliseren (schade uit fase 1 en 2 beprijzen aan het begin van fase 3) is het belangrijk om in te zien dat de analyse van de effectiviteit van zo'n consumptiebelasting gebaseerd op de 'voetafdruk-gedachte' een veralgemenisering is van de analyse waarbij milieuschade indirect wordt belast met een *outputbelasting* (zie paragraaf 2.4.2 en Vollebergh & Smulders 2015). Een belasting op consumptie, zoals een ad valorem-btw, lijkt in zijn algemeenheid een weinig effectief instrument om milieuschadelijke emissies in de *hele* keten te reduceren. Een emissieheffing is hiervoor effectiever omdat deze dichter aangrijpt op de daadwerkelijke emissie, waardoor meer opties tot emissiereductie worden benut.

De gedachte van de voetafdruk vraagt om het gedifferentieerd belasten van verschillende producten, afhankelijk van de gemeten voetafdruk. Wanneer perfect uitgevoerd, worden consumenten ontmoedigd producten te kopen met een grote voetafdruk. De effectiviteit hangt vooral af van de mate waarin de keuzes van de producent en de uiteindelijke productbelasting voor de voetafdruk bij consumptie aan elkaar gerelateerd zijn. Dit geldt voor zowel de breedte van de grondslag als de hoogte van het tarief.

Wanneer de voetafdrukbelasting (het tarief) is gebaseerd op een periodieke geaggregeerde ruwe schatting van de voetafdruk van een product, is de prikkel voor de producent om de milieuschade te reduceren erg indirect en daarmee zwak: vermindering van emissies leidt niet tot een lagere prijs inclusief belasting voor de consument. Een belasting op consumptie zorgt daarom in dat geval alleen voor een daling in de consumptie van een product, en dus de (wereldwijde) geproduceerde hoeveelheid van het product, maar geeft geen prikkel om de productiemethode te veranderen. Anders gezegd: de consumptiebelasting vermindert wel milieuvervuilende emissies, maar tegen de prijs van een relatief grote reductie in sociaal wenselijke transacties (ook de minder milieuvervuilende aspecten van consumptie worden ontmoedigd). Sterke prikkels vereisen dat de productiekeuzes van de individuele producent direct invloed hebben op de voetafdrukbelasting, hetgeen in feite impliceert dat het tarief gebaseerd dient te zijn op de voetafdruk van het specifieke product dat de producent maakt. Wanneer een dergelijke meer directe relatie tussen emissies en de voetafdrukbelasting uitvoerbaar is, betekent dit dat de consumptiebelasting op basis van de voetafdruk een emissiebelasting benadert.

De praktische invulling van de grondslag loopt uiteen van erg specifiek per product, tot een brede verdeling van producten in categorieën met een vergelijkbare voetafdruk per kilogram. Een bredere grondslag maakt de uitvoering makkelijker, maar verkleint ook het milieubeprijzende effect. Vanwege de open Nederlandse economie zal het reduceren van de consumptie in Nederland vooral leiden tot minder milieuschade in het buitenland, waar de meeste in Nederland geconsumeerde producten worden gemaakt. Daarvan heeft Nederland alleen voordeel als het milieuschade betreft die ook in Nederland gevoeld wordt, zoals klimaatverandering (zie ook paragraaf 2.3.2). De relevante beleidsvraag is daarom of zo'n vermindering van de milieuschade belastingdifferentiatie rechtvaardigt, met inachtneming van de uitvoeringskosten die hiermee gepaard gaan.

Merk op dat het in zijn algemeenheid niet doelmatig is om de aanschaf van relatief schone substituten van vuil geproduceerde eindproducten te stimuleren, zoals reparatiediensten. Dit onder de aanname dat het verschil in uitvoeringskosten tussen het belasten van vuil geproduceerde producten en het belasten van schone substituten te verwaarlozen is. Hier zijn verschillende argumenten voor aan te dragen. Ten eerste is in paragraaf 2.4.2 aangegeven dat doelmatige milieubeprijzing vraagt om het beprijzen van vervuilende processen, dus in fase

3 eventueel het belasten van de aanschaf van eindproducten die met vuile processen zijn geproduceerd. Het *verlagen* van de belastingdruk op relatief schone substituten is alleen doelmatig wanneer het product dat milieuschade veroorzaakt bij productie vanuit *administratieve overwegingen* niet zelf belast *kan* worden bij aanschaf. Ten tweede, wanneer een consumptiebelasting in een open economie ineffectief is in het reduceren van milieuschade via beprijzing, betekent dit ook dat het stimuleren van een schoon substituuut van het desbetreffende vuile product om diezelfde milieuschade te reduceren evenmin effectief is. Ten derde, het stimuleren van relatief schone substituten kan averechts werken doordat het in zijn algemeenheid consumptie goedkoper maakt. Denk hierbij specifiek aan de kosten van reparatiediensten die onderdeel zijn van de totale gebruikskosten van een product. De consument houdt bij aanschaf van het product rekening met de totale gebruikskosten. Het goedkoper maken van de reparatiediensten leidt tot lagere gebruikskosten en zal dus de aankoop van nieuwe, vuil geproduceerde, producten stimuleren. Dat dit verlaagde tarief daarna reparatie goedkoper maakt en daarmee de milieuschade reduceert, is correct, maar dit kan doelmatiger bereikt worden door het nieuwe product duurder te maken. Deze nadelige bijeffecten volgen wanneer afgeweken wordt van het in paragraaf 2.4.2 gestelde principe dat doelmatige milieubeprijzing in eerste instantie vuile processen duurder maakt. Uitzonderingen op dit principe volgen uit specifieke argumenten die uiteindelijk terug te voeren zijn op de uitvoeringskosten van belastingheffing.

Zoals kort besproken in paragraaf 2.3.2 is er naast de afvalverwerkingsheffing en de voetafdrukbelasting een beleidsoptie denkbaar om nieuwe aankopen te ontmoedigen wanneer consumenten systematisch te optimistisch zouden zijn over het nut van een nieuw aan te schaffen product in plaats van over hergebruik en reparatie. Er is door ons echter geen wetenschappelijke onderbouwing gevonden voor dit uit de gedragseconomie afkomstige inzicht van de zogenoemde begrensde rationaliteit op de aankoop van nieuwe producten in de context van een meer circulaire economie. We zijn daarom terughoudend over deze beleidsoptie. Belangrijk is het op te merken dat dit argument alle nieuw-verkopen zou betreffen onafhankelijk van de verwerkte grondstoffen.

2.4.5 Fase 2: Verwerking grondstof tot materiaal en eindproduct

In fase 2 worden zowel ruwe grondstoffen als materialen (bewerkte grondstoffen) gebruikt als input in het productieproces dat in Nederland plaatsvindt. Belastingheffing op productiefactoren in het productieproces, in welke vorm dan ook, is schadelijk voor de economie wanneer markten goed functioneren. In dat geval zorgen belastingen op bijvoorbeeld grondstoffen voor hogere productiekosten en daardoor voor hogere prijzen voor de consument (afwenteling). Maar hier bovenop verstoort een belasting op grondstoffen productiekeuzes *binnen* het productieproces hetgeen in een extra verhoging van de prijzen resulteert door afgenomen productie-efficiëntie (zie Diamond & Mirrlees 1971). Het algemene beleidsadvies vanuit de economische literatuur is daarom dat de overheid het beste direct bij de burger belasting kan heffen, tenzij er duidelijke aanwijzingen zijn voor relevant marktfalen (zie ook Crawford et al. 2010).

Zoals besproken in paragraaf 2.3.3 zijn onvoldoende beprijzing van milieugebruik en achterblijvende milieusparende innovatie twee relevante vormen van marktfalen waarbij de overheid juist wel met corrigerende belastingen, die aansluiten bij het productieproces, bij kan dragen aan beter functionerende markten. Doelmatig innovatiebeleid wordt niet besproken in deze studie (zie hiervoor bijvoorbeeld CPB 2016). Het is echter belangrijk om in te zien dat fiscale vergroening zonder fiscale stimulering van innovatie minder effectief is (zie OESO 2010).

Voor de effectiviteit van fiscale vergroening is fase 2 allereerst van belang omdat hier veel (lokale) milieuschade ontstaat. Voor de effectiviteit van groene belastingen betekent dit dat belastingheffing in deze fase dichter aansluit bij de milieuvervuilende emissies dan belastingheffing in fase 3. Wel kan de daadwerkelijke belastinggrondslag binnen fase 2 nog steeds

voor grote verschillen in de effectiviteit van belastingheffing zorgen. Verder zorgt, in relatie tot circulaire economie, de industrie voor *de vraag* naar recyclebare materialen uit fase 4 en herbruikbare producten en productonderdelen uit fase 3 (zie ook paragraaf 2.4.3). Een voorwaarde voor maatschappelijk voldoende vraag naar recyclebare materialen is dat de prijs van de *primaire stroom* materialen en grondstoffen ook de milieuschade weerspiegelt.

Beleidsopties in fase 2 zijn met name gericht op het zoeken naar een adequaat aangrijpingspunt, de belastinggrondslag, waarvan de administratieve lasten van belastingheffing opwegen tegen de milieuwinst. Zoals uiteengezet in paragraaf 2.4.2 is de milieuwinst het grootst wanneer de groene belasting *zo dicht mogelijk* aansluit bij het ontstaan van milieuvervuilende emissies. Groene belastingen die aangrijpen dicht bij milieuvervuilende emissies geven ook de beste prikkels voor technologische innovatie. Belastingheffing is echter beperkt tot meetbare grootheden. Dat beperkt de set beleidsopties tot de bij het productieproces gebruikte inputfactoren (grondstoffen, materialen, arbeid, kapitaal én energie) en de geproduceerde producten (de output). Bij een *inputbelasting*, een daadwerkelijke grondstofbelasting, kan de hoeveelheid ijzererts bijvoorbeeld worden geteld; bij een *outputbelasting* de hoeveelheid met die ijzererts geproduceerde eenheden of de waarde van de productie.

Interessant is daarom het inzicht dat het nooit alleen de grondstof is waaruit de milieuvervuilende emissies ontstaan binnen het productieproces, het is altijd de grondstof *in combinatie* met een bewerking en het toevoegen van energie en/of arbeid waarbij milieuvervuilende emissies vrijkomen. Dit sluit aan bij de bevinding dat recycling van materialen niet alleen bespaart op het materiaalgebruik in het product, maar ook voornamelijk bijdraagt aan een kleinere milieudruk door de energiebesparing van hergebruik van halffabricaten (zie paragraaf 2.3.1). Dit suggereert dat een belasting met als belastinggrondslag energie of fossiele brandstoffen een beleids optie is om zowel de milieuschade van energiegebruik te beprijzen als de overige milieuschade die veroorzaakt wordt in het productieproces en bij het gebruik van fossiele brandstoffen als grondstof. Interessant is ook dat een belasting op energie opgewekt met fossiele brandstoffen in deze toepassing zorgt voor een zogenoemde *co-benefit* (zie ook ECN 2001; en Gielen & Okken 1994): broeikasgasemissies worden niet alleen direct maar ook indirect gereduceerd, via een toename in recycling doordat de primaire materiaalstroom duurder wordt.

Belangrijk is de vraag in welke mate een belasting op energie opgewekt met fossiele brandstoffen moet worden gedifferentieerd naar een specifieke sector en de hoeveelheid gebruikte energie (zoals de Nederlandse Energiebelasting). Sommige sectoren vallen al onder het EU Emissions Trading Systeem, het ETS. Wanneer ervoor wordt gekozen om verschillende sectoren en bedrijven van verschillende omvang met eenzelfde tarief te belasten, is het theoretisch doelmatig om het belastingtarief gelijk te stellen aan een gewogen gemiddelde van de (marginale) milieuschade van elk van de productieprocessen. Hierbij moet theoretisch de milieuschade van het proces dat het sterkst reageert op de belasting het grootste gewicht krijgen (Diamond 1973). Indien bijvoorbeeld het gebruik van energie in de relatief schone processen het meest gevoelig is voor de energiebelasting, is het theoretisch doelmatige tarief laag en zal de belasting weinig effectief zijn in het aanzetten tot schonere processen. Een groot verschil in de mate waarin bedrijven gevoelig zijn voor prijsprikkels lijkt dan ook een aanleiding voor meer differentiatie in de tariefstelling tussen sectoren en bedrijven.

Wanneer een belasting op energie opgewekt met fossiele brandstoffen niet alle relevante milieuschade binnen een sector kan beprijzen, is een specifieke inputbelasting op de hoeveelheid gebruikte ruwe grondstof mogelijk een goede beleids optie om milieuschade te beprijzen die sterk correleert met het gebruik van deze ruwe grondstof (zie ook Hoel 1996). Dit is specifiek het geval wanneer de productietechnologie, het chemisch proces, leidt tot verschillende milieuschadelijke emissies waarbij een deel een-op-een gerelateerd is aan het inputgebruik. Het verminderen van milieuschade is dan gelijk aan het verminderen van het gebruik van de grondstof, waarbij de technologie geen invloed heeft. Meer in zijn algemeenheid geldt dat

wanneer bij een productieproces veel verschillende typen milieuvervuilende emissies plaatsvinden, een deel van deze emissies mogelijk doelmatig geprijsd kunnen worden met een inputbelasting op het gebruik van de ruwe grondstof die het sterkst correleert met deze milieuvervuilende emissies.

Bovenstaande beleidsopties zijn met name gericht op het belasten van grondslagen die uitgedrukt zijn in fysieke eenheden input. Fysieke eenheden output in een bepaalde sector zijn een alternatieve grondslag. Een belasting op de fysieke eenheden output, bijvoorbeeld verpakkingsmaterialen zoals bij de verpakkingenbelasting, zal, net als consumptiebelastingen in fase 3, een prikkel geven om minder output te produceren, niet om schoner te produceren (zie paragraaf 2.4.2). Met name wanneer de output verderop in de productieketen in Nederland een vervuilende input is, kan output een effectieve belastinggrondslag zijn vanuit administratieve overwegingen. Denk aan de verpakkingenbelasting waarmee milieuschadelijke emissies bij afvalverwerking werden beperkt. Eerder in de keten belasting heffen op de output van de verpakkingensector is in dit voorbeeld administratief aantrekkelijk omdat het aantal belastingplichtigen beperkt is.

Beleidsalternatieven waarbij de belastinggrondslag gerelateerd wordt aan de jaarrekening of de balans van bedrijven, zijn administratief mogelijk eenvoudig uit te voeren, maar juridisch lastig te beperken tot de milieuvervuilende activiteit zonder deze expliciet te benoemen (en bij expliciet benoemen is de grondslag weer de emissie). Het risico bestaat dat de grondslag simpelweg wordt weggedefinieerd door een bedrijf (vaste inrichting) op te laten gaan in een groter concern, zonder dat het fysieke proces verandert.

De hiervoor genoemde resultaten zijn allemaal afgeleid zonder expliciet aandacht te besteden aan het open karakter van de Nederlandse economie. De beleidsdilemma's in relatie tot de mogelijkheid dat bedrijven hun productieketen kunnen verplaatsen, zijn besproken in paragraaf 2.3.3. Wanneer de productietechnologie in het buitenland meer vervuilend is dan de productietechnologie in Nederland kan milieubeprijzing in Nederland, via het verplaatsen van de vervuilende activiteit, de milieuschade wereldwijd vergroten.²⁹ Deze problematiek is vergelijkbaar met de gevolgen van dumping in de afvalfase (zie paragraaf 2.4.3). In zijn algemeenheid geldt dat wanneer producenten een alternatieve en goedkope, maar relatief milieuvervuilende optie hebben, sturend beleid in Nederland minder effectief en mogelijk contraproductief is vanuit een mondiaal perspectief op milieuschade. In vergelijking met dumping in de afvalfase zijn de beleidsopties in fase 2 minder evident. De optie om een relatief immobiele voorafgaande schakel in het productieproces te belasten (het equivalent van het *two-part-instrument* bij afvalverwerking) is doorgaans niet beschikbaar. Een algemene conclusie is daarom dat internationale samenwerking belangrijk is omdat unilateraal beleid relatief ineffectief is. Hieronder valt ook het gezamenlijke beleid aangaande importheffingen in de EU waarmee mogelijk relatief schone *Europese* bedrijfstakken in de EU kunnen worden beschermd (zie paragraaf 2.4.6 voor een korte bespreking).

De literatuur beperkt zich grotendeels tot milieubelastingen zonder de samenhang met andere, voor het bedrijfsleven relevante, belastingen te bespreken. Er worden echter verschillende belastingen bij bedrijven geheven, waarvan de vennootschapsbelasting een belangrijk instrument is. Hierdoor worden de keuzes die bedrijven maken niet alleen beïnvloed door milieubelastingen maar, naast allerlei andere factoren, ook door de hoogte van de vennootschapsbelasting. Dit speelt bijvoorbeeld bij de locatiekeuze van bedrijven, waarbij de *totale* belastingdruk op bedrijven van belang is en niet alleen de milieubelastingdruk (zie Griffiths et al. 2010; en de Mooij & Ederveen 2008). Doordat bedrijven via meerdere belastinginstrumenten belasting betalen aan de Nederlandse overheid is het mogelijk om *de gemiddelde belastingdruk* voor het mobiele bedrijfsleven zo veel mogelijk op peil te houden, maar bedrij-

²⁹ Zie bijvoorbeeld de discussie over *carbon leakage* (Hoel 1996; Ogawa & Wildasin 2009; Eichner & Runkel 2012; Eichner & Pehtig 2014) en in combinatie met transitiepaden voor beleid en de *green paradox* (Hoel 2011; Ryszkza & Withagen 2014; Eichner & Pehtig 2011; Van de Meijden et al. 2015).

ven tegelijk te prikkelen om schoon te produceren. Dit verkleint het risico dat bedrijven verplaatsen naar andere landen zonder dat dit ten koste gaat van de prikkel tot schoon produceren. Wel verschuift de belastingdruk van relatief schone naar relatief vuile productieprocessen.

Ook doelmatig innovatiebeleid draagt bij aan het beperken van de negatieve gevolgen van groene belastingen voor het bedrijfsleven (zie ook paragraaf 2.3.3). Alhoewel doelmatig innovatiebeleid niet besproken wordt in deze studie, is het wel van belang om op te merken dat zonder doelmatig innovatiebeleid hogere milieubelastingen vooral leiden tot een daling in productie omdat de belastingen de kostprijs van productie verhogen.

Sterk gerelateerd aan innovatiebeleid speelt tot slot ook de interactie met andere belasting-instrumenten een rol bij de investeringskeuze door bedrijven, waarbij naast milieubelastingen bijvoorbeeld ook de aftrekbaarheid van afschrijvingskosten van belang zijn. Het belastingstelsel ontmoedigt in zijn algemeenheid investeringsbeslissingen (zie Auerbach et al. 2010; en De Mooij & Ederveen 2008). De overheid probeert de versturende werking van het belastingstelsel op investeringen te compenseren met een investeringsaftrek en soepele fiscale afschrijvingsregels. Speciaal voor investeringen die gunstig zijn voor het milieu zijn extra faciliteiten in de wetgeving opgenomen zoals de Milieu-investeringsaftrek (MIA), de Energie-investeringsaftrek (EIA), en de Willekeurige afschrijving milieu-investeringen (VAMIL). Deze extra aandacht voor investeringen die gunstig zijn voor het milieu en energiegebruik lijkt doelmatig. De faciliteiten internaliseren, naast marktfalen bij innovatie, impliciet gedeeltelijk de verdisconteerde waarde van de toekomstige gereduceerde milieuschade. Echter, wanneer milieuschade direct wordt geprijsd, is het van belang om na te gaan of de genoemde investeringsaftrekken nog steeds doelmatig zijn vanuit het beprijsen van marktfalen anders dan het reduceren van milieuschade. Of de prikkel daarmee ondoelmatig wordt, is mede afhankelijk van de vraag of, naast marktfalen gerelateerd aan innovatie, het kapitaalmarktfalen bij milieu-investeringen groter is dan bij investeringen in het algemeen. Het falen van de kapitaalmarkt betreft hier liquiditeitsbeperkingen bij bedrijven door beperkte toegang tot de kapitaalmarkt (zie Zwick & Mahon 2017, voor een bespreking van de invloed van liquiditeitsbeperkingen op investeringskeuzes).

2.4.6 Fase 1: Winning van grondstoffen

Wanneer milieuschade ontstaat bij de winning van grondstoffen in Nederland is de voor de hand liggende beleidsoptie om per eenheid gewonnen grondstof deze milieuschade te beprijsen. Vaak is uitvoering van zo'n belasting relatief eenvoudig en economisch efficiënt aangezien de grondslag relatief immobiel is. Voor grondstoffen die buiten Nederland worden gewonnen, zijn de beleidsopties voor milieubeprijsing in Nederland per definitie indirect en expliciet juridisch gebonden aan, en beperkt door, EU-beleid. Het implementeren van beleidsconclusies uit deze paragraaf is daarom afhankelijk van consensus binnen de EU.

Voor wat betreft milieuschade die *in Nederland is veroorzaakt* door gebruik van *geïmporteerde* grondstoffen en materialen geldt voor de importheffing hetzelfde als voor de inputheffing bij productie in fase 2 (paragraaf 2.4.5). Deze inputheffing kan geïmplementeerd worden als een heffing op import, wat doelmatig kan zijn wanneer dit vanuit administratieve overwegingen eenvoudiger is.

Wat betreft het beprijsen van milieuschade die is ontstaan bij *winning in het buitenland* sluit de analyse van deze beleidsoptie aan bij de analyse van het belasten van consumptie naar voetafdruk. Als de hoogte van het tarief van de importheffing is gebaseerd op een ruwe schatting van de gemiddelde milieuschade bij winning, geeft de importheffing enkel een prikkel tot het reduceren van het gebruik van de geïmporteerde grondstoffen en materialen en niet tot schonere winning als daar een andere technologie voor nodig is. Als de importheffing gemotiveerd wordt uit de beleidsdoelstelling om milieuschade bij winning te reduceren, is het

noodzakelijk om de hoogte van het tarief afhankelijk te maken van de daadwerkelijke milieuschade, zodat deze meer een emissieheffing benadert. Daarvoor moet dan gedifferentieerd worden naar de exacte locatie van de winning zodat deze producent daadwerkelijk wordt geprikkeld de winningsmethode te veranderen. De uitvoeringskosten van een dergelijke importheffing lijken echter erg hoog. De importheffing kan daarbovenop een averechts effect hebben op de winning van grondstoffen (zie de *green paradox* zoals die is besproken in paragraaf 2.3.5). Daardoor lijken in het algemeen importheffingen *op grondstoffen en materialen* ineffectief ten aanzien van het reduceren van milieuschade.

Daarnaast hebben, zoals eerder aangegeven in paragraaf 2.3.4, bij de winning van grondstoffen verschillende vormen van marktfalen, en overheidsbeleid in het buitenland, een opdrijvende invloed op de uiteindelijke marktprijs van grondstoffen. Het is daarom goed mogelijk dat de importprijs van grondstoffen hoger ligt dan de marginale productiekosten, en dat daardoor de milieuschade al (impliciet) is geprijsd. Het is dan ondoelmatig om deze milieuschade nog eens expliciet te beprijzen middels een importheffing. Tot slot worden grondstoffenprijzen ook gemanipuleerd vanuit het argument van handelspolitiek binnen de EU. Afhankelijk van het handelsbelang zijn deze importheffingen hoog (het beschermen van de eigen industrie), laag of zelfs afwezig (indien invoer van een grondstof of product cruciaal is voor de eigen industrie).

Opgemerkt moet worden dat het bovenstaande voornamelijk betrekking heeft op het gebruik van importheffingen op de winning van locatiespecifieke grondstoffen (of materialen vroeg in de productieketen) met als doel *milieuschade* aan het begin van de productieketen te beprijzen. Importheffingen op een verzameling producten en materialen kunnen mogelijk wel als effectief drukmiddel worden gebruikt door de EU als geheel om een specifiek *politiek doel* na te streven, zoals leveringszekerheid van bepaalde specifieke grondstoffen. Dit betreft echter niet direct het effectief beprijzen van milieuschade in een specifieke keten. Ook wanneer in een specifieke productieketen de productie van een specifiek halffabricaat buiten de EU erg vervuilend is, kan een importheffing op dat product bijdragen aan een relatief schone productie van dat halffabricaat binnen de EU. Op deze manier kan een importheffing op specifieke vuil geproduceerde producten en halffabricaten buiten de EU, schone productie binnen de EU beschermen.

2.5 Naar een praktisch uitvoerbare evaluatie

In dit hoofdstuk is het conceptuele denkkader besproken waarmee het huidige beleid dat betrekking heeft op grondstoffen, materialen en afval kan worden geëvalueerd met als doel het identificeren van praktisch uitvoerbare beleidshervormingen die bijdragen aan fiscale vergroening. In de volgende hoofdstukken verkennen we eerst zo systematisch mogelijk de bestaande situatie en brengen we de milieuschade in kaart die gerelateerd is aan de in Nederland gebruikte grondstoffen en materialen. Allereerst wordt in hoofdstuk 3 in grote lijnen het grondstoffenverbruik, de volumes afval en de daarmee samenhangende milieuschadelijke emissies beschreven.

In hoofdstuk 4 beschrijven we welke milieuschade precies samenhangt met welke activiteit en wat daarvan de waardering is. Die samenhang vereist een goed inzicht in de relevante effecten van emissies op de gezondheid, de natuur en de fysieke omgeving, en het belang van de verschillen tussen milieuproblemen, zoals het bestaan van eventuele complementariteit van de schade van emissies en vereist bovendien een goed inzicht in de bestrijding van deze effecten. Zo impliceert de reductie van het fossiele energieverbruik die de emissies van CO₂ vermindert, gelijktijdig een afname van diverse andere luchtverontreinigende emissies zoals fijnstof en NO_x. Maar ook is de waardering van de schade aan de hand van schaduw prijzen aan de orde. Juist op deze punten is de nodige vooruitgang geboekt, zowel ten aanzien van

een goed begrip van de fysieke processen die de emissies veroorzaken als de daarbij behorende schadeniveaus en de waardering daarvan.

In hoofdstuk 5 schetsen we de bestaande milieubelastingstructuur voor grondstoffen, materialen en afval in detail. Voor een zinvolle beoordeling is het noodzakelijk om in voldoende detail inzicht te krijgen in die structuur, dat wil zeggen in de grondslagen, vrijstellingen en heffingshoogtes. Ten slotte worden in hoofdstuk 6 de mogelijkheden tot (verdere) vergroening van het belastinginstrument verkend in vergelijking met de huidige keuze van grondslagen, vrijstellingen en hoogte van tarieven en de samenhang daarvan met de directe en indirecte milieuschade.

3 Grondstoffen, afval en emissies in Nederland

Een evaluatie van de mogelijkheden voor milieubelastinghervorming door verschuiving van belastinggrondslagen in het kader van de transitie naar een circulaire economie vereist inzicht in de relatie tussen de bestaande belastingstructuur en de milieuschade van grondstofverbruik, materiaalomzettingen en afval. Om te kunnen vaststellen welke grondslagen, tarieven en vrijstellingen kunnen bijdragen aan een effectief en efficiënt belastingsysteem, is inzicht nodig in de ontwikkeling en het relatieve belang van die grondslagen, evenals in de emissies die daarmee samenhangen. Pas dan kan worden gezien welke bijdrage de huidige vormgeving van de milieubelastingen in Nederland levert en of hierin verbeteringen denkbaar zijn.

In dit hoofdstuk verkennen we eerst welke rol grondstoffen, materialen en afval momenteel spelen in de Nederlandse economie en wat hun bijdrage is aan de milieuschade. Vervolgens beschrijven we de fysieke grondstof- en materiaalstromen tijdens de eerder onderscheiden vier fases in het economisch proces, te weten de winning van grondstoffen, de bewerking van grondstoffen tot materialen en eindproducten, het gebruik van eindproducten en afvalverwerking. In paragraaf 3.3 gaan we in op de milieuschade die aan deze fases zijn gekoppeld. Ten slotte besteden we nog afzonderlijk aandacht aan de rol van recycling.

3.1 De vele dimensies van de circulaire economie en milieuschade

In discussies over de circulaire economie wordt vaak relatief gemakkelijk gesproken over grondstoffen en materialen, alsof dat overzichtelijke categorieën zijn. Niets is minder waar. Zeker is dat er een beperkt aantal chemische elementen van het periodieke systeem bestaat die in pure vorm als grondstof kunnen worden gedolven. Vaak gaat het hier echter al om chemische verbindingen, zoals ertsen of klei en zand. Daarnaast is een belangrijk kenmerk van het economisch proces juist de omzetting van grondstoffen in allerlei materialen en halffabricaten, die op hun beurt weer, eventueel gecombineerd, worden verwerkt in eindproducten. Deze komen vervolgens bij huishoudens en bedrijven terecht. Na (her)gebruik leidt verwerking in de afvalfase vaak weer tot een nieuwe combinatie van elementen die via (voor)scheidingsactiviteiten gereed kunnen worden gemaakt voor recycling. Bij al deze stappen in het economisch proces wordt energie verbruikt en is er milieuschade.

Zoals in het vorige hoofdstuk is aangegeven, is milieuschade processpecifiek (zie paragraaf 2.2). Dit hangt zowel samen met de veelheid aan grondstoffen, materialen en halffabricaten als met het type energie dat daarbij wordt ingezet. Daarom is bijvoorbeeld de milieuschade van de plasticflessen heel anders dan die van de fabricage van auto's. In de plasticflessen wordt een grondstof ingezet – aardolie – waaruit verschillende soorten plastic worden gemaakt, zoals PVC en polyethyleen. De gebruikte energie in dit proces is relatief beperkt en de eindproducten zelf zijn redelijk homogeen. Een auto als eindproduct is verre van homogeen qua materiaalgebruik. Hier zijn juist vele ketens relevant, waarbij bij de verschillende materialen

ook nog verschillende typen energie worden ingezet, zoals kolen bij de staalproductie en olie voor de plastics. Als gevolg hiervan verschilt de milieuschade ook sterk tussen deze ketens.

Een complicatie bij het toekennen van milieuschade aan specifieke processen en producten is de nauwe samenhang (complementariteit) tussen grondstoffen- en energieverbruik. Bovendien worden energieproducten vaak ook als grondstof gebruikt (zie ook tekstkader 3.1). In het algemeen kan milieuschade worden onderverdeeld in schade die direct samenhangt met de verbranding, de zogenoemde energetische schade, en de schade waarvoor dat niet geldt, de milieuschade door niet-energetisch gebruik of overige activiteiten (zie ook paragraaf 2.2). Milieuschade die ontstaat bij de verbranding of het verbruik van energie is daarom relatief eenduidig toe te schrijven aan dit zogeheten energetische verbruik en wordt hier *energetische (milieu)schade* genoemd. De milieuschade door niet-energetisch gebruik of als gevolg van andere activiteiten (anders dan door verbranding) is veelal processpecifiek en is vooral gerelateerd aan het type grondstof of materiaal dat in het proces wordt gebruikt (zie verder tekstkader 3.2).

Verder kan zowel bij energetische als niet-energetische schade directe en indirecte schade worden onderscheiden. De indirecte schade kan zowel eerder als later in de keten optreden. Zoals in het vorige hoofdstuk duidelijk is gemaakt, gaat het bij schade eerder in de keten vooral om milieuschade bij de grondstoffenwinning of om schade bij eerdere processen in de keten. *Uitgestelde* milieuschade betreft bijvoorbeeld de effecten van moleculen die als *feedstock* worden verwerkt en later in de afvalfase milieuschade veroorzaken. Denk bijvoorbeeld aan de verbranding van plastics in de afvalverwerkingsfase of aan de plasticsoep in oceanen door zwerfafval.

Figuur 3.1 brengt de complexiteit van de relatie tussen energetisch en niet-energetisch gebruik van grondstoffen en materialen en de milieuschade in beeld. Elke cel in deze figuur weerspiegelt een bepaald type emissie opgesplitst naar de plaats in de keten waar deze emissie vrijkomt.³⁰ Op de X-as worden de vier fases van de productieketens weergegeven, waarbij per keten rekening kan worden gehouden met verschillen in type grondstoffen, materialen, eindproducten en afval. Zoals hiervoor is aangegeven, kan de milieuschade van deze emissies worden onderverdeeld in energetische schade en schade door andere activiteiten. Dat is op de Y-as afgezet. Ook deze milieuschade zal afhankelijk zijn van het type grondstof en materiaal dat binnen de keten wordt verbruikt.

³⁰ In wiskundige zin is het een matrix van de 'producten' $\mathbf{X} = [x_1, x_2 \dots x_n]$ en 'milieuschades' $\mathbf{Y} = [y_1, y_2 \dots y_n]$.

3.1 Fossiele energiedragers in het economisch proces

Voor het relateren van emissies aan verschillende productieprocessen is het van groot belang hoe wordt omgegaan met het gebruik van energiedragers, vooral fossiele energiedragers. Bij de inzet van energiedragers kan een onderscheid worden gemaakt in drie toepassingen: i) verbranding, ii) duaal gebruik en iii) *feedstocks*. Het verbranden van energiedragers zoals olie of aardgas spreekt redelijk voor zich. Het gaat dan om productieprocessen waarbij deze energie direct wordt verbrand om warmte of kracht te genereren. Dat gebeurt in allerlei industriële processen en in elektriciteitscentrales, maar ook bij huishoudens wanneer de CV-ketel brandt (zie Vollebergh et al. 2014).

Bij duaal verbruik van energiedragers in productieprocessen, zoals bij de vervaardiging van materialen als aluminium, ijzer en staal, cement, dienen energiedragers voor zowel het verhogen van de temperatuur, bijvoorbeeld om te kunnen smelten of om te vormen, als het leveren van grondstof in de productie van het materiaal of halffabricaat (output).

Een derde toepassing van energiedragers is het gebruik als *feedstock*. In dat geval worden de energiedragers niet verbrand, maar geheel verwerkt en opgeslagen in een product. De energie-inhoud zelf blijft daarmee ook behouden in deze producten. Het gaat hierbij bijvoorbeeld om productieprocessen die kunststoffen of kunstmest opleveren.

Een aantal voorbeelden ter illustratie:

- 1) In een raffinageproces wordt aardolie gescheiden in fracties waarbij circa 6 procent van de beschikbare hoeveelheid energie wordt verbruikt. Dit betreft duaal gebruik.
- 2) Na het raffinageproces gaat een fractie (bijvoorbeeld nafta) naar de (organische) basischemie waarbij deze wordt omgezet in een bruikbare chemische verbinding. Het belangrijkste proces hier is stoomkraken voor de productie van aromaten en olefinen (bijvoorbeeld etheen en propheen). Dit proces vergt zo'n 27 procent van de in de inputs aanwezige energie. Samen met de energie die in het eindproduct terechtkomt, wordt dit aangemerkt als duaal verbruik.
- 3) De chemische verbindingen worden in de kunststofindustrie omgezet naar een product, zoals een plastic verpakking. De verpakking bevat dan het restant van de energie uit de ruwe olie in de vorm van C-H-verbindingen die samen de kunststof vormen. In de kunststof blijft de oorspronkelijke energie dus behouden (*feedstock*) en dit 'restant' is derhalve niet-energetisch gebruik. Als dit product in de afvalfase wordt verbrand, is sprake van energetisch gebruik.
- 4) Bij de productie van bijvoorbeeld inkt en organische oplosmiddelen in spuitbussen, zoals haarlak, is er sprake van niet-energetisch gebruik, dat uiteindelijk in de vorm van emissies naar de lucht (luchtverontreiniging) vrijkomt.
- 5) Bij de productie van kunstmest (ammoniak, NH_3) is energie nodig om waterstofmoleculen te koppelen aan stikstof uit de lucht. De benodigde waterstofmoleculen worden geproduceerd uit water (elektrolyse), aardgas of steenkool. In Nederland is vooral aardgas als leverancier van waterstofmoleculen van belang. Hierbij wordt circa 30 procent van de energie in het aardgas gebruikt voor de productie; circa 70 procent van de energie komt terecht in de ammoniak in de vorm van een N-H-verbinding en kan dus als *feedstock*-verbruik worden aangemerkt.
- 6) Bij de productie van ijzer of aluminium wordt een ijzer- of aluminiumatoom gescheiden van een zuurstofatoom. Dit proces kost (veel) energie en meestal wordt hier steenkool bij gebruikt om deze energie voor ijzer te leveren, terwijl voor aluminium als input elektriciteit wordt gebruikt. Hier is sprake van duaal verbruik.

Van belang bij de bepaling van de toerekening van milieuschade aan energiedragers is hoe wordt omgegaan met de drie toepassingen van energiedragers. Het CBS merkte voor 2015 het duale verbruik aan als 'niet-energetisch' gebruik, maar momenteel definieert het CBS 'niet-energetisch verbruik' als: 'Het gebruiken van een energiedrager voor het maken van een product dat geen energiedrager is. Hierbij blijft de voor het productieproces gebruikte energie in het product aanwezig. Voorbeelden zijn het gebruik van olie als grondstof voor plastic of aardgas voor kunstmest (CBS, Statline).' In dit geval gaat het dus louter nog om energiedragers die als *feedstock* kunnen worden aangemerkt. In de oude definitie van het CBS werd dus het duale gebruik van steenkool voor de productie van ijzer en staal (circa 60 petajoule) als niet-energetisch meegeteld, maar in de nieuwe definitie is dit verlaten. En ook het gebruik van elektriciteit voor elektrolyse-processen zoals bij de productie van aluminium uit bauxiet (was circa 20 petajoule) wordt niet meer als niet-energetisch meegerekend.

Figuur 3.1
Milieuschade in de productieketen

	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4
	Winning van grondstoffen	Verwerking (Materialen / halffabricaat / productie eindproducten)	Eindgebruik (Consumptie eindproducten)	Afvalverwerking
Energetische emissies				
Klimaatverandering	●	●	●	●
Luchtverontreiniging NEC	●	●	●	●
Overig	●	●	●	●
Niet-energetische emissies				
Klimaatverandering	●	●	●	●
Luchtverontreiniging NEC	●	●	●	●
Overig	●	●	●	●

Bron: PBL

3.2 Energetische en niet-energetische milieuschade

We maken in dit rapport onderscheid in energetische en niet-energetische schade. De toerekening aan productieprocessen vindt plaats in het verlengde van het onderscheid in energetisch en niet-energetisch gebruik van grondstoffen en materialen. Bij *energetische milieuschade* gaat het om de emissies die vrijkomen als gevolg van de bij een bewerking benodigde hoeveelheid energie. Daarbij kan het gaan om *directe emissies* als gevolg van de verbranding van bijvoorbeeld fossiele brandstoffen als aardgas of kolen, maar ook om *indirecte emissies* als gevolg van met fossiele brandstoffen opgewekte elektriciteit. Bij elektriciteit wordt immers ook direct energie verbrand, die vervolgens wordt omgezet. De bij dit proces vrijkomende emissies zijn eenduidig toe te rekenen aan dit verbrandingsproces. Zo geeft verbranding van aardgas om warmte op te wekken geen bijproduct en eindigt als CO₂ en methaan in de atmosfeer. Deze schade is al in een eerder PBL-rapport uitgebreid gedocumenteerd en geanalyseerd (zie Vollebergh et al. 2014).

Naast deze energetische milieuschade ontstaat ook schade als gevolg van het type grondstof of materiaal dat in productieprocessen wordt gebruikt. Deze schade is vooral gerelateerd aan processpecifieke emissies. Zo heeft de schade van de omzetting van ijzererts naar staal een heel ander profiel dan dat van aardolie via ethyleen naar granulaat in de basischemie. Milieuschade door niet-energetisch gebruik is dus vooral gerelateerd aan het *grondstoffengebruik* van het geproduceerde materiaal of product. Het kan dan gaan om allerlei milieuschades als gevolg van chemische verbindingen en die al dan niet gecontroleerd worden geloosd naar lucht, bodem en water. Deze schade wordt in het vervolg aangemerkt als *niet-energetische milieuschade* of *milieuschade als gevolg van andere activiteiten*, dat wil zeggen anders dan door de verbranding of het verbruik van energie.

Een complicerende factor bij deze indeling is het zogenoemde niet-energetische gebruik van grondstoffen en materialen. Vooral de classificatie van het zogeheten *duale gebruik* van energieproducten is hierbij van belang. Bij duaal gebruik is minder duidelijk hoe emissies kunnen worden toegerekend aan het productieproces. Een deel komt eveneens in de atmosfeer terecht, maar een ander deel eindigt in het eindproduct of als restproduct dan wel afval. Dit soort processen zijn vaak sectorspecifiek en zelfs binnen sectoren zijn er soms grote verschillen. Sinds kort wordt dit gebruik tot het energetische verbruik gerekend (zie tekstkader 3.1). Dat geldt daarom in principe ook voor de emissies die hiermee gemoeid zijn. De cijfers zoals gepresenteerd in hoofdstuk 3 volgen deze afspraken.

Vanwege de complexiteit is het lastig om een goed overzicht te geven van het verbruik van grondstoffen, materialen en afval die door de Nederlandse economie stromen en de milieuschade die daarmee samenhangt. Zo is al snel sprake van dubbeltellingen aangezien een

grondstof fysiek ook weer terugkeert in een materiaal of halffabrikaat en daarna, al dan niet weer verder bewerkt, als eindproduct. Een bijkomende complicatie is dat de betreffende 'producten' in alle fases kunnen worden geïmporteerd en geëxporteerd. Dat kan zelfs zonder bewerking plaatsvinden. Zo kunnen ruwe grondstoffen binnenkomen in de Nederlandse economie, maar vervolgens ook weer direct worden uitgevoerd. Maar daarnaast verwerken Nederlandse bedrijven behalve ruwe grondstoffen halffabricaten uit het buitenland, die vervolgens ook weer kunnen worden uitgevoerd. Tot slot consumeren huishoudens, maar ook bedrijven allerlei geïmporteerde producten waarin dus ook weer allerlei grondstoffen, materialen en halffabricaten zijn verwerkt, al dan niet gewonnen of vervaardigd in het buitenland. In het vervolg van dit hoofdstuk presenteren we de beschikbare cijfers voor de huidige Nederlandse situatie, waarbij we wederom de verschillende fases in de keten volgen.

3.2 Grondstoffen, materialen en afval in verschillende fases

In deze paragraaf beschrijven we welke grondstoffen en materialen in Nederland worden gewonnen, welke Nederland binnenkomen, welke de Nederlandse productiesector gebruikt, en welk deel wordt omgezet in producten die weer worden geconsumeerd door andere bedrijven en consumenten. Tot slot geven we aan welke grondstoffen en materialen eindigen als afval en welke rol dat afval weer speelt als materiaal in het productiesysteem ('recycling'). We houden telkens waar mogelijk rekening met import en export bij verschillende stadia in de productie- en consumptieketen. We onderscheiden daarbij, net als in het vorige hoofdstuk, de vier fases in de keten van grondstof tot afval.

3.2.1 Fase 1: Winning van grondstoffen

In Nederland wordt maar een beperkt aantal grondstoffen gewonnen – als we althans naar de primaire grondstoffen kijken en de secundaire of gerecyclede grondstoffen buiten beschouwing laten. De mineralen zijn beperkt tot zout, kalksteen (mergel), gips, grind, zand en klei. De winning van grind, zand en klei lag in 2015 op een beduidend lager niveau dan aan het einde van de twintigste eeuw (zie tabel 3.1). De winning van kalksteen en gips nam tussen 1996 en 2000 toe, maar daarna af. Dat zal ook in de toekomst vermoedelijk het geval zijn, omdat de winning van kalksteen in Limburg de komende jaren wordt afgebouwd.³¹ In de afgelopen decennia is alleen de winning van zout toegenomen. De winning van ophoogzand fluctueert sterk in de tijd en hangt af van bouwwerkzaamheden en kustversterkingen die worden uitgevoerd. Zo is de piek rond 2010 in de winning van ophoogzand het gevolg van de aanleg van de Tweede Maasvlakte.³²

Naast mineralen worden er in Nederland vooral ook fossiele grondstoffen gewonnen. In het verleden kende Nederland ook winning van turf en steenkool, maar sinds de sluiting van de laatste kolenmijn in 1974 wordt er alleen nog ruwe aardolie en vooral aardgas opgepompt. Hoewel de winning van zowel ruwe aardolie als van aardgas in de tijd fluctueert, vertoont de winning van beide grondstoffen een afnemende lijn.

³¹ Zie http://www.limburg.nl/Actueel/Nieuws_en_persberichten/2014/November_2014/ Provincie stimuleert samenwerking tussen ENCI en Sibelco Europe.

³² Overigens rekent het CBS in tegenstelling tot Eurostat de winning van ophoogzand als een aparte categorie grondstoffen.

Tabel 3.1
Winning grondstoffen

In miljoen kilogram	1996	2000	2005	2010	2015
<i>Biomassa</i> ¹					
- Vezelgewassen	23	27	27	11	29
- Hout	564	615	660	649	664
<i>Metalen</i>					
- Diversen	0	0	0	0	0
<i>Niet-metaal mineralen</i>					
- Zout	5.530	5.789	6.443	6.223	7.113
- Kalksteen en gips	1.004	1.516	1.456	1.445	1.270
- Grind en zand	27.000	27.700	17.600	20.300	17.595
- Klei en porseleinaarde	8.700	8.600	6.800	3.675	2.695
- Ophoogzand	89.900	10.4600	77.400	247.690	68.562
<i>Fossiele energiedragers</i>					
- Ruwe aardolie en aardgascondensaten	3.103	2.351	2.269	1.414	2.061
- Aardgas	74.540	56.487	60.880	68.635	41.876
<i>Totaal (incl. overige winning)</i>	<i>210.916</i>	<i>195.077</i>	<i>174.137</i>	<i>34.0571</i>	<i>142.121</i>

Bron: CBS Statline

¹ Bij biomassa is de in de landbouw geproduceerde, voor voedsel bestemde biomassa niet in de tabel opgenomen.

De winning van biomassa bestaat voor het overgrote deel uit landbouwgewassen, zoals granen, groente, fruit en voedergewassen. Die vallen echter buiten het bestek van dit rapport en zullen hier dan ook buiten beschouwing blijven.³³ Van belang zijn nog wel de vezelgewassen en hout, die ook als grondstof voor producten worden gebruikt. De teelt van vezelgewassen in Nederland bestaat voornamelijk uit vlas. Deze fluctueerde tussen 1995 en 2005, nam daarna flink af, maar herstelt zich vanaf 2012 fors. Ook de winning van hout heeft geen duidelijk patroon en fluctueerde tussen zo'n 500 en 750 miljoen kilogram in respectievelijk 2002 en 2014.

Omdat Nederland maar een klein deel van de grondstoffen zelf wint, worden de meeste grondstoffen ingevoerd. Bij de metaalertsen gaat het vooral om ijzererts, zink, bauxiet (voor de aluminiumproductie) en overige metaalertsen, vooral zeldzame metalen (zie tabel 3.2). Duidelijk is dat in volume vooral ijzererts dominant is, wat samenhangt met de omvangrijke ijzer- en staalproductie in IJmuiden.

In volume wordt de invoer van metaalertsen echter overtroffen door de invoer van andere mineralen. Daarbij gaat het vooral om grind en zand, waarvan ook al veel in Nederland wordt gewonnen, en daarnaast om andere grondstoffen voor bouwmaterialen, zoals sier- en bouwsteen, krijt en dolomiet, leisteen, kalksteen en gips en klei. Van bijna al deze grondstoffen is de invoer in de afgelopen tien jaar afgenomen, wat ongetwijfeld samenhangt met de economische crisis in deze periode. Ook de invoer van chemische en kunstmestmineralen laat een afnemende trend zien. De invoer van zout fluctueert over de jaren, maar is slechts een fractie van de zoutwinning in Nederland.

Qua volume is de invoer van fossiele grondstoffen het grootst. Daarbij gaat het om fossiele grondstoffen die energetisch worden gebruikt of als grondstof voor materialen en producten. De invoer van ruwe olie is het grootst, en in de afgelopen tien jaar ongeveer gelijk gebleven. De invoer van zowel steenkolen als aardgas is kleiner dan die van aardolie, maar neemt voor beide grondstoffen in deze periode wel toe. Ook de invoer van turfproducten (waaronder potgrond) neemt toe. Vergeleken bij de invoer van fossiele grondstoffen is de invoer van de

³³ Het gebruik van fossiele energiedragers als energie wordt in dit rapport overigens ook niet expliciet besproken. De rol van deze energiedragers voor verbranding is al uitgebreid aan bod gekomen in Vollebergh et al. (2014). Overigens komt de milieuschade die hierdoor ontstaat wel terug in de berekeningen in hoofdstuk 4.

Tabel 3.2
Invoer grondstoffen

In miljoen kilogram	2005	2010	2015
<i>Biomassa</i>			
- Vezelgewassen	16	39	47
- Hout	473	475	732
<i>Metalen</i>			
- IJzererts	12.751	8.884	9.106
- Koper	0	0	62
- Nikkelerts	0	7	0
- Looderts	9	2	39
- Zinkerts	483	391	531
- Tinerts	0	0	0
- Edelmetaalerts	0	2	1
- Bauxiet	174	118	103
- Overige metaalertsen	295	418	339
<i>Niet-metaal mineralen</i>			
- Sier- en bouwsteen	1.777	173	85
- Krijt en dolomiet	1.618	1.384	925
- Leisteen	10	7	8
- Chemische en kunstmest mineralen	1.250	1.331	683
- Zout	887	1.654	79
- Overige delfstoffen	501	1.203	1.145
- Kalksteen en gips	1.559	1.125	630
- Grind en zand	35.611	37.133	25.336
- Klei en porseleinaarde	1616	1.596	1.114
<i>Fossiele energiedragers</i>			
- Steenkolen	20.893	20.773	32.412
- Turf	1.774	2.441	2.244
- Ruwe aardolie en aardgascondensaten	72.900	69.967	74.306
- Aardgas	17.483	19.694	24.979

Bron: CBS (2017a); bewerking PBL

voor dit rapport relevante biomassa gering. Zoals eerder al is aangegeven, worden van biomassa vooral de vezelgewassen en hout gebruikt als grondstof voor producten. Opvallend is dat de invoer van (onbewerkt) hout lager is dan de winning in Nederland. Alleen in 2015 ligt de invoer hoger dan de binnenlandse winning.

Een deel van de in Nederland gewonnen en ingevoerde grondstoffen wordt direct weer uitgevoerd en dus niet in Nederland gebruikt (doorvoer). In tabel 3.3 zijn de winning en invoer afgezet tegen de uitvoer. Het saldo is de som van het gebruik van de grondstoffen in Nederland en de voorraadmutatie. Een negatief saldo betekent dan dat er wordt ingeteerd op de aanwezige voorraden in Nederland. Dat is in 2015 onder andere het geval voor hout, kopererts, looderts en chemische en kunstmestmineralen.

Van de invoer van bauxiet en ook van de overige metaalertsen wordt een groot deel weer uitgevoerd. Van het ingevoerde ijzererts wordt juist nauwelijks iets uitgevoerd en ook van de zinkerts blijft een groot deel in Nederland. Van de grondstoffen voor bouwmaterialen (steen, krijt, grind, zand en klei) wordt maar een beperkt deel van de gewonnen en ingevoerde voorraad uitgevoerd. Bij de fossiele grondstoffen geldt ook voor ruwe aardolie dat daarvan maar een relatief klein deel weer wordt uitgevoerd. Voor steenkool en vooral aardgas is het uitgevoerde aandeel groter. Ook van turf (waaronder potgrond) wordt een relatief groot deel weer uitgevoerd.

Het algemene beeld is dat in Nederland in volume vooral veel grind en zand wordt verwerkt en eigenlijk alle fossiele energiedragers, vooral ruwe aardolie en aardgascondensaten, maar evenzeer aardgas en steenkool. Deze vier categorieën nemen samen al bijna 90 procent van het totale verbruik in kilogram voor hun rekening. Een flinke omvang heeft ook nog de verwerking van ijzererts, met zo'n 5 procent van het totaal. Andere substantiële categorieën zijn zout, kalksteen en gips, klei en porseleinaarde en turf.

Tabel 3.3
Winning, invoer en uitvoer van grondstoffen in 2015

In miljoen kilogram	Winning	Invoer	Uitvoer	Saldo
<i>Biomassa</i>				
- Vezelgewassen	29	47	9	67
- Hout	664	732	1.511	-116
<i>Mineralen</i>				
- IJzererts	0	9.106	213	8.893
- Koper	0	62	100	-38
- Nikkelerts	0	0	1	-1
- Looderts	0	39	79	-41
- Zinkerts	0	531	90	441
- Tinerts	0	0	0	0
- Edelmetaalerts	0	1	2	-1
- Bauxiet	0	103	96	7
- Overige metaalertsen	0	339	167	173
<i>Niet-metaal mineralen</i>				
- Sier- en bouwsteen	0	85	26	59
- Krijt en dolomiet	0	925	175	749
- Leisteen	0	8	1	6
- Chemische en kunstmest mineralen	0	683	809	-126
- Zout	7.113	79	4.330	2.862
- Overige delfstoffen	0	1.145	18	1.127
- Kalksteen en gips	1.270	630	282	1.617
- Grind en zand	17.595	25.336	11.767	31.164
- Klei en porseleinaarde	2.695	1.114	1.088	2.721
<i>Fossiele energiedragers</i>				
- Steenkolen	0	32.412	11.250	21.162
- Turf	0	2.244	1.015	1.229
- Ruwe aardolie en aardgascondensaten	2.061	74.306	12.015	64.352
- Aardgas	41.876	24.979	34.319	32.536
Totaal¹	73.559¹	175.075	79.517	169.117

Bron: CBS Statline; CBS (2017a); bewerking PBL

¹ Het totaal bij winning is lager dan in tabel 3.1 omdat daar ophoogzand is meegenomen.

3.2.2 Fase 2: Verwerking grondstof tot materiaal en eindproduct

Het gebruik van grondstoffen bestaat niet alleen uit de ruwe materialen die in Nederland worden gebruikt, maar ook uit materialen die in halffabricaten en eindproducten zijn verwerkt en die in Nederland worden ingevoerd. Doordat in de keten van ruwe grondstof naar eindproduct vele schakels kunnen zitten die zich ook nog in verschillende landen kunnen bevinden, is het traceren van de fysieke rol van grondstoffen en materialen verre van eenvoudig. Dit speelt vooral in de keten na de winning van de ruwe grondstoffen. In deze fase worden immers de ruwe grondstoffen bewerkt tot halffabricaten en eindproducten. Voorbeelden hiervan zijn de omzetting van ruwe olie in motorbrandstoffen en ethyleen, maar ook van ijzererts in staal en ijzer.

Een goed voorbeeld van het gebruik van grondstoffen en materialen in de Nederlandse economie is de verwerking van fossiele energiedragers. Zoals eerder aangegeven, worden deze energiedragers zowel energetisch, dus voor verbranding, als niet-energetisch toegepast, dus voor ander verbruik. Het totale verbruik van energie in Nederland bedraagt in 2015 ongeveer 3.076 petajoule. Het aandeel niet-energetisch verbruik is zo'n 18 procent van dit totaal. Uit tekstkader 3.3 wordt duidelijk hoe belangrijk fossiele energiedragers zijn voor de Nederlandse samenleving, in het bijzonder ook in de productie.³⁴ Verreweg het grootste deel van de fossiele energiedragers wordt toegepast in de basisindustrie, dat wil zeggen de industrie

³⁴ Daarbij moet wel worden aangetekend dat vanwege de herdefinitie bij het CBS momenteel circa 80 petajoule minder verbruik als niet-energetisch wordt aangemerkt dan voorheen (zie ook tekstkader 3.1).

gericht op de verwerking van grondstoffen en materialen tot halffabricaten, die tevens van groot belang is voor de Nederlandse economie. Door de gunstige geografische ligging en de aanwezigheid van aardgas is deze industrie dan ook relatief groot. Fossiele brandstoffen worden hier zowel voor energetische als niet-energetische toepassingen ingezet. Tabel 3.4 toont allereerst het relatieve belang van het *energetische gebruik* van de belangrijkste energiedragers in de basisindustrie.

Uit deze tabel blijkt dat de basisindustrie een groot deel van het energetische gebruik van fossiele energiedragers voor haar rekening neemt. Vooral de chemische industrie is hiervoor verantwoordelijk. Deze industrie gebruikt zowel aardolie en aardgas als warmte en elektriciteit (die laatste twee zijn in de tabel opgenomen in de kolom overig).³⁵ In de ijzer- en staalindustrie worden ook nog kolen gebruikt. In totaal gebruikt de basisindustrie circa 12 procent van de energie in Nederland voor energetische doeleinden.

Tabel 3.4
Energetisch gebruik van energiedragers in de basisindustrie in 2015

In petajoule	Totaal	Kolen	Aardolie	Aardgas	Overig
Chemie en farmaceutische industrie	274	0	90	65	119
IJzer- en staalindustrie	40	17	0	10	12
Non-ferrometalenindustrie	11	0	0	3	9
Bouwmaterialenindustrie	24	2	0	17	5
Papier- en grafische industrie	23	0	0	6	18
Totaal basisindustrie	372	19	90	101	163
Totaal verbruik Nederland¹	3.076	461	1.174	1.186	255
Basisindustrie als percentage totaal Nederland²	12%	4%	8%	8%	64%

Bron: CBS Statline

¹ Dit is het verbruikssaldo uit de Energiebalans. Het saldo is gelijk aan het finale verbruik plus het saldo van de energieomzetting plus het energiegebruik in de energiesector (inclusief raffinaderijen) en de omzettingsverliezen.

² Het hoge percentage bij 'overig' is het gevolg van het feit dat hieronder ook de omzettingsverliezen vallen van de elektriciteitsproductie met behulp van aardgas, kolen en aardolie. De inzet van aardgas, kolen en aardolie voor de elektriciteitsproductie valt dan weer onder die afzonderlijke energiedragers.

³⁵ De categorie 'overig' splitsen we niet op om elektriciteit apart weer te geven, want bij het totaalverbruik (verbruikssaldo) is dat inclusief de omzettingsverliezen van opwekking met aardgas en kolen, terwijl de inzet van aardgas en kolen niet onder elektriciteit maar onder aardgas en kolen valt. Het verbruikssaldo is dan lager dan het verbruik van elektriciteit door de basisindustrie. Zie ook de tweede voetnoot bij de tabel.

3.3 Energieverbruik in Nederland op basis van verbruikssaldo

In Nederland bedraagt het totale finale energiegebruik van energie op basis van het verbruikssaldo 3076 petajoule in 2015. Hier is voor een weergave op basis van het verbruikssaldo gekozen, omdat hierin ook de omzettingsverliezen, het eigen verbruik van energiedragers door de energiesector en distributieverliezen zijn meegenomen (zie ook appendix A). Omdat de energiesector bij de omzetting van aardolie naar benzine, diesel en kerosine meer energie produceert dan in Nederland wordt verbruikt, is het verbruikssaldo van aardolieproducten negatief. Maar dat wordt weer meer dan gecompenseerd door het verbruik van aardolie als grondstof. Verder is in deze tabel elektriciteit niet als zodanig herkenbaar, want een afgeleid product van de energiesector. Wel is een deel terug te vinden onder de categorie 'overig', waar een positief verbruikssaldo ontstaat als Nederland meer elektriciteit invoert dan uitvoert. Merk op dat hier ook de sectoren verkeer en huishouden zijn meegenomen. Het beeld voor Nederland van het energetische en niet-energetische finaal verbruik volgens de nieuwe definitie van het CBS (in gebruik sinds 2015) is in de tabel weergegeven. Hieruit blijkt dat van het totaal van 3076 petajoule 82 procent energetisch en 18 procent niet-energetisch wordt aangewend.

Energetisch en niet-energetisch verbruik van energie in Nederland in 2015

Fossiele energiedrager	Energetisch gebruik		Niet-energetisch gebruik		Totaal PJ
	PJ	% Totaal finaal gebruik	PJ	% Totaal finaal gebruik	
Aardolie	718	61%	455	39%	1.174
Aardgas	1.099	93%	87	7%	1.186
Kolen	461	100%	0 ¹⁾	0%	461
Hernieuwbaar	145	100%	0 ²⁾	0%	145
Kernenergie	39	100%	0	0%	39
Overig	71	100%	0 ³⁾	0%	71
Totaal	2.533	82%	542	18%	3.076

Bron: CBS

^{1.} Verbruik van steenkool voor de productie van ijzer en staal (circa 60 petajoule) als niet-energetisch meegeteld, in de nieuwe definitie is dit verlaten.

^{2.} Substitutie van bijvoorbeeld aardolieproducten door biomassamaterialen (bijvoorbeeld poly-melkzuur of polyetheen) wordt niet toegerekend aan energiedragers maar zit in landbouwproducten.

^{3.} Gebruik van elektriciteit voor het vervaardigen van aluminium uit bauxiet (was circa 20 petajoule) wordt niet meer als niet-energetisch meegerekend.

Voor 2015 is hier duidelijk te zien dat in termen van volumes en percentages het niet-energetisch verbruik voornamelijk bestaat uit de inzet van aardolie, aardgas en nog een klein aandeel uit de inzet van kolenproducten (steenkool, bruinkool cokes, en dergelijke). De reden is dat vooral de categorie aardolie voornamelijk bestaat uit zowel ruwe aardolie en aardgascondensaat dat voor de productie van plastic wordt gebruikt, als het verbruik om aardolieproducten als benzine en diesel te maken (die grotendeels worden geëxporteerd). Bij aardolie kan een fors aandeel van het verbruik (39 procent) worden toegewezen aan de inzet als grondstof, zoals bij de productie van kunststoffen in de petrochemische industrie. Bij aardgas gaat het om een aandeel van 7 procent van het totale finale verbruik, waar de toepassing voornamelijk kan worden gevonden in de productie van kunstmest.

Tabel 3.5
Niet-energetisch gebruik¹ van energiedragers in 2015

In petajoule	Totaal	Kolen	Aardolie	Aardgas	Overig
Chemische industrie	527	0,0	440	87	0,0
Overige Industrie	13	0,3	12	0	0,0
Overige afnemers	4	0,0	4	0	0,0
Totaal niet-energetisch	542	0,3	455	87	0,0
Als percentage totaal Nederland	18%	0,1%	39%	7%	0,0%

Bron: CBS Statline

¹ Dit is volgens de definitie van niet-energetisch gebruik zoals het CBS en ook Eurostat die momenteel hanteren.

Tabel 3.6
Invoer en uitvoer halffabricaten en eindproducten in 2015

In miljoen kilogram	Invoer		Uitvoer	
	Halffabr.	Eindprod.	Halffabr.	Eindprod.
<i>Biomassa</i>				
- Natuurlijke vezels	24	0	14	0
- Hout en afgeleide producten	2.955	2.138	2.286	1.015
- Overige producten uit biomassa	8.201	20.513	9.907	18.561
<i>Metalen</i>				
- IJzer	8.062	3.867	13.094	3.925
- Kopert	194	96	363	72
- Nikkel	58	2	55	1
- Lood	14	19	60	23
- Zinkt	215	11	236	67
- Tin	13	0	11	0
- Edelmetalen	0	0	12	1
- Aluminium	1.888	376	1.349	309
- Overige metaal	262	1	302	7
- Overige producten uit metalen	8	11.920	9	10.803
<i>Niet-metaal mineralen</i>				
- Sier- en bouwsteen	254	67	52	12
- Krijt en dolomiet	0	0	0	0
- Leisteen en afgeleide producten	0	0	0	0
- Chemische en kunstmest mineralen	3.121	212	7.114	962
- Zout en afgeleide producten	0	0	0	0
- Overige delfstoffen	198	0	2	0
- Kalksteen en gips	422	251	1.712	29
- Grind en zand	0	0	0	0
- Klei en porseleinaarde	381	17	929	20
- Overige producten van mineralen	5.374	1.536	1.694	1.062
<i>Fossiele energiedragers</i>				
- Steenkolen en afgeleide producten	4.243	0	188	0
- Turf en afgeleide producten	0	0	0	0
- Ruwe aardolie en aardolieproducten	49.394	23.294	65.159	34.061
- Aardgas en afgeleide producten	5.198	0	2.539	0
- Overige producten van energiedragers	6.286	13.476	7.918	18.272
- Andere producten	4.714	11.224	4.882	11.714
<i>Afval</i>				
- Afvalresiduen	2.478	0	1.981	0

Bron: CBS Statline; CBS (2017a); bewerking PBL

Bij *niet-energetisch gebruik* wordt een energiedrager gebruikt voor het maken van een product dat zelf geen energiedrager is en waarbij de voor het productieproces gebruikte energie in het product aanwezig blijft. Tabel 3.5 geeft het gebruik weer van energiedragers voor niet-energetisch gebruik. Dit gebruik vindt bijna geheel in de chemische industrie plaats, waar onder andere aardolie wordt gebruikt voor de productie van plastics en aardgas voor de productie van kunstmest. Het gebruik buiten de chemische industrie betreft bijna uitsluitend smeermiddelen die op basis van aardolie zijn gemaakt.

Het niet-energetische gebruik van energiedragers is dus bijna uitsluitend voor het maken van halffabricaten (materialen). Daarnaast is er nog een forse omvang energetisch gebruik in de basisindustrie voor het maken van materialen. De som van die twee gebruiksvormen geeft daarom een goede indicatie van het totale energiegebruik nodig voor de materiaalproductie. In totaal gaat het om 915 petajoule in 2015, oftewel ongeveer 30 procent van het energieverbruik in Nederland. Ter vergelijking: dat is ongeveer 40 procent méér dan het energiegebruik door huishoudens en de dienstensector samen.

Van de productie en vervaardiging van halffabricaten en eindproducten in deze fase wordt ook het nodige geëxporteerd. Tevens worden allerhande halffabricaten en eindproducten geïmporteerd. Voor een goed beeld van het verbruik in Nederland dient hiermee uiteraard ook rekening te worden gehouden. Daarbij worden diverse geïmporteerde halffabricaten weer bewerkt tot eindproducten die vervolgens weer worden geëxporteerd. Tabel 3.6 geeft een overzicht van de invoer en uitvoer van halffabricaten en eindproducten in 2015 op basis van cijfers van het CBS.³⁶ De halffabricaten en eindproducten zijn gecategoriseerd naar het materiaal dat dominant is. Van een deel van de halffabricaten en eindproducten is dat niet of moeilijk te bepalen. Die zijn onder aparte categorieën 'overige producten' geplaatst. Het gaat daarbij vooral om eindproducten en minder om halffabricaten.

Van de halffabricaten van metaal die worden in- en uitgevoerd, bestaat het overgrote deel uit ijzer en staal, ongeveer driekwart van de invoer en ongeveer 85 procent van de uitvoer. Daarnaast is nog een deel van de halffabricaten van aluminium, vooral bij de invoer, ongeveer 18 procent, maar ook bij de uitvoer is het aandeel aluminiumproducten met bijna 9 procent hoger dan dat van alle andere metalen bij elkaar. Bij de eindproducten valt bijna driekwart van zowel de invoer als de uitvoer onder 'overige producten uit metalen'. Daarvan is niet aangegeven welk metaal in het product dominant is, maar het lijkt waarschijnlijk dat het hier vooral gaat om de import van auto's waarin immers grote hoeveelheden metalen zijn verwerkt. Van de eindproducten waarvan wél is aangegeven welk metaal dominant is, zijn dat zowel bij de invoer als bij de uitvoer eindproducten die voornamelijk uit ijzer en staal bestaan. Slechts 3 procent van alle metalen eindproducten bestaat (voor het overige groot deel) uit een ander metaal, waarvan ongeveer twee derde aluminium.

Van de overige mineralen worden vooral halffabricaten van chemische en kunstmestmineralen en van 'overige producten van mineralen' (vooral glas) ingevoerd. Daarnaast worden nog wat halffabricaten van diverse steensoorten en klei ingevoerd. Bij de uitvoer van halffabricaten van overige mineralen is het aandeel van de chemische en kunstmestmineralen met ruim 60 procent nog hoger dan bij de invoer. De uitvoer van halffabricaten bestaat verder nog uit producten van glas (als belangrijkste onderdeel van de categorie 'overig'), kalksteen en klei en porseleinaarde. De in- en uitvoer van eindproducten die bestaan uit overige mineralen, zijn veel kleiner dan de in- en uitvoer van halffabricaten. Ook bij de eindproducten gaat het vooral om producten van chemische en kunstmestmineralen en producten van glas. Bij de invoer hebben de producten van kalksteen en gips ook nog een redelijk aandeel.

Halffabricaten en eindproducten die hout als grondstof bevatten, zijn niet alleen terug te vinden in de categorie 'hout en afgeleide producten', maar ook in de categorie 'overige producten uit biomassa'. Dat is een omvangrijke en zeer diverse categorie, waaronder ook papier valt, maar die ook voor een belangrijk deel uit voedingsproducten bestaat en dan vooral uit dranken. Ook de categorie 'andere producten' bevat halffabricaten en eindproducten die van hout zijn gemaakt, zoals meubels. In die categorie zitten verder onder andere kleding, cosmetica en speelgoed. Het grootste deel van de in- en uitvoer van halffabricaten en eindproducten is echter gemaakt van fossiele brandstoffen, en dan vooral van aardolie, waaronder ook de motorbrandstoffen vallen. Daarnaast bestaat ook een belangrijk deel –

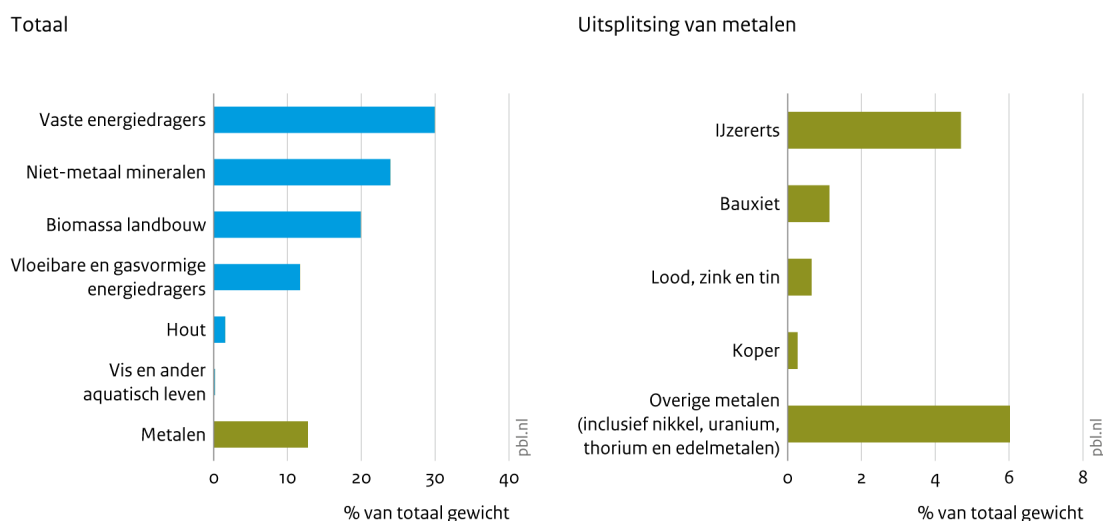
³⁶ Voor diverse materialen geldt dat de uitvoer van halffabricaten en/of eindproducten groter is dan de invoer. Dat is mogelijk omdat er ook in Nederland halffabricaten en eindproducten worden geproduceerd. Hoeveel dat precies is, is niet uit bovenstaande te herleiden, omdat er niet alleen halffabricaten en eindproducten in Nederland worden geproduceerd, maar ook gebruikt of geconsumeerd.

vooral van de eindproducten – uit ‘overige producten van energiedragers’. Daaronder vallen onder andere carbonzuren, ethers en methanol.

3.2.3 Fase 3: Eindgebruik producten

Een manier om aan te geven wat het verbruik is van grondstoffen en materialen voor eindproducten die in Nederland worden gebruikt, is de *Raw Material Consumption Indicator* (RMC). Deze indicator is gerelateerd aan *apparent consumption* en omvat alle grondstoffen die in Nederland worden *gebruikt* voor zowel consumptie als productie. De RMC is dus gelijk aan de winning van grondstoffen in Nederland plus de invoer en minus de uitvoer van grondstoffen. Het gaat daarbij zowel om de directe in- en uitvoer als om de grondstoffen die zijn verwerkt in halffabricaten en eindproducten (inclusief de voedsel- en energieketen). Grondstoffen die worden gebruikt voor het maken van machines die in Nederland bij de productie worden gebruikt, vallen dus wél onder de RMC, terwijl grondstoffen die worden gebruikt voor een machine die wordt uitgevoerd daar niet onder vallen. Ook de energiedragers die zijn gebruikt om het product te maken tellen dan mee. Figuur 3.2 geeft de RMC van Nederland weer voor 2014.

Figuur 3.2
Verbruik van grondstoffen in Nederland, 2014



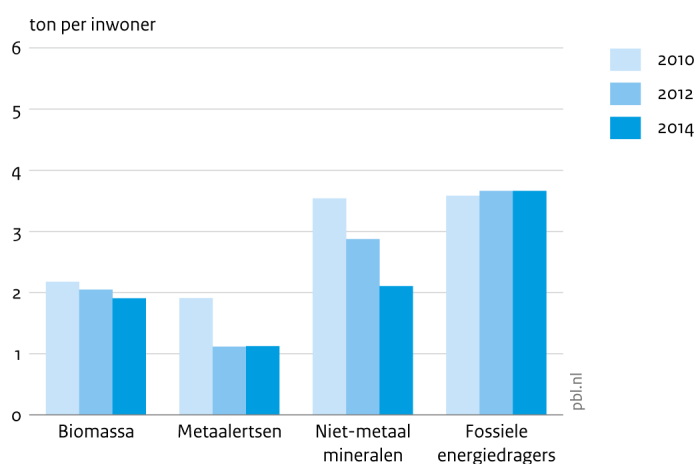
Bron: CBS 2017

Het grootste deel van de RMC bestaat uit fossiele grondstoffen en uit niet-metaal mineralen, zoals zand, grind, klei en zout. De metalen vormen maar een klein deel van de RMC. In gewicht uitgedrukt vormden de metalen in 2014 minder dan 5 procent van de gebruikte grondstoffen. Het gaat hier vooral om koper, ijzererts en, in mindere mate, bauxiet dat voor de productie van aluminium wordt gebruikt.

De RMC wordt ook wel grondstofvoetafdruk genoemd en kan ook worden berekend per inwoner (CBS 2016). Deze grondstofvoetafdruk per Nederlander is tussen 2010 en 2014 afgenomen van 11,2 ton naar 8,8 ton. Het totale gebruik in Nederland is daarmee gedaald van 186 miljoen ton in 2010 naar 148 miljoen ton in 2014.³⁷ Vooral het energiegebruik gerelateerd aan importproducten is in deze periode toegenomen. Een deel van de voetafdruk van fossiele energiedragers bestaat uit de binnenlandse inzet van fossiele energiedragers voor elektriciteitsproductie. Het aandeel hiervan is in vergelijking met andere landen hoog, omdat het gebruik van hernieuwbare energie in Nederland slechts 5,8 procent is (CBS 2015b).

³⁷ Deze waarden zijn gebaseerd op CBS (2017) en een actualisatie van de gegeven waarden in CBS (2016).

Figuur 3.3
Gebruik van grondstoffen in Nederland



Bron: CBS Monitor materiaalstromen 2017

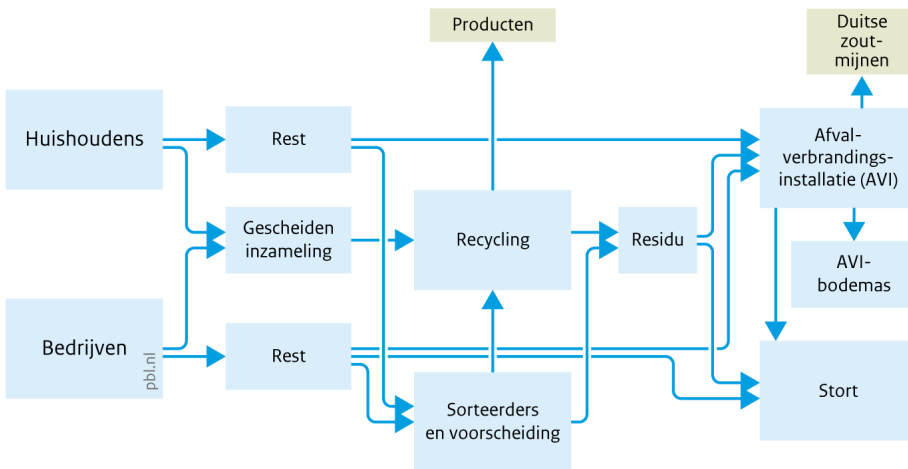
Naast deze grondstofvoetafdruk zijn er ook nog andere inputs in het productieproces, zoals water- en landgebruik. Hierop komen we in paragraaf 3.3 terug. Tot slot is nog de markt voor tweedehandsproducten van belang. Daarbij kan het gaan om markten met een aanzienlijke grondstofafdruk, zoals de markt voor tweedehandsauto's. Bovendien vindt hier soms een levendige internationale handel plaats. In het kader van deze studie komen deze markten echter slechts terloops ter sprake.

3.2.4 Fase 4: Afvalverwerking en recycling

Zowel tijdens het productieproces als na de eind- en hergebruiksfase eindigen grondstoffen en materialen als 'afval'. Dat afval kan worden verwerkt tot herbruikbare materialen ('recycling') en, wanneer dat niet kan, gestort, verbrand of illegaal gedumpt. De afvalverwerkingsfase is tamelijk complex. Zo komen daar stromen afval samen van bedrijven en huishoudens die deels wel en deels niet kunnen worden hergebruikt of gerecycled. Bovendien kan hergebruik op verschillende plaatsen in deze keten worden toegepast. Een deel van het hergebruik of recycling bij bedrijven bijvoorbeeld, vindt op de productielocatie plaats, maar een ander deel gaat via onderlinge leveringen naar andere bedrijven die zorgen voor hergebruik of recycling. Evenzo kan in de eindverwerkingsfase op verschillende momenten worden gezorgd voor hergebruik. Zo kan zelfs na verbranding nog sprake zijn van recycling van materialen, zoals aluminium.

Figuur 3.4 geeft een overzicht van de complexe relaties in deze eindverwerkingsfase. Hieruit blijkt bovendien dat afvalverwerking en recycling tot op zekere hoogte sterk zijn verweven. Zo kan afval direct bij de bron, zowel bij bedrijven als huishoudens, worden gescheiden en apart worden ingezameld. Het is echter ook mogelijk om het restafval te onderwerpen aan een voorscheiding ('sorteerders'). In alle gevallen is er een residu van een bepaalde kwaliteit dat, net als het niet voor recycling in aanmerking komende afval uit de voorscheiding, naar de eindverwerkingsfase gaat. In principe zijn er dan nog twee opties, afgezien van dumping, namelijk het storten dan wel verbranden van afval. Maar zelfs na deze eindverwerking dienen zich nog opties aan voor recycling, zoals aluminiumterugwinning bij afvalverbrandingsinstallaties (AVI's) of het gebruik van bodemassen (na een 'schoonwasoperatie'). Bovendien wordt uiteindelijk energie teruggewonnen uit het afval bij zowel AVI's als de stortplaatsen. Overigens is vaak de kwaliteit van het te recyclen materiaal steeds lager naarmate het verder in de eindverwerkingsketen komt. Bovendien is ook hier altijd de mogelijkheid van import en export.

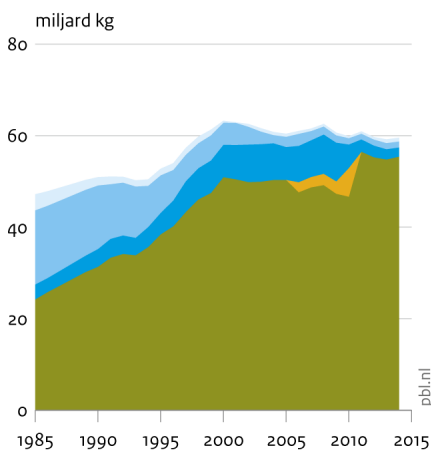
Figuur 3.4
Afvalstromen en aangrijpingspunten voor belasting



Bron: PBL

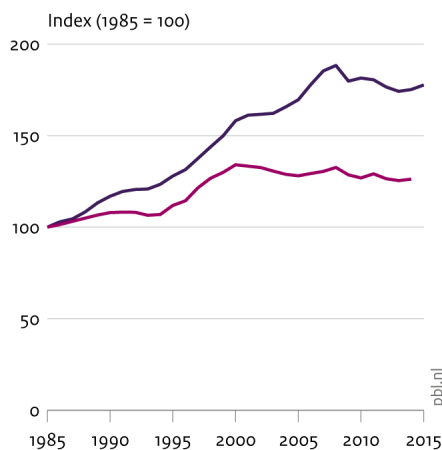
Figuur 3.5
Afvalproductie

Absoluut naar verwerkingswijze



- Lozen
- Storten
- Verbranden
- Energieterugwinning
- Recycling en overige nuttige toepassing

Relatief



- Bruto binnenlands product
- Afvalproductie

Bron: RWS; CBS

Omvang van in Nederland geproduceerd afval

Figuur 3.5 geeft een eerste indruk van de omvang van de stromen die na verwerking terecht komen in de afvalfase. Deze figuur laat zien dat er van 1985 tot en met de economische crisis van 2008 voor een lange periode sprake is geweest van een toename in de hoeveelheid Nederlands geproduceerd afval. Dit is dus de afvalproductie door Nederlandse ingezetenen

(personen en bedrijven), exclusief de invoer van buitenlands afval, maar inclusief het in Nederland geproduceerde afval dat in het buitenland wordt verwerkt.³⁸

De totale hoeveelheid afval bedraagt in 2014 iets minder dan 60 miljard kilogram afval. Waar de hoeveelheid binnenlands aangeboden afval vóór 2000 in feite alsmaar steeg, is deze omvang sindsdien redelijk stabiel.³⁹ De ten tijde van de economische crisis ingezette daling lijkt in 2014 te stabiliseren. Opvallend is dat over de hele periode bezien sprake lijkt van een ontkoppeling, dat wil zeggen dat terwijl het inkomen in Nederland bleef groeien, de hoeveelheid afval daarbij is achtergebleven.

Figuur 3.5 laat verder zien dat het aandeel gestort afval in de gehele periode naar verhouding gestaag is afgenomen, van 16,2 miljard kilogram in 1985 naar 1,3 miljard kilogram in 2014. Er wordt in de figuur overigens een onderscheid gemaakt tussen storten (op een stortplaats) en het lozen van (schoon) afvalwater. Het lozen van afvalwater is ook sterk afgenomen, van 3,4 miljard kilogram in 1985 naar 0,8 miljard kilogram in 2014. Tegelijkertijd laat de figuur vooral in de jaren negentig een forse toename zien van de hoeveelheid verbrand afval. Dat heeft te maken met de sterke uitbreiding van de verbrandingscapaciteit in deze periode en opnieuw in het begin van de 21^e eeuw. Na 2010 lijkt op het eerste gezicht ook de omvang van het verbrande afval af te nemen. Bij nader inzien is dat echter geenszins het geval: door een herdefinitie wordt sinds 2010 het verbranden van afval mét energierugwinning aangemerkt als nuttige toepassing.

Recycling en overige nuttige toepassing

Opvallend is hoe dan ook dat de categorie 'recycling en overige nuttige toepassing' in deze periode fors is toegenomen. Onder deze categorie vallen recycling van afval van huishoudens en bedrijven, recycling van autowrakken en sloopschepen, verschillende recyclingprocessen in de industrie, de toepassing van AVI-bodemassen in de wegenbouw en het terugwinnen van energie van verbrand en gestort afval. Met andere woorden: dit zijn alle toepassingen die vallen onder het nuttig toepassen van afvalstoffen volgens de definitie van de Wet milieubeheer (artikel 1.1 WM, definities afvalstoffen, nuttige toepassing en verwijdering).

Uit figuur 3.5 blijkt dat de hoeveelheid gerecycled afval in 2014 meer dan verdubbeld is ten opzichte van 1985. In 1985 ging het nog om 24,2 miljard kilogram (51 procent), maar in 2014 is dit gestegen tot maar liefst 55,4 miljard, oftewel 93 procent van de binnenlands verwerkte (Nederlandse) afvalproductie. Deze verzamelcategorie neemt vanaf 2010 overigens sterk toe. De eerste reden voor deze forse toename is dus dat vanaf dit moment alle AVI's in Nederland de status van nuttige toepassing hebben gekregen. Uit de figuur blijkt dat tegenwoordig het merendeel van het bij de AVI's aangeboden afval als nuttige toepassing wordt aangemerkt. De tweede reden is dat er alleen voor de jaren 2006-2010 een aparte statistiek beschikbaar is voor energierugwinning. Vanaf 2011 wordt er geen onderscheid gemaakt: het aandeel energierugwinning wordt in de figuur vanaf 2011 onderdeel van de verzamelcategorie 'recycling en overige nuttige toepassing'.

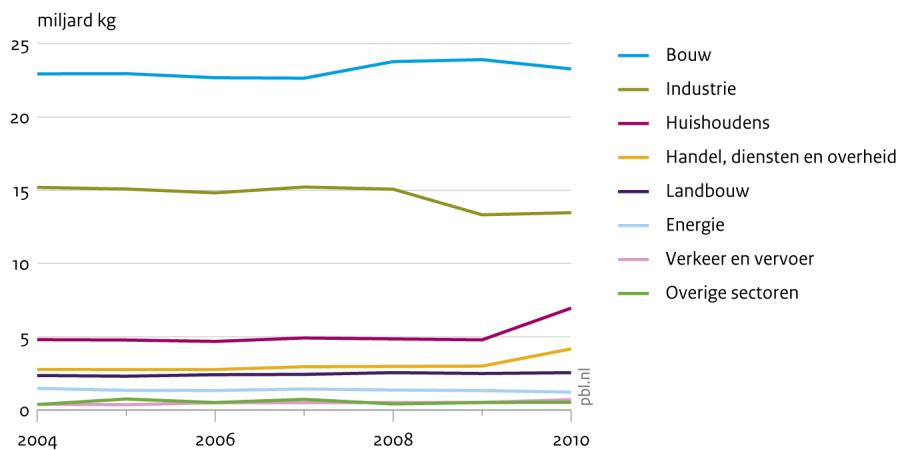
De categorie 'recycling en overige nuttige toepassing' (dus inclusief energierugwinning) kan voor de jaren 2004-2010 naar verschillende sectoren worden opgesplitst.⁴⁰ Uit figuur 3.6 wordt duidelijk dat het leeuwendeel van deze categorie van het in Nederland geproduceerde

³⁸ De totale in- en uitgevoerde volumes bespreken we later apart, aangezien de statistische bronnen volgens verschillende registratiemethodes lastig verenigbaar zijn.

³⁹ Er moet hier overigens worden opgemerkt dat de figuur een kleine overschatting van de binnenlandse afvalproductie weergeeft. De statistiek bevat namelijk een aantal dubbeltellingen. Dit komt doordat resten van de ene verwerkingsmethode soms nog op een andere manier worden verwerkt. Zo worden gft-reststromen verbrand en gestort en AVI-reststoffen gestort (Rijkswaterstaat 2016). Vanwege deze dubbeltellingen heeft Rijkswaterstaat (2016) de keuze gemaakt om de figuur niet te stapelen. Wij hebben er wel voor gekozen dit te doen om een duidelijker beeld te krijgen van de relatieve verhoudingen van de verwerkingsmethodes.

⁴⁰ Recentere cijfers zijn voor deze serie nog niet beschikbaar bij Rijkswaterstaat.

Figuur 3.6
Recycling en overige nuttige toepassing van afval per sector



Bron: RWS

afval kan worden toegeschreven aan de industrie en de bouwsector. Hierna volgen de huishoudens, de bedrijven (handel, diensten en overheid; sector Handel en Dienstverlening) en de landbouw. De verkeer- en vervoerssector (autowrakken, autobanden en afval van de scheepvaart), de energiesector (elektriciteitscentrales en delfstoffenwinning) en de categorie overig (rioolwaterzuiveringsinstallaties en drinkwaterbedrijven) maken het aandeel 'recycling en overige nuttige toepassing inclusief energierugwinning' compleet. In de periode 2004-2010 was de groei het sterkst in de verkeer- en vervoerssector (80 procent), gevolgd door de sector handel, diensten en overheid (50 procent) en de huishoudens (40 procent). In de industrie (minus 11 procent) en de energiesector (minus 17 procent) is er in dezelfde periode juist sprake geweest van een lichte daling (Rijkswaterstaat 2013).

Gescheiden inzameling van afval bij huishoudens

Voor een goede eindverwerking, waarbij zoveel mogelijk gebruik kan worden gemaakt van afval als grondstof, is de kwaliteit van de reststromen essentieel. Dat is vaak de reden waarom van bedrijven en huishoudens wordt gevraagd om hun reststromen gescheiden aan te leveren. Figuur 3.7 laat de ontwikkeling zien in de verhouding (gemengd) restafval en gescheiden ingezameld afval van Nederlandse huishoudens voor de periode 1985-2015.⁴¹ Bij het restafval gaat het om gemengd huishoudelijk en grof huishoudelijk afval (bijvoorbeeld niet-gescheiden ingezameld verbouwingsafval). Bij het gescheiden ingezameld afval gaat het om oud papier en karton, glas, en wit- en bruingoed dat buiten de gemeenten om is ingezameld door derden. Van 1985 tot 2007 nam de totale hoeveelheid huishoudelijk afval toe van 5,4 naar 9,3 miljard kilogram, om daarna langzaam af te nemen tot 8,4 miljard kilogram in 2015. Het aandeel gescheiden ingezameld huishoudelijk afval steeg aanzienlijk, van 13 procent (715 miljoen kilogram) in 1985 naar 53 procent (4,4 miljard kilogram) in 2015.

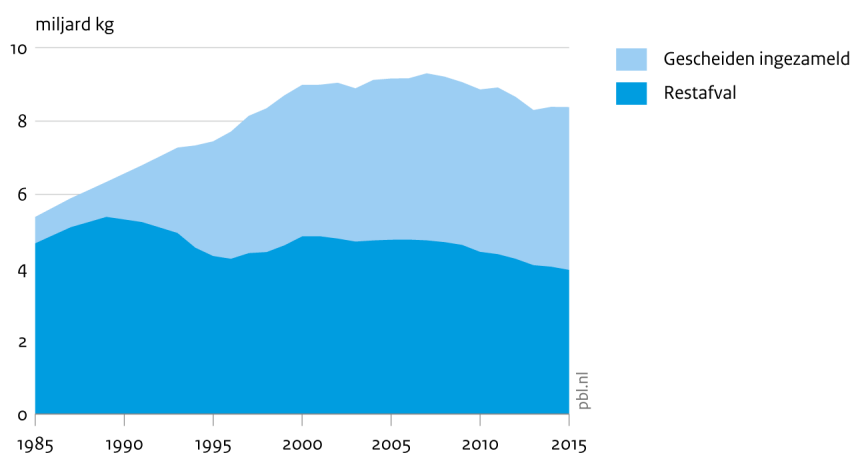
Deze ontwikkeling is in lijn met de doelen van het Landelijk Afvalbeheerplan (LAP) uit maart 2003.⁴² Daarin was het stimuleren van afvalpreventie bij onder andere huishoudens een belangrijke doelstelling. Zoals al bleek uit figuur 3.5, is de groei in consumentenafval tussen 1985 en 2000 minstens zo snel gegaan als de ontwikkeling van het bruto binnenlands product (bbp). Het doel daarna was om een ont koppeling met de ontwikkeling van het bbp te realiseren. Later – in LAP2 (2009-2012) – werd ook de doelstelling opgenomen dat het totaal

⁴¹ Voor bedrijven is soortgelijke informatie niet beschikbaar.

⁴² De minister van Infrastructuur en Milieu was verplicht om ten minste eenmaal in de zes jaar een afvalbeheerplan vast te stellen.

aan nuttige toepassing van huishoudelijk afval in 2015 60 procent moest zijn. Dat aandeel was in 2007 nog 53 procent, maar steeg in 2010 tot 79 procent. Deze stijging is volledig toe te schrijven aan de toekenning van de R1-status aan meerdere AVI's met ingang van maart 2010 (Rijkswaterstaat 2013).⁴³

Figuur 3.7
Gescheiden ingezameld en restafval van huishoudens



Bron: CBS

In- en uitvoer van afval

De totale productie van afval in Nederland ligt de laatste jaren rond de 60 miljard kilogram en is redelijk stabiel (zie figuur 3.5). Het grootste deel van dit afval wordt in eigen land verwerkt, maar er wordt ook afval naar het buitenland geëxporteerd en tegelijkertijd ook afval in Nederland geïmporteerd. Tabel 3.5 laat zien dat de *uitvoer* van afval een aanzienlijke omvang heeft. In 2015 bedraagt de uitvoer 2,8 miljard kilogram. Deze omvang is tussen 2010 en 2015 slechts licht afgenomen. Het leeuwendeel wordt uitgevoerd naar Duitsland, op gepaste afstand volgt België.

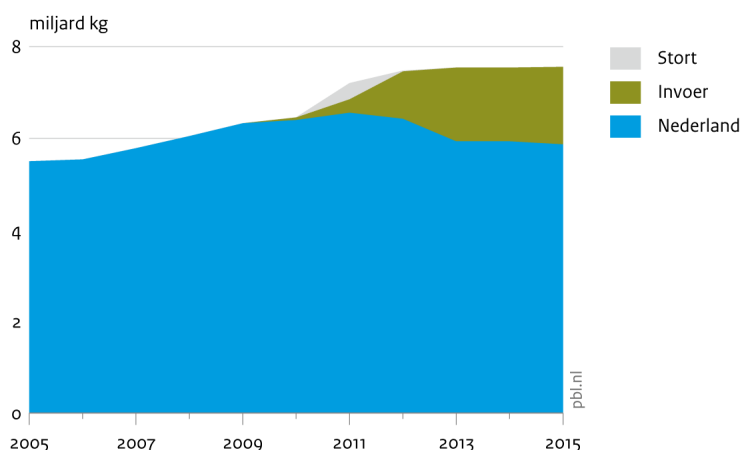
Tabel 3.5
Uitvoer afval naar bestemming

Jaar	Uitvoer (in miljoen kg)	Bestemming uitvoer				
		Duitsland	België	Frankrijk	VK	Overig
2010	3.074	80,1%	12,9%	1,4%	0,8%	4,8%
2011	2.879	73,5%	18,6%	1,7%	1,1%	5,1%
2012	2.699	72,1%	16,6%	1,9%	1,3%	8,1%
2013	2.536	74,2%	14,8%	2,2%	1,1%	7,7%
2014	2.747	74,0%	17,0%	2,5%	1,1%	5,4%
2015	2.790	72,8%	17,2%	3,3%	1,4%	5,3%

Bron: Rijkswaterstaat, Ministerie van Financiën (2017)

⁴³ De R1-status is gebaseerd op een energie-efficiëntieformule uit de Waste Framework Directive 2008/98/EC. Recentelijk is met Richtlijn 2015/1127 (d.d. juli 2016) de formule aangepast. Er is een klimaatcorrectiefactor opgenomen, waardoor alle berekende energie-efficiëntie van de AVI's in Nederland verhoogd wordt (met een factor van 1,13). De correctiefactor is ingevoerd op basis van een rapport van het Joint Research Centre, waarin is aangegeven dat de correctiefactor (per EU-lidstaat/regio) zorgt voor een gelijk speelveld: de verschillende Europese landen hebben het dankzij klimaatverschillen lastiger of makkelijker om een hoge energie-efficiëntie te behalen (Medarac et al. 2014).

Figuur 3.8
Hoeveelheid verbrand afval in afvalverwerkingsinstallaties naar herkomst



Mede door het toekennen van de zogenoemde R1-status aan meerdere installaties in 2010 en aan alle AVI's in Nederland in 2011 is de *invoer* van afval de laatste jaren toegenomen. Werd voor 2010 nauwelijks afval voor verbranding geïmporteerd, sinds dat jaar is het aandeel en het volume flink gestegen (zie ook figuur 3.8). In 2010 is 1,1 miljard kilogram afval ingevoerd in Nederland, waarvan 0,98 miljard nuttig is toegepast (de overige 77 miljoen kilogram is gestort of verbrand) (Rijkswaterstaat 2013). In 2014 is 1,6 miljard kilogram ingevoerd en in 2015 1,7 miljard kilogram. Hierbij gaat het voornamelijk om reststoffen na scheiding (Rijkswaterstaat 2016). Figuur 3.8 brengt deze ontwikkeling in beeld.

Herkomst verbrand en gestort afval in Nederland

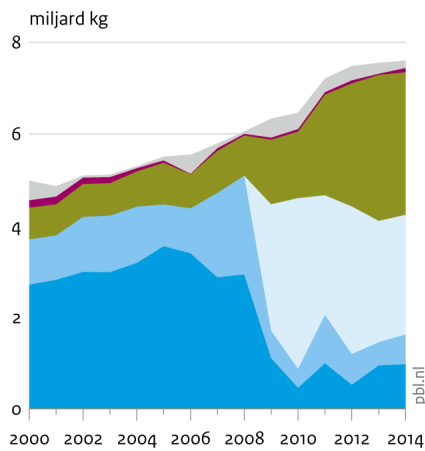
Tot slot is nog van belang wie verantwoordelijk is voor welke stroom afval aangeboden voor eindverwerking. Figuur 3.9 geeft inzicht in deze herkomst naar verwerkingswijze. Zo blijkt het grootste deel van het afval dat wordt verbrand te bestaan uit huishoudelijk en bedrijfsafval (na 2009 grotendeels samengevoegd als 'gemengd stedelijk afval').⁴⁴ Tussen 2000 en 2008 is de verhouding huishoudelijk/bedrijfsafval voor storten en verbranden gecombineerd gewijzigd van 70/30 naar ongeveer 57/43, maar vanaf 2009 is deze trend vanwege de nieuwe registratieregels dus lastig te duiden. Daarnaast is de categorie 'residuen van afvalbewerking' – oftewel reststoffen na sorteren en scheiden van huishoudelijk en bedrijfsafval – sterk toegenomen.

Bij stortplaatsen is in lijn met het beleid een duidelijke neerwaartse trend zichtbaar. Alleen de laatste jaren is tijdelijk sprake geweest van wat groei (zie ook PBL 2014). Dit hangt samen met de uitfasering van al het brandbare afval, vooral huishoudelijk en bedrijfsafval, en dat nu wordt verwerkt door AVI's. Dat geldt eveneens voor residuen van afvalbewerking, wat mede heeft bijgedragen aan de groei van deze categorie bij de AVI's (zie figuur 3.7).

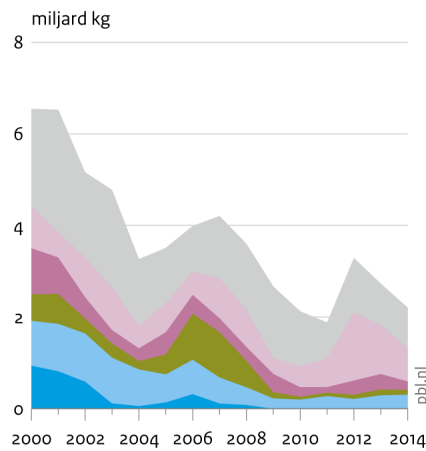
⁴⁴ De reden voor opname van een categorie 'gemengd stedelijk afval' in figuur 3.9 is dat voor deze categorie geen onderscheid kan worden gemaakt tussen huishoudelijk afval, bedrijfsafval en afval van de gemeentelijke reinigingsdiensten. Sinds 2009 doen namelijk steeds meer verbrandingsinstallaties alleen nog opgave op basis van de Europese afvalstoffenlijst (Eural-code). Deze code is hetzelfde voor (grof)huishoudelijk afval en bedrijfs-, kantoor-, winkel- en dienstenaafval (Rijkswaterstaat 2015).

Figuur 3.9
Afvalverwerking naar herkomst

Afvalverwerkingsinstallaties



Stortplaatsen



Overige afvalstoffen

Gevaarlijk afval

Residuen van afvalbewerking

Gemengd stedelijk afval

Bedrijfsafval

Huishoudelijk afval

Overige afvalstoffen

Verontreinigde grond

Bouw- en sloopaafval

Residuen van afvalbewerking

Bedrijfsafval

Huishoudelijk afval

Bron: RWS

3.3 Milieudruk van grondstoffen, materialen en afval

In de voorgaande paragraaf is duidelijk geworden dat er in Nederland heel veel en verschillende soorten grondstoffen, materialen en afval zijn. Mede hierdoor kent de milieudruk ook heel verschillende verschijningsvormen. Het gaat hier om emissies naar bodem, water én lucht, waarbij de uitgestoten stoffen enorm variëren, maar ook om landgebruik, watergebruik en aantasting van de natuur. De effecten hiervan variëren van schade door de broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen tot geluidhinder, straling, humane toxiciteit door zware metalen en dioxine, en horizonvervuiling (CE 2010a,b; CE 2017).

De schadebepaling is van oudsher met veel onzekerheid omgeven. Niettemin is in de loop der jaren veel vooruitgang op dit punt geboekt, zeker in het geval van de schade die lucht-emissies door de verbranding van fossiele brandstoffen veroorzaken via klimaatverandering en slechte luchtkwaliteit (zie ook Vollebergh et al. 2014: 76-81). Op basis van de inschatting van schade kunnen uiteindelijk kengetallen worden geproduceerd die het mogelijk maken verschillende soorten milieuschade te vergelijken. In deze paragraaf bespreken we kort wat de milieudruk is in de eerder onderscheiden vier fases.

3.3.1 Fase 1: Winning van grondstoffen

De milieudruk door de winning van grondstoffen is in de eerste plaats afhankelijk van het type grondstof dat wordt gewonnen. In de mijnbouw, bij kolen en ertsen, gaat het gewoonlijk om lokale aantasting van het landschap en vaak ook emissies naar bodem en water. Bij de winning van fossiele brandstoffen, vooral olie en gas, zijn er vaak emissies naar de lucht en, in mindere mate, naar bodem en water. Verder speelt land- en watergebruik een rol bij de winning van grondstoffen, vooral bij biomassa en niet-metaal mineralen, zoals zand en

Tabel 3.7
Emissies door winning van delfstoffen in 2015

In miljoen kilogram	Olie- en gaswinning	Overige Delfstoffen
Koolstofdioxide	2.043,30	199,65
Methaan	14,00	0,02
Distikstofoxide	0,03	0,00
Stikstofoxiden	5,71	0,41
Zwaveloxide	0,26	0,04
NMVOS	4,90	0,01
Fijnstof (PM10)		0,02
Fijnstof (PM2,5)		0,02
Koolstofmonoxide		0,36
Benzeen	0,28	0,00

Bron: Emissieregistratie

grind. Dat leidt vaak tot een verhoogde milieudruk, zoals verlies aan biodiversiteit en de functies van het ecosysteem. Het verlies aan bosbiodiversiteit is het meest prominent voor het tropisch regenwoud, waar de hoogste soortenrijkdom ter wereld is te vinden en waar nog een relatief groot areaal primair bos voorkomt. Een substantieel deel van de mondiale BKG-emissies wordt aan ontbossing en veranderd landgebruik toegeschreven. Aandelen tussen 15 en 20 procent worden genoemd (Achard et al. 2002), terwijl recentere schattingen uitkomen op 12 procent (Van der Werf & Peterson 2009).

Zoals in paragraaf 3.2.1 is aangegeven, is de winning van grondstoffen in Nederland echter beperkt. Het gaat vooral om niet-metaal mineralen, zoals grind, zand, klei en zout, en om aardgas en in mindere mate hout en vezelgewassen (vooral vlas). Qua emissies veroorzaakt de winning van aardgas en aardolie de meeste milieudruk (zie tabel 3.7). Daarbij komt ongeveer 2 megaton koolstofdioxide (CO₂) vrij, en daarnaast nog zo'n 14 kiloton methaan (CH₄), 6 kiloton stikstofoxiden (NO_x) en 5 kiloton niet-methaan vluchtige organische stoffen (NMVOS). Ook bij de overige delfstoffen is de emissie van CO₂ het hoogst, maar met ongeveer 200 kiloton is die veel lager dan bij de winning van aardgas en aardolie. Daarnaast komt er nog wat NO_x en koolstofmonoxide (CO) vrij.

Naast de stoffen uit tabel 3.7 worden er bij de winning van de overige delfstoffen ook etheen, formaldehyde, toluen en enkele polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) uitgestoten. Bij de winning van zout komt ook chloride vrij. De emissies van deze stoffen zijn echter heel gering. Bij etheen gaat het om bijna 3 ton en van de overige stoffen is de uitstoot ver beneden 1 ton.⁴⁵

3.3.2 Fase 2: Verwerking grondstof tot materiaal en eindgebruik

In deze fase ontstaan emissies naar lucht, bodem en water, en aantasting van de biodiversiteit wanneer de grondstoffen worden verwerkt tot materialen, of materialen in combinatie met grondstoffen tot producten met behulp van energie en arbeid. Zoals eerder uiteen is gezet, kunnen de emissies tot energetische en niet-energetische milieuschade leiden (zie paragraaf 3.1). De milieudruk in de productiefase is gerelateerd aan het type grondstof dat wordt bewerkt en het proces van bewerking. Hierbij gaat het om emissies met een mondiaal vervuilingseffect, zoals bij broeikasgassen, maar ook om lokale aantasting via emissies naar

⁴⁵ Het betreft hier overigens uitsluitend emissies die vrijkomen bij de winning zelf, waarbij conform de toekenning van emissies aan actoren volgens de Emissieregistratie, de emissies door het gebruik van motorbrandstoffen aan verkeer worden toegekend en de emissies door elektriciteitsgebruik aan de elektriciteitsproducenten.

Tabel 3.8**Aandeel van de basisindustrie in de totale emissie van een aantal stoffen in Nederland in 2015**

	CO ₂	SO ₂	NO _x	NMVOS	PM10	PM2,5
Chemische industrie	10%	4%	3%	4%	4%	4%
Basismetalaal	4%	8%	2%	1%	4%	5%
Bouwmaterialenindustrie	1%	6%	1%	0%	4%	3%
Papier(waren)	1%	0%	0%	0%	1%	1%
Totaal basisindustrie	15%	18%	6%	5%	13%	13%

Bron: Emissieregistratie

lucht, bodem en water. Idealiter worden alle typen emissies geïnventariseerd, plus de daarbij behorende milieueffecten van de verschillende productieprocessen van alle sectoren in Nederland. Verder kan ook in deze fase de milieudruk verhogen door het land- en watergebruik.

Ook hier kan weer het voorbeeld van de basisindustrie worden genomen (zie ook paragraaf 3.2.2). Tabel 3.8 laat zien dat het aandeel van de basisindustrie in de milieudruk aanzienlijk lager is dan op grond van het aandeel in het energieverbruik kan worden verwacht. Daar waar het totale aandeel in het energieverbruik ongeveer 30 procent bedraagt, is het aandeel in de milieudruk veel kleiner. Voor CO₂ bijvoorbeeld gaat het om ruim 15 procent, en voor zwaveldioxide (SO₂) ruim 18 procent. Het aandeel voor NO_x, NMVOS en fijnstof is nóg kleiner.

Voor dit verschil zijn diverse redenen te noemen. In de eerste plaats worden de emissies van de elektriciteitsproductie en ook van de warmteproductie niet aan de sector toegekend, maar aan de producenten van elektriciteit en warmte. Van het energiegebruik van de basisindustrie is bijna 10 procent elektriciteit en ruim 10 procent warmte. Ten tweede gebruikt de basisindustrie relatief weinig kolen: is het aandeel in de totale energie van de basisindustrie ongeveer 30 procent, het aandeel in het kolenverbruik is slechts 4 procent. Kolen zijn vervuiler dan andere energiedragers. Een lager aandeel betekent dan ook relatief minder milieudruk. Ten slotte blijft bij niet-energetisch gebruik van een fossiele energiedrager de energie in het product zitten. Met de energie blijven ook de vervuilende stoffen in het product en worden deze stoffen derhalve niet geëmitteerd. De emissie vindt pas plaats als de energie vrijkomt, bijvoorbeeld bij de verbranding van het product in de afvalfase.

3.3.3 Fase 3: Eindgebruik product

Zoals al eerder in hoofdstuk 2 is geconstateerd, zijn er bij de aankoop van consumptiegoederen in het algemeen geen directe milieuschadelijke emissies. Wel is er vaak milieuschade verbonden aan het gebruik van het product. Zo verbruiken elektrische apparaten elektriciteit en andere inputs (water) die emissies opleveren. Veel van deze schade heeft te maken met energieverbruik en betreft dus energetische schade. De milieuschade die in dit kader tot stand komt, is al in een eerdere studie uitgebreid aan de orde gekomen (zie Vollebergh et al. 2014). De belangrijkste andere emissies in de gebruiksfase betreffen vooral niet-methaan vluchtige organische stoffen (NMVOS) als gevolg van onder andere oplosmiddelen in schoonmaakmiddelen, cosmetica en verf, en fijnstof, vooral vanwege het gebruik van open haarden (Vollebergh et al. 2016).

Tabel 3.9 geeft de emissies weer van NMVOS door consumptie in Nederland voor 2015. In totaal valt 32,7 kiloton oftewel 22,2 procent van de totale emissie van NMVOS toe te

Tabel 3.9
Relatief belang van NMVOS-emissie tijdens gebruiksfase in 2015

NMVOS	Kiloton	%
Productgebruik consumenten:	32,7	22,2%
- Oplosmiddelen	21,8	14,8%
- Sfeerverwarming woning	9,8	6,6%
- Overige producten	1,2	0,8%
Nationaal totaal	147,4	100%

Bron: Emissieregistratie

schrijven aan productgebruik door consumenten. Naast het gebruik van producten met oplosmiddelen en open haarden veroorzaken ook nog het roken van sigaretten en sigaren⁴⁶, het gebruik van mest, het houden van huisdieren, het afsteken van vuurwerk en het gebruik van kaarsen en houtskool nog enige milieuschade in de gebruiksfase. De schade door het gebruik van producten is echter gering in vergelijking met de schade die wordt veroorzaakt door het energieverbruik (aardgas, elektriciteit en motorbrandstoffen) door consumenten.

We besteden in deze studie geen aandacht aan de biotische 'grondstof' water. De impact daarvan is vaak meegenomen in andere studies die de schade over de gehele keten in beeld brengen, zoals bij schattingen van de voetafdruk van producten. In paragraaf 3.3.5 besteden we meer aandacht aan dergelijke indirecte emissies en hoe deze in milieu-indicatoren worden meegenomen.

Door materialen en producten niet weg te gooien maar te hergebruiken, worden ook minder grondstoffen gebruikt en wordt dus ook minder milieuschade veroorzaakt die met deze fases in de keten samenhangen. Door hergebruik van producten gaan producten langer mee, waardoor er minder van gemaakt hoeven te worden. Dat leidt tot minder gebruik van grondstoffen en materialen en zal uiteindelijk ook tot minder milieuschade leiden. Als nieuwe apparaten echter veel zuiniger zijn dan oude apparaten, kan de geringere milieuschade in de gebruiksfase mogelijk opwegen tegen de extra milieuschade van de productiefase. Dat geldt in de regel meer voor apparaten die intensief worden gebruikt en/of veel energie vragen (zoals koelkasten, wasdrogers en auto's) dan voor apparaten die maar af en toe worden gebruikt (zoals mixers, boormachines of elektrische tandenborstels). Omdat apparaten steeds efficiënter worden, wordt het energieverbruik tussen oud en nieuw ook steeds kleiner en kan het ook voor steeds meer apparaten verstandig zijn om ze niet te snel te vervangen. Veel hangt hier dus af van de specifieke situatie.

3.3.4 Fase 4: Afvalverwerking

Ook in de afvalfase veroorzaken producten milieuschade. Tabel 3.10 geeft van de broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen het aandeel van afvalverwerking, riolering en waterzuivering in de totale emissies in Nederland. De stortplaatsen hebben een relatief grote bijdrage aan de methaanemissies, namelijk bijna 15 procent. De riolering en de waterzuiveringsinstallaties dragen iets minder dan 1 procent bij aan de methaanemissies in Nederland. De AVI's stoten bijna 5 procent van de koolstofdioxide in Nederland uit. De AVI's veroorzaken ook het grootste deel van de emissies van de luchtverontreinigende stoffen die door afvalverwijdering vrijkomen. Alleen van de NMVOS komt een groter deel vrij bij storten dan bij verbranden. Ook van lachgas komt het grootste deel vrij bij verbranden, maar ook bij composteren komt nog relatief veel lachgas vrij. Bij composteren komen verder eigenlijk alleen nog methaan en ammoniak vrij. Via riolering en waterzuiveringsinstallaties komen vooral

⁴⁶ Daarbij wordt de schade die aan de eigen gezondheid wordt toegebracht niet tot de milieuschade gerekend.

Tabel 3.10
Emissie van broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen (aandeel totale emissie Nederland) in 2015

	Afvalverwijdering	waarvan:				Riolering en waterzuivering
		AVI's	Storten	Composteren	Overig afvalbedr.	
<i>Broeikasgassen</i>						
Koolstofdioxide	5,3%	4,8%	0,3%	0,0%	0,2%	0,4%
Methaan	15,4%	0,5%	14,5%	0,4%	0,0%	0,9%
Lachgas	2,5%	1,6%	0,0%	1,0%	0,0%	0,8%
Fluorkoolwaterstoffen	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
<i>Luchtverontreinigende stoffen</i>						
Zwaveloxide	0,7%	0,5%	0,0%	0,0%	0,1%	0,1%
Stikstofoxiden	1,1%	1,0%	0,0%	0,0%	0,1%	0,4%
Ammoniak	0,2%	0,0%	0,0%	0,2%	0,0%	0,0%
NMVOS	0,4%	0,0%	0,4%	0,0%	0,0%	0,0%
Grovere fractie fijnstof (PM2,5-10)	0,3%	0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Fijnere fractie fijnstof (PM2,5)	0,5%	0,4%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%

Bron: Emissieregistratie (maart 2017).

methaan en lachgas vrij, daarnaast ook nog wat CO₂, stikstofoxiden en zwaveloxide. Die laatste drie stoffen komen vooral vrij bij het energiegebruik om de installaties draaiende te houden.

Naast broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen worden bij afvalverwijdering nog meer stoffen naar de lucht uitgestoten, maar niet bij riolering en afvalverwijderingsinstallaties. Tabel 3.11 geeft de stoffen weer met een aandeel van meer dan 10 procent in de emissie in Nederland. Van de chloorfluorkoolstoffen (CFK's), die in oude koelkasten en oude airco's voor auto's werden gebruikt en ook uit PUR-schuim vrijkomen, komt ongeveer een derde van de emissies in Nederland vrij bij afvalverwijdering. De CFK's komen vrij op stortplaatsen en bij overige afvalbedrijven, onder andere bij het verwerken van genoemde oude apparaten. Stortplaatsen veroorzaken bijna alle emissies van chloroform of trichloormethaan. Deze stof wordt gebruikt bij het maken van CFK's, zoals freonen die in spuitbussen en koelsystemen of als oplosmiddel werden gebruikt.

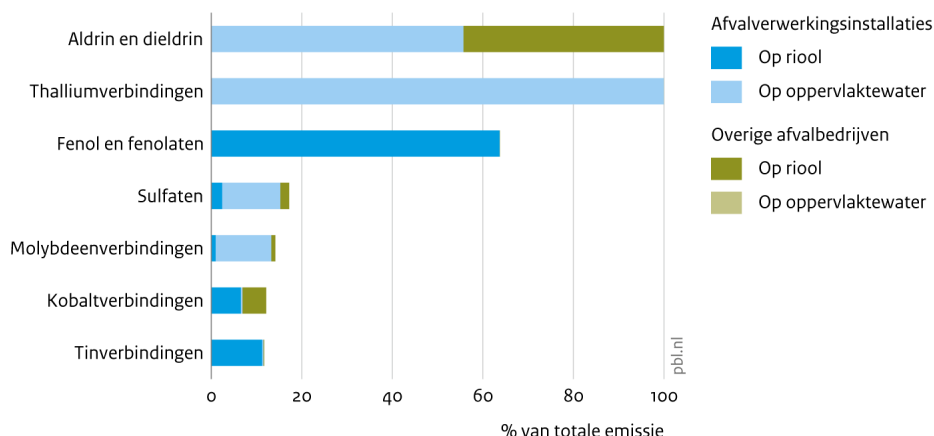
Tabel 3.11
Overige stoffen waarin afvalverwijdering een groot aandeel heeft in de emissie naar lucht in 2015

	Totaal	AVI's	Storten	Overig
Chloorfluorkoolstoffen (CFK's)	33,5%	0,0%	14,9%	18,6%
Trichloormethaan	99,7%	0,0%	99,7%	0,0%
Trichlooretheen	28,9%	0,0%	28,9%	0,0%
Vinylchloride	18,2%	0,0%	18,2%	0,0%
Hexachloorbenzeen	60,3%	60,3%	0,0%	0,0%
Chloriden	25,5%	25,4%	0,0%	0,1%
Arsenverbinding	45,2%	45,2%	0,0%	0,0%
Kwikverbinding	16,3%	13,7%	0,0%	2,6%
Zinkverbinding	11,8%	11,8%	0,0%	0,0%

Bron: Emissieregistratie (maart 2017)

Figuur 3.10

Bijdrage van afvalverwerking aan emissie naar riool en oppervlaktewater, 2015



Bron: Emissieregistratie maart 2017

Wat betreft emissies naar water (riool en oppervlaktewater) geeft figuur 3.10 de stoffen weer waarvan meer dan 10 procent van de totale emissies naar oppervlaktewater en riool vrijkomt. Het gaat hier om emissies die afvalverbrandingsinstallaties naar het riool en het oppervlaktewater lozen en die overige afvalbedrijven naar het riool lozen. Voor aldrin en dieldrin en thalliumverbindingen geldt dat alle emissies naar riool en oppervlaktewater in Nederland door afvalverwerking worden veroorzaakt. De emissie van aldrin en dieldrin door AVI's gaat volledig direct naar het oppervlaktewater, terwijl die van andere afvalbedrijven volledig via het riool verloopt. Thalliumverbindingen worden volledig door AVI's uitgestoten, en dat gebeurt dan weer volledig naar het oppervlaktewater.

Van fenol en fenolaten wordt ongeveer twee derde van de totale emissie in Nederland door afvalverwerking veroorzaakt. Dat gebeurt bijna volledig door AVI's via het riool. Slechts een kleine fractie wordt door andere afvalbedrijven via het riool geëmitteerd. Daarnaast is afvalverwerking nog verantwoordelijk voor een substantieel deel van de emissies naar het riool en het oppervlaktewater in Nederland van sulfaten, molybdeenverbindingen, kobalt en tin. Door waterzuivering en riolering worden er nauwelijks stoffen naar het riool en het oppervlaktewater geëmitteerd. Alleen voor chroom ligt dat aandeel, met bijna 2 procent, boven de 1 procent.

Tabel 3.12
Stoffen waarvoor afvalverwerking een relatief groot aandeel heeft in de emissies naar bodem in 2015

Chloriden	100,00%
Ethylbenzeen	99,98%
Tolueen	99,61%
Xylenen	99,97%
Cadmiumverbinding	10,62%
Nikkelverbinding	10,93%
Fosfor	17,43%

Bron: Emissieregistratie (maart 2017)

Ten slotte worden er door afvalverwerking ook nog stoffen naar de bodem uitgestoten. Deze emissie komt volledig door het storten van afval. Alle chloriden die in Nederland naar de bodem worden geëmitteerd komen van afvalstortplaatsen en dat geldt ook voor bijna alle emissies van ethylbenzeen, toluen en xyleen (tabel 3.12). Voor andere stoffen is dat veel minder. Alleen voor fosfor, cadmium en nikkel ligt het aandeel van de stortplaatsen in de totale emissie naar de bodem nog boven de 10 procent. Ook voor emissies naar de bodem geldt dat het aandeel daarin door riolering en waterzuivering gering is.

Afvalverwerking gaat ook gepaard met ruimtegebruik. Vooral bij het storten van afval is dat het geval, maar ook voor het opslaan van (auto)wrakken is ruimte nodig. In 2012 werd in Nederland ongeveer 2.200 hectare als stortplaats gebruikt, en ongeveer 500 hectare als opslagplaats voor wrakken. Dat is ongeveer 0,08 procent van het landoppervlak van Nederland.

Bij afvalverbranding ontstaat nieuw afval, zoals bodem- en vliegias. Ongeveer een kwart van het afval blijft na verbranding over als bodemas. Dat kan worden gestort, maar ook voor andere doeleinden worden gebruikt, bijvoorbeeld in de wegenbouw en andere, vaak hoogwaardiger toepassingen. Ook voor vliegias worden nuttige toepassingen gezocht. Daarbij kan worden gedacht aan hergebruik bij de productie van beton. De milieuschade van bodemas is echter aanzienlijk. Bodemas is zodanig vervuilend dat het moet worden behandeld als chemisch afval. Volgens berekeningen van Dijkgraaf en Vollebergh (2004) gaat het hier om zo'n 62 procent van de door hen berekende totale milieuschade.

3.3.5 Milieuschade stroomopwaarts in de keten

In de voorgaande paragrafen ging de aandacht uit naar de milieuschade die *direct* is gerelateerd aan de specifieke fase in de productie- en consumptieketen. Naast deze indicator voor de milieuschade wordt ook vaak gebruikgemaakt van indicatoren waarbij juist de milieuschade in eerdere fases van de productie- en consumptieketen wordt meegenomen. Het gaat dan om milieuschade als gevolg van emissies in het hele traject vanaf de winning van de energiedragers tot aan de daadwerkelijke consumptie, al of niet inclusief de gebruiksfase. Dit wordt ook wel 'milieuschade in de keten' genoemd en is hiervoor aangemerkt als *indirecte* milieuschade (zie paragraaf 3.1).

Schattingen van indirecte effecten zijn zeer complex. Zo'n inschatting vraagt om een goede afbakening van het in beschouwing te nemen systeem. Idealiter wordt dan alle milieudruk geïnventariseerd, van de grondstoffase tot en met de afvalfase. Die inventarisatie beperkt zich dan niet alleen tot de milieuschade door de emissie van vervuilende stoffen, maar neemt ook de schade mee die wordt veroorzaakt door fysieke inputs, zoals water- of landgebruik. En het gaat daarbij ook niet alleen om de schade die in Nederland wordt veroorzaakt, maar ook om de milieuschade die elders voor de productie of consumptie van een product in Nederland wordt aangericht. Of de milieuschade van de productie of van de consumptie van een product wordt bepaald, hangt af van het doel van een studie. Als het doel is om na te gaan wat de bijdrage van Nederland is aan de mondiale milieuschade, wordt vaak een voetafdruk van Nederland gemaakt waarbij meestal het consumptieperspectief wordt gebruikt (Wilting et al. 2015).

Er zijn verschillende methodes om de milieudruk van producten over de keten te bepalen. In een levenscyclusanalyse (LCA) wordt voor een product of materiaal gekeken naar de milieudruk die wordt veroorzaakt over de hele keten, vanaf de winning van de grondstoffen tot en met de productie. Van elke stap in de keten wordt de milieudruk afzonderlijk bepaald door een nieuwe analyse of door gebruik te maken van bestaande informatie over de milieudruk in de desbetreffende stap. Een andere methode is een input-outputanalyse (IO-analyse), waarvan ook de in deze studie gebruikte Exiobase een voorbeeld is (zie hoofdstuk 4). Bij een IO-analyse worden alle relevante in- en outputs van een specifieke sector in de economie geanalyseerd en wordt in kaart gebracht uit welke sectoren de inputs komen en naar welke sectoren de outputs gaan.

Het voordeel van een IO-analyse is dat er geen enkele stap in het productieproces wordt vergeten. Deze methode is dan ook vollediger dan een LCA. Daar staat tegenover dat een LCA vaak nauwkeuriger is, omdat van elke stap in de keten naar de specifieke techniek kan worden gekeken die voor dat product wordt gebruikt, terwijl een IO-analyse werkt met meer generieke technieken voor sectoren of productgroepen. Een IO-analyse kent bijvoorbeeld maar één milieudrukprofiel voor de productie van ijzer en staal, dat vervolgens wordt toegepast op alle typen ijzer- en staalproductie. Bij een LCA kan van een specifiek type ijzer en staal een eigen milieudrukprofiel worden opgesteld. Het is ook mogelijk om een tussenvorm te kiezen, waarbij de volledigheid van de IO-analyse wordt gecombineerd met de nauwkeurigheid van de LCA. Voor de stappen in de keten die naar verwachting tot de meeste milieudruk leiden wordt dan een LCA gemaakt en, om volledig te zijn, worden de overige stappen met behulp van een IO-analyse ingevuld (zie bijvoorbeeld Vringer et al. 2010). Een ander voordeel van een LCA is dat ook de afvalfase in de analyse kan worden meegenomen. Bij een IO-analyse wordt vanaf een bepaald punt, of dat nu de productie of consumptie van een product in een land is, alleen teruggekeken in de keten. De afvalfase kan dan alleen worden geanalyseerd als er ook een apart afvalproduct voor het materiaal of het product in de input-outputtabel is opgenomen.

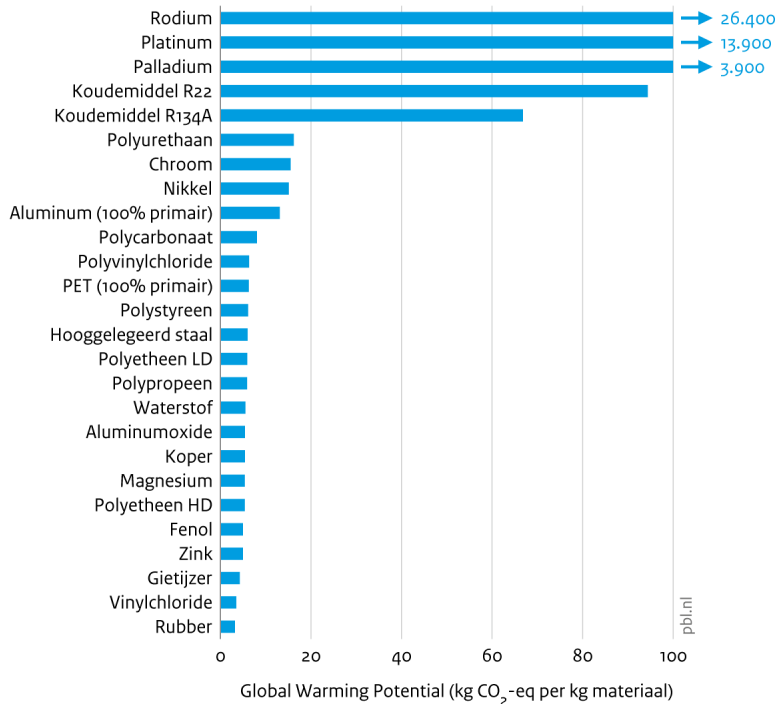
Van der Voet et al. (2003) hebben een LCA gemaakt van diverse materialen. Dat zijn tot specifieke halffabricaten omgezette grondstoffen, zoals plastics of aluminium. Voor deze materialen zijn dertien milieuaspecten bepaald, waarvan de afvalfase er één is. Daarbij wordt niet de milieuschade van het afval bepaald, maar alleen het gewicht in kilogram van het materiaal. Bij de milieudruk is dus vervuiling in Nederland en in het buitenland meegenomen. Voor de verschillende milieuaspecten is bepaald welke materialen per kilogram de meeste milieudruk veroorzaken.

Figuur 3.11 geeft de resultaten van de indicator klimaatverandering weer voor een aantal materialen.⁴⁷ Vooral de drie metalen rodium, palladium en platina (de platinumgroep) hebben een zeer hoge bijdrage aan klimaatverandering, gemeten als *Global Warming Potential* (GWP). Deze GWP is zo'n duizendmaal hoger dan die van de andere materialen. Ook de koudemiddelen R22 (freon) en R134a (een fluorkoolwaterstof, HFK) hebben een relatief hoge GWP van 94,4 respectievelijk 66,8 kilogram. Freon is een CFK die in het Montreal-protocol uit 1987, over het uitschakelen van CFK's, is verboden. In de Europese Unie is dat ook daadwerkelijk sinds 2000 het geval. R134a is een HFK, die als vervanger voor freon wordt gebruikt. Na deze twee koudemiddelen volgen op ruime afstand diverse plastics en metalen. Metalen staan overigens ook hoog bij diverse andere milieuaspecten, vooral lood en koper. Bij alle milieuaspecten die Van der Voet et al. (2003) hebben onderscheiden, hebben de

⁴⁷ Voor gelijksoortige figuren met de materialen die per kilogram de grootste bijdrage leveren aan abiotische uitputting, landgebruik, aquatische ecotoxiciteit en afval, zie hoofdstuk 6 van Van der Voet et al. (2003).

Figuur 3.11

Materialen met grote impact op klimaatverandering



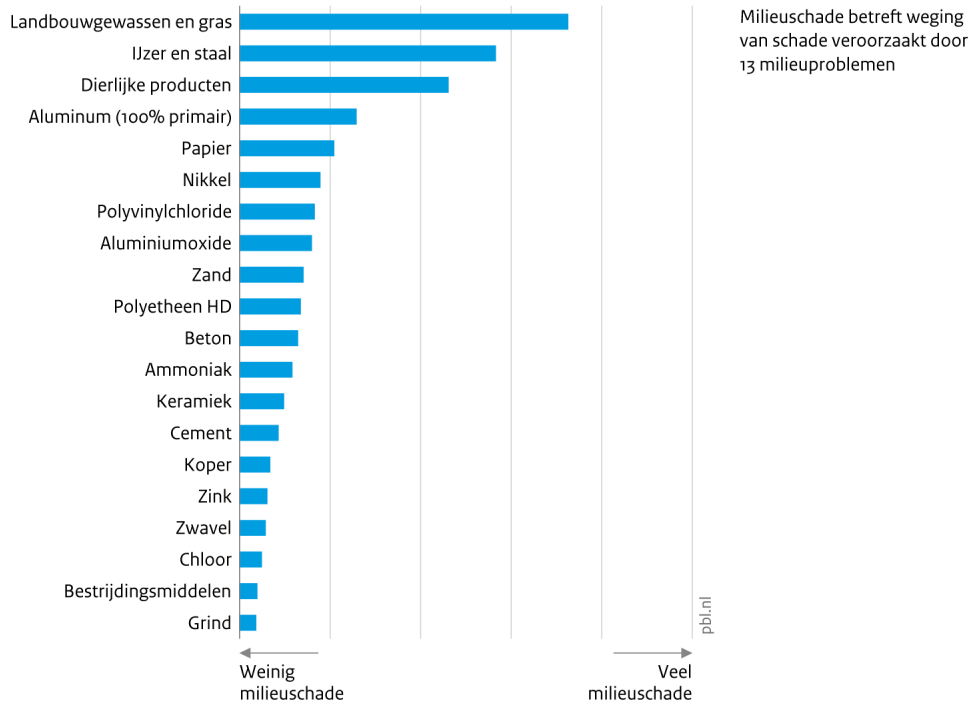
Bron: CML (Van der Voet et al.) 2003

metalen rodium, platinum en palladium de grootste milieudruk per kilogram. Alleen bij aquatische ecotoxiciteit eindigen pesticiden nog voor palladium.⁴⁸ Verder bevat de top twintig bij alle milieuaspecten veel plastics en metalen en verder dierlijke producten en koudemiddelen.

Naast de milieuschade per eenheid is in Van der Voet et al. (2003) ook de totale milieuschade van deze materialen in Nederland bepaald. Daarbij is uitgegaan van de *apparent consumption*-benadering die eerder, in paragraaf 3.2.3 al is besproken. Figuur 3.12 geeft de milieuschade weer van materialen die in Nederland worden gebruikt. Daarbij is een weging gemaakt van de schade voor 13 milieuproblemen die materialen veroorzaken. Daaruit volgt dat de landbouwgewassen en grasland de grootste veroorzakers van milieuschade zijn. Daarna volgen ijzer en staal en dierlijke producten. De materialen daarna zijn vrij divers, met enkele metalen (aluminium uit niet-gerecyclede grondstoffen, aluminiumoxide (AlO₃), nikkel, koper en zink, plastics (PVC en polyetheleen (PE)), bouwmaterialen (zand, beton, keramiek, cement en grind) en enkele andere materialen.

⁴⁸ Overigens zijn de drie genoemde zeldzame edelmetalen de enige zeldzame edelmetalen die in de analyse zijn meegenomen. Andere zeldzame metalen, zoals lithium, neodymium, yttrium en lanthanum, die alle worden gebruikt in elektrische auto's, zijn niet meegenomen.

Figuur 3.12
In Nederland gebruikte materialen met grootste milieuschade, 1999



Bron: CML (van der Voet et al.) 2003

Noot: De milieuschade betreft een weging van de schade veroorzaakt door 13 milieuproblemen.

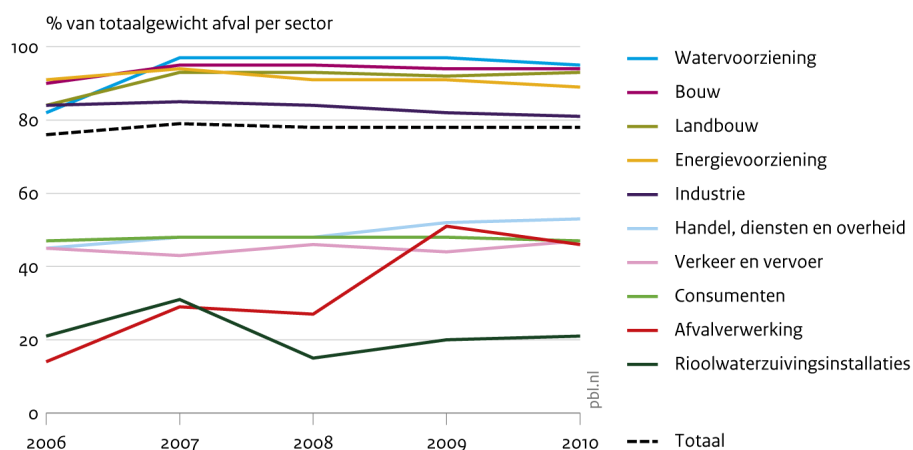
Er is veel discussie over de methodes om milieudruk te bepalen, zeker als rekening wordt gehouden met zoveel verschillende milieuaspecten. Het resultaat is sterk afhankelijk van het niveau waarop de analyse wordt uitgevoerd. Zo zal een analyse op basis van specifieke materialen weer een andere uitkomst geven dan een analyse die milieudruk op een meer geaggregeerd niveau beziet, bijvoorbeeld op het niveau van de bewerking van grondstoffen in verschillende sectoren. In het volgende hoofdstuk maken we ook een specifieke inschatting van de milieudruk, waarbij we gebruikmaken van een geaggregeerde methode waarin de verschillende stappen in de productieketen bij de vervaardiging van specifieke materialen worden meegenomen.

3.4 Het belang van recycling

Eerder is al gewezen op het belang van recycling van restproducten die vrijkomen bij de productie zelf of in de latere fases van de productie- en consumptieketen. Materialen en grondstoffen zullen vooral worden gerecycled als de productie van materialen met behulp van gerecyclede materialen (zogenoemde secundaire materialen) goedkoper is dan de productie van materialen met nieuwe grondstoffen (primaire materialen). In sommige sectoren loopt het aandeel secundair materiaal soms flink op (zie ook Aalbers 2016; figuur 3.13).

Daarbij spelen kwaliteitsverschillen van het ingezamelde materiaal een grote rol. Per materiaal en product verschilt dit aandeel dan ook soms sterk (zie ook tabel 3.13). Zo zijn de verliezen tijdens het primaire productieproces en bij de verwerking tot halffabricaten (bijvoorbeeld kunststofgranulaat) vrijwel altijd volledig te recyclen. Maar bij de productie van eindproducten neemt dit percentage af omdat deze materialen weer eerst moeten worden

Figuur 3.13
Aandeel gerecyclede afval per sector



Bron: RWS Nederlands afval in cijfers 2013; bewerking PBL

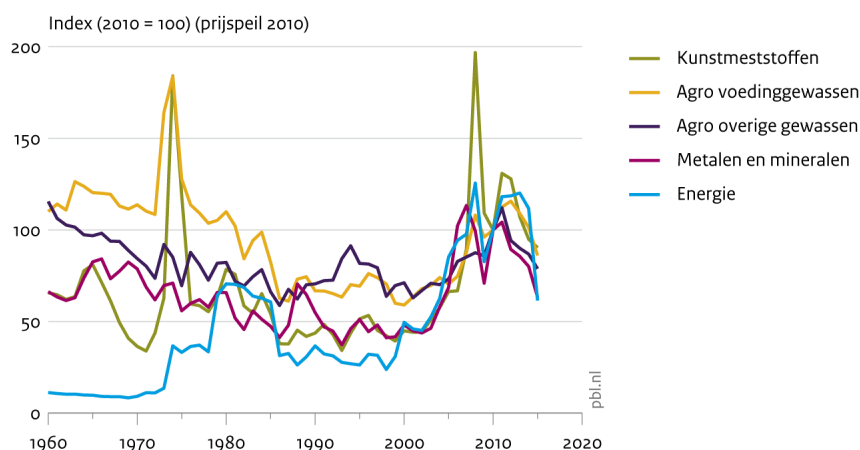
gescheiden en de kwaliteit daarvan vaak (veel) lager is door vervuiling met andere chemische verbindingen. Toch worden ook hier wel hoge hergebruikcijfers gehaald, zij het dat er wel sprake is van kwaliteitsverlies (*downcycling*). Aan het eind van de levensfase van duurzame producten die worden ingezameld geldt min of meer hetzelfde als bij de eindproductie.

Zoals in hoofdstuk 2 uiteen is gezet, speelt bij de keuze tussen het gebruik van primair versus gerecyclede materiaal ook de prijs van beide grondstoffen in relatie tot de kwaliteit een belangrijke rol. De prijzen van primaire grondstoffen komen meestal tot stand op internationale markten omdat deze daarop worden verhandeld. Figuur 3.14 geeft de langetermijntrend in de prijzen van een aantal belangrijke grondstofcategorieën. De figuur toont de indices van de prijzen voor voedsel (vetten, olie, graan en overig), hout en overige biomassa, energie (combinatie van steenkolen, aardgas en ruwe aardolie), kunstmest en metalen en mineralen.

Figuur 3.14 laat zien dat de (reële) prijzen van de meeste grondstoffen tot 1998 langzaam dalen, terwijl die van fossiele brandstoffen juist (fors) stijgen. Vanaf 1998 beginnen alle prijzen langzaam te stijgen, totdat er rond 2011 weer een daling wordt ingezet. Dit geeft duidelijk aan dat grondstofprijzen op de lange termijn absoluut niet in beton zijn gegoten. Innovaties, efficiëntieverbeteringen en substitutie kunnen ervoor zorgen dat de impact van de groeiende vraag naar schaarse grondstoffen wordt verminderd. Bij stijgende prijzen wordt de verwerking van primaire bronnen relatief onaantrekkelijk, terwijl dalende prijzen het omgekeerde effect hebben.

Ook zijn prijsontwikkelingen sensitief voor andere factoren, zoals marktmacht. Een voorbeeld is de markt voor aluminium. Het handelen in futures en het strategisch op de markt brengen van bestaande aluminiumvoorraden zijn specifieke factoren die ervoor zorgen dat de aluminiumprijzen hoog worden gehouden. Ook de markt voor ijzererts heeft een oligopolistisch karakter omdat slechts drie producenten een marktaandeel van 75 procent hebben. Dit maakt deze markt gevoelig voor prijsmanipulatie.

Figuur 3.14
Mondiale grondstofprijzen



Bron: Worldbank

Behalve de prijzen van primaire grondstoffen zijn de prijzen van secundaire grondstoffen en materialen van belang (zie de tweede kolom van tabel 3.13). Daarbij moet wel worden aangetekend dat er grote kwaliteitsverschillen zijn tussen de verschillende secundaire materialen. Voor aluminium bijvoorbeeld is dat kwaliteitsverschil voor een groot deel van het secundaire materiaal niet zo groot. Mede daardoor liggen de secundaire prijzen dicht bij de primaire prijzen: circa 1.200 euro per ton voor secundair aluminium versus 1.350-1.800 euro per ton primair aluminium (Overduin & Ozinga 2011a). Voor ijzer liggen de prijzen van het secundaire materiaal ruim onder die van de primaire grondstof, respectievelijk 320 euro per ton versus 1.300 euro per ton. Hier is de kwaliteit vaak ook lager (Overduin & Ozinga 2011b). Bij oud papier, waarbij tevens aanzienlijke inzamelingskosten zijn, liggen de prijzen op 94 euro per ton oud papier versus 740 euro per ton cellulose. Secundaire grondstofprijzen weerspiegelen dus vaak ook kwaliteitsverschillen. Vaak speelt voor specifieke materialen de mate van toepassingsmogelijkheden van het materiaal met geringere kwaliteit een rol. Wanneer deze mogelijkheden groter zijn, zal dit ook een opdrijvende effect op de prijzen hebben.

Een andere vraag is of productie op basis van secundaire materialen minder milieuschade met zich brengt dan productie op basis van primaire materialen. Een indicatie hiervan is het energieverbruik dat nodig is om materialen te maken. De derde kolom van tabel 3.13 geeft voor een aantal materialen aan hoeveel energie er nodig is voor het maken van de secundaire materialen als percentage van het energieverbruik dat nodig is voor het maken van primaire materialen. De gegevens over energieverbruik en de emissie van CO₂ uit tabel 3.13 zijn vooral gebaseerd op Ecoinvent 3.0, waarbij het energieverbruik in de hele keten van winning tot productie wordt meegenomen.

Voor alle materialen geldt dat de productie van secundaire materialen minder energie vergt dan die van primaire materialen. Vooral bij metalen (platina, aluminium en staal) is er veel energiewinst (72 tot 95 procent), maar ook bij cement (tot 70 procent energiewinst)⁴⁹ en kunststoffen (64 tot 81 procent energiewinst). Bij de productie van koper en roestvrijstaal (RVS) is de energiewinst het kleinst (12-17 procent). Voor papier, beton en glas (respectievelijk 31, 38 en 45 procent) zijn de voordelen minder, maar nog steeds substantieel. Duidelijk is dat de percentages voor energie- en CO₂-besparing sterk correleren. Bij hergebruik kunnen de externe milieueffecten soms hoger uitvallen dan die bij de primaire productie. Zo

⁴⁹ Hierbij moet wel worden aangetekend dat de CO₂-besparing negatief is voor cement III, waarbij in de productiefase als vulstof afvalstoffen zoals hoogovenslak en steenkoolas worden gebruikt.

Tabel 3.13
Basiskengetallen primaire ten opzichte van secundaire materialen

In percentages	Prijsverhouding secundair/primair	Energiebesparing secundair/primair	CO ₂ -besparing secundair/primair	Aandeel secundaire stroom in totale input (recycling)
<i>Biomassa</i>				
- Textiel				
- Hout				
- Cellulose papier (krant)	13	31		82 ¹
<i>Metalen</i>				
- IJzer/Staal	25	72	82	65
- Roestvrijstaal (RVS)	25	12	15	52
- Koper		17	5	45
- Aluminium	75	85	97	79
<i>Niet-metaal mineralen</i>				
- Cement (CEM I)		70		
- Cement (CEM III)		36		
- Beton		38		18
- Glas		45		60
<i>Fossiele energiedragers</i>				
- Kunststoffen (PVC; PP; PE; etc)		64-81		55

Bron: Ecoinvent 3.0; RVO (2017); bewerking PBL.

¹ Voor dit hergebruikpercentage van papier is het aandeel oud-papier in de productie van papier genomen (18 procent cellulose, 82 procent oud papier).

komt bij recycling van koper meestal extra lood vrij en bij hergebruik van beton kan de luchtverontreiniging door transport hoog uitpakken.

Tot slot geldt voor sommige materialen, zoals baksteen, beton, zand en bitumen, dat de mogelijkheden voor recycling sterk afhangen van de transportkosten. Voor producten met een korte levensfase (zoals verpakkingsmaterialen, papier en glazen flessen) die gescheiden worden ingezameld, kunnen wel vrij hoge hergebruikpercentages worden gerealiseerd. Daarbij wordt overigens meestal het materiaal gerecycled en niet het product hergebruikt. Voor producten die in gemengd (huishoudelijk) afval eindigen, geldt dat het percentage te hergebruiken materialen relatief gering is en vaak beperkt blijft tot metalen (zie ook CPB 2017). Dit restafval wordt vaak verbrand, waarbij, zoals hiervoor al bleek, de energie in het product wordt hergebruikt (met een verbrandingsrendement van ongeveer 50 procent). Gegevens over het hergebruik van grondstoffen en materialen verschillen vaak nogal. Dit komt omdat veelal niet duidelijk is op welke schaal (wereld, Europa, Nederland) de gegevens betrekking hebben, over welk deel van de afvalketen wordt gesproken (hergebruik binnen de sector of na consumptie, of beide), of op welk jaar de gegevens betrekking hebben.

4 Milieuschade van grondstoffen, materialen en afval in Nederland

Om te kunnen bepalen welke grondstoffen, materialen en afvalstromen in aanmerking komen voor een milieubelastinggrondslag en welke tarieven daar dan bij horen, is het van belang meer inzicht te krijgen in de milieuschade van het gebruik van grondstoffen, materialen en afval in Nederland. Daarom is naar analogie van de berekening van milieuschade bij het verbranden van energie in Nederland (zie Vollebergh et al. 2014) een analyse uitgevoerd naar de milieuschade van het verbruik van grondstoffen, materialen en afval. Hierbij wordt gebruik gemaakt van het multiregionaal input-outputmodel (MRIO) Exiobase, waarmee zowel de milieuschade die *direct* vrijkomt bij de winning, productie, het gebruik of in de afvalfase, alsmede de *indirecte* milieuschade in de daaraan voorafgaande productie- en consumptieketen berekend kan worden. Op basis hiervan brengen we in kaart wáár in Nederland milieuschade ontstaat gerelateerd aan het gebruik van grondstoffen, materialen en afval en wat hiervan de waarde in geld is.

Allereerst zetten we in meer detail het MRIO-model Exiobase uiteen, waarmee een samenhangend inzicht is verkregen in de multi-dimensionaliteit van het grondstoffen- en materiaalgebruik en de samenhang met (fysieke) milieuschade in Nederland en daarbuiten. Vervolgens geven we aan welke selectiecriteria zijn gebruikt voor het bepalen van de milieuschade voor verschillende grondstoffen en materialen in de productie- en consumptieketen. Daarna wordt dieper ingegaan op de gevolgde procedure om de fysieke milieuschade te moneteriseren. Tot slot vatten we de belangrijkste uitkomsten van onze berekeningen samen. Een uitgebreide verantwoording van de berekeningen en van de resultaten is te vinden in een Achtergrondstudie (Drissen et al. 2017).

4.1 Input-outputanalyse van grondstoffen, materialen en afval

In deze studie gaat de aandacht uit naar de mogelijkheid om grondstoffen, materialen en afval als belastinggrondslag te gebruiken. Eerder is al geïllustreerd hoe complex de relatie is tussen het energetisch en niet-energetische gebruik van grondstoffen en materialen en de milieuschade (zie figuur 3.1). Milieuschade is daarbij steeds afhankelijk van het type grondstof en materiaal dat binnen de productieketen wordt verbruikt. Dat geldt ook voor de afvalfase. In hoofdstuk 2 is bovendien aangegeven dat de productiefase (fase 2) een beter aangrijpingspunt is voor beleid gericht op marktfalen vanwege milieuschade dan de consumptiefase (fase 3). In hoofdstuk 3 lieten we vervolgens zien dat de *directe* milieuschade in Nederland ook vooral in die fase plaatsvindt. Behalve directe milieuschade bleek echter ook de *indirecte* milieuschade in de daaraan voorafgaande productie- en consumptieketen van

belang voor een goede afweging. Het ligt daarom voor de hand om op systematische wijze vast te stellen welke grondstoffen-, materiaal- en afvalketens in Nederland verantwoordelijk zijn voor welke milieuschade.

Met behulp van het zogenoemde MRIO-model is het mogelijk om deze complexe relaties tussen grondstofgebruik, materiaalgebruik en afval en de daarmee gepaard gaande (fysieke) milieuschade in beeld te brengen. In zo'n model worden van onderscheiden 'productgroepen' gegevens over fysieke inputfactoren en milieudruk aan elkaar gekoppeld. Er zijn verschillende van deze MRIO-modellen beschikbaar, zoals WIOD (Timmer et al. 2015), GTAP (Aguiar et al. 2016), Eora (Lenzen et al. 2012) en Exiobase (Tukker et al. 2009 en 2013). Van deze modellen biedt Exiobase de meeste productgroepen of sectoren en typen milieudruk.^{50, 51} GTAP geeft alleen de broeikasgassen, WIOD de broeikasgassen en verder nog SO_x, NO_x, NH₃, NMVOS en CO. Eora heeft meer stoffen, maar daar ontbreekt bijvoorbeeld fijnstof. Daarnaast maakt Exiobase een onderscheid tussen energetische emissies en overige emissies, zodat de milieuschade als gevolg van het energetische verbruik van energiedragers onderscheiden kan worden van milieuschade door ander verbruik en andere activiteiten.

Omdat Exiobase meer 'productgroepen' onderscheidt, worden met name ook de grondstoffen gedetailleerder weergegeven. In WIOD zit bijvoorbeeld maar één grondstoffensector en in GTAP vallen alle metaalartsen en alle overige mineralen in één sector. In GTAP ontbreekt verder land- en watergebruik. In WIOD en Eora is landgebruik evenals in Exiobase beperkt tot landgebruik in de landbouw en bosbouw. WIOD geeft daarbij wel het totale areaal bossen maar onderscheidt weer minder typen landbouwgrond. WIOD en Eora onderscheiden groen water (regenwater), blauw water (oppervlakte- en grondwater) en grijs water (afvalwater). Die laatste categorie ontbreekt weer in Exiobase, maar Exiobase onderscheidt bij blauw water verschillende typen gebruik. Bovendien wordt niet alleen het gebruik van blauw water gerapporteerd, maar ook de onttrekking.⁵²

De basis voor de productgroepen in Exiobase is de zogenoemde productenlijst The Statistical Classification of Products by Activity (CPA) die binnen de Europese Unie wordt gebruikt en die is gebaseerd op de Central Product Classification (CPC) van de Verenigde Naties. Exiobase gebruikt de 2002-versie van de CPA, waarin ruim 2600 producten worden onderscheiden. Deze worden in Exiobase geaggregeerd tot 200 productgroepen.

Een productgroep kan in Exiobase zowel bestaan uit een grondstof als een materiaal, een fysiek product als uit een dienst. Soms gaat het om één product, zoals bij ijzererts, maar soms ook om een verzameling producten, zoals bij 'stenen', dat bestaat uit marmer, graniet, kalksteen, krijtsteen en leisteen. Een aantal Exiobase-productgroepen bestaat zelfs uit een grote verzameling producten, zoals de 'overige chemicaliën', waaronder ruim 140 chemische producten vallen. Daarbij gaat het om producten van de basischemie tot en met chemische eindproducten. Bij de aggregatie van 2600 naar 200 productgroepen is rekening gehouden met de milieudruk die producten veroorzaken. Zo kent Exiobase relatief veel voedselproducten, energieproducten en grondstoffen, terwijl het aantal diensten beperkt is tot 49, waarvan ook nog eens meer dan de helft bestaat uit vervoers- en afvaldiensten. Verder zijn nog vier energieproducten uit de CPA opgesplitst.

⁵⁰ In WIOD gaat het om 56, in GTAP om 57 en in Eora 60 groepen voor Nederland. Het aantal varieert in Eora overigens wel per land en kan oplopen tot 200.

⁵¹ Wij gebruiken hier 'productgroep' om het onderscheid met 'materialen' en 'halffabricaten' (fase 2) en 'eindproducten' (fase 3) steeds scherp te onderscheiden.

⁵² Zie voor een gedetailleerdere vergelijking van verschillende MRIO-gegevensbestanden Tukker en Dietzenbacher (2013) en Inomata en Owen (2014). In Moran en Wood (2014) is nagegaan waardoor verschillen in de koolstofvoetafdruk tussen verschillende MRIO's worden veroorzaakt. Hun hypothese was dat de verschillen vooral veroorzaakt zouden worden door verschillen in de milieugegevens. Zij concluderen echter dat ook de gegevens over de economische structuur verantwoordelijk zijn voor de verschillen in de koolstofvoetafdruk.

Van elke productgroep die in Nederland wordt gemaakt kan met behulp van dit model worden bepaald hoeveel van welke productgroepen uit welk land bij de productie is gebruikt. Omdat van elk van deze productgroepen de milieudruk bekend is, kan tevens van een productgroep die in Nederland wordt gemaakt de milieudruk over de hele keten worden bepaald en in welk land deze milieudruk heeft plaatsvonden.

In Exiobase worden uiteindelijk 48 landen en regio's onderscheiden. Het bevat alle 27 landen die midden jaren 00, toen Exiobase werd ontwikkeld, lid waren van de Europese Unie. Daarnaast zijn ook Noorwegen en Zwitserland en veertien grote landen in Exiobase opgenomen. De overige landen zijn verdeeld over vijf regio's. Om de presentatie van de resultaten overzichtelijk te houden, zullen de landen in deze studie geaggregeerd worden tot vier 'regio's':

- Nederland;
- Rest Europa (overige 26 landen van de EU, Noorwegen, Zwitserland en Rest van Europa);
- Rest OESO (Canada, Verenigde Staten, Mexico, Turkije, Japan, Zuid-Korea en Australië);⁵³
- Rest van de Wereld (Brazilië, Rusland, Zuid-Afrika, India, China, Indonesië, Taiwan en de vier andere regio's met landen buiten Europa).

De gegevens van Exiobase zijn voornamelijk afkomstig uit 2007.⁵⁴

De fysieke inputs die met Exiobase worden berekend, zijn het energieverbruik, het gebruik van erts en mineralen, het gebruik van fossiele energiedragers, het gebruik van gewassen, het watergebruik en het landgebruik. Met uitzondering van het energieverbruik zijn de fysieke inputs opgesplitst naar verschillende typen. Zo worden er tien erts, negen andere mineralen en vier fossiele energiedragers onderscheiden. Van elk van deze inputs wordt aangegeven hoeveel er daadwerkelijk van is gebruikt en hoeveel hiervan ongebruikt restafval is. Water is opgesplitst naar groen water (regenwater) en blauw water (leidingwater, grondwater en oppervlaktewater). De laatste is weer opgesplitst naar verschillende gebruikstypen. Van landgebruik is het gebruik voor verschillende typen gegeven. Gebruik van land buiten de land- en bosbouw is niet meegenomen.

De gegevens in Exiobase zijn afkomstig van een groot aantal bronnen.⁵⁵ De economische gegevens van de EU-landen, zoals de aanbod- en vraagtabel, de daaruit volgende input-outputmatrix, zijn afkomstig van Eurostat. Van de meeste andere landen zijn de economische gegevens afkomstig van het Statistische Bureau van dat land, maar soms van GTAP, zoals voor China. Gegevens over materialen zijn afkomstig van het Internationaal Energieagentschap (IEA) voor energie, de Voedsel en Landbouworganisatie (FAO) voor landbouwproducten, de United States Geological Survey (USGS) voor minerale grondstoffen. Daarnaast zijn nog gegevens over materiaalstromen gebruikt van het Sustainable Europe Research Institute (SERI) en van het Wuppertal Instituut.

Emissies zijn in Exiobase berekend op basis van emissiefactoren. Voor emissies als gevolg van energieverbruik is gebruik gemaakt van gegevens van het IEA. Dat betreft zowel emis-

⁵³ Daarnaast zijn ook Israël, Chili en Nieuw-Zeeland lid van de OESO, maar die zijn in Exiobase niet als apart land onderscheiden en zijn onderdeel van regio's waarvan zij maar een klein deel van uitmaken en die daarom bij de Rest van de Wereld zijn gevoegd. Overigens bestaat de regio Rest Europa uit zowel OESO- als niet-OESO-landen.

⁵⁴ Een nieuwe geactualiseerde en verbeterde versie is aangekondigd, maar nog niet verschenen. De waarden van productie en ook van de gemonetariseerde milieuschade zijn in dit rapport omgerekend naar euro's uit 2015.

⁵⁵ Zie Tukker et al. (2013) voor een beschrijving van de belangrijkste gebruikte gegevensbronnen en hoe die gegevens zijn bewerkt. Naast de in de tekst genoemde gegevensbronnen zijn er nog diverse andere bronnen gebruikt om de benodigde informatie compleet te krijgen. Al deze gegevensbronnen hebben hun eigen definities en indelingen, die niet altijd overeenstemmen met die van Exiobase. Daarom heeft er een bewerking op de gegevens plaatsgevonden, zodat ze voldoen aan de criteria van Exiobase.

sies die vrijkomen bij de verbranding van die energieproducten (opgedeeld naar zestig energieproducten) als niet-energetische emissies van fysieke activiteiten. Voor de niet-energetische emissies van bijvoorbeeld het product 'varkens' in Nederland wordt dus niet gerekend met de productiewaarde van varkens in Nederland, maar met het aantal varkens in Nederland en de fysieke emissies die daaraan te koppelen zijn. Gegevens over landgebruik zijn afkomstig van FAO.

Van een product dat in een bepaald land wordt geproduceerd kan met Exiobase worden bepaald welke inputs zijn gebruikt en wat de milieudruk is bij de productie daarvan over de hele keten. Per stof worden de emissies uitgesplitst naar emissies die bij verbranding van energiedragers vrijkomen en emissies die door ander verbruik en andere activiteiten worden veroorzaakt. De inputs bestaan daarbij niet alleen uit de fysieke inputs en overige inputs (arbeid en kapitaal), maar ook uit de intermediaire leveringen. De intermediaire leveringen bestaan uit alle andere producten afkomstig uit sectoren in binnen- of buitenland. Daardoor kan een opsplitsing naar land of regio worden gemaakt. Bij 200 producten en 48 landen en regio's zijn er in totaal 9600 intermediaire producten. Voor elk intermediair product kan zo worden nagegaan hoeveel milieudruk er wordt veroorzaakt en hoeveel inputs er nodig waren om de benodigde omvang te produceren voor de productie in Nederland. Dit is mogelijk voor elk onderscheiden product dat als input wordt gebruikt, opgesplitst naar 48 landen van herkomst.

De resultaten van de berekeningen met Exiobase zijn voor de Nederlandse productgroepen steeds vergeleken met andere informatie die hierover beschikbaar was, zoals de Emissieregistratie voor de emissie van vervuilende stoffen in Nederland, CBS Statline voor de productie in Nederland en het model Globio voor het mondiale landgebruik. Daaruit kwamen grote verschillen naar voren. Besloten is om de berekeningen hiervoor niet te corrigeren, maar waar relevant wel aan te geven dat Exiobase afwijkt van andere bronnen en in welke richting. Voor het landgebruik en het gebruik van grondstoffen als fysieke inputs van een product waren de verschillen echter dermate groot dat besloten is om deze niet te gebruiken. Om deze reden is met een enkele uitzondering (zie met name paragraaf 4.4.1) géén milieuschade als gevolg van landgebruik meegenomen in de analyse.

4.2 Productgroepen en fysieke milieuschade in Exiobase

Zoals aangegeven worden in Exiobase zo'n 200 (geaggregeerde) productgroepen onderscheiden. Daarnaast onderscheidt Exiobase 163 sectoren, die met behulp van vraag- en aanbodtabellen gekoppeld zijn aan deze productgroepen. Er is een input-outputmatrix beschikbaar voor zowel de productgroepen als voor de sectoren waarbinnen deze productgroepen tot stand komen. In principe kan daarom zowel de milieuschade van productgroepen als van (de productie in) sectoren worden bepaald, maar in deze studie beperken wij ons tot een aantal productgroepen. In deze paragraaf leggen we eerst uit hoe de selectie van de belangrijkste voor Nederland relevante productgroepen in Exiobase tot stand is gekomen (zie ook Appendix B voor meer detail). Vervolgens geven we inzicht in de belangrijkste binnen Exiobase beschikbare kengetallen voor fysieke milieuschade van de geselecteerde productgroepen.

4.2.1 Selectie van productgroepen

In tabel 4.1 staan aandelen van de verschillende regio's in de totale wereldproductiewaarde, waarbij de 200 productgroepen verder zijn geaggregeerd naar achttien geaggregeerde productgroepen. Van de totale wereldproductie vindt volgens Exiobase ongeveer 1,4 procent plaats in Nederland, ongeveer 31 procent in de Rest van Europa, bijna 40 procent in de Rest van de OESO en 28 procent in de Rest van de Wereld. Van de totale productiewaarde in de wereld bestaat bijna de helft uit de productie van overige diensten. Dat zijn alle diensten behalve vervoersdiensten en afvalverwerking.

Tabel 4.1
Aandeel in productiewaarde van achttien geaggregeerde productgroepen in Exio-base (in procenten)

	Nederland	Rest Europa	Rest OESO ¹⁾	Rest Wereld	Totaal
Fase 1					
Landbouw, bosbouw en visserij	2,3%	1,9%	1,8%	6,1%	3,0%
Fossiele grondstoffen	1,8%	0,7%	1,0%	4,2%	1,8%
Metaalertsen	0,0%	0,0%	0,2%	0,9%	0,4%
Overige mineralen	0,1%	0,2%	0,1%	0,4%	0,2%
Fase 2 en 3					
Voedings- en genotsmiddelen	5,0%	3,7%	3,4%	4,8%	3,9%
Raffinageproducten	3,0%	1,5%	1,5%	2,7%	1,8%
Plastics en overige chemische producten	4,9%	3,8%	3,6%	6,6%	4,5%
Biobrandstoffen	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Bouwmaterialen en glas	0,7%	1,1%	0,7%	1,8%	1,1%
Basismetalen	0,8%	1,7%	1,6%	4,3%	2,4%
Metaalproducten	6,6%	12,1%	10,8%	13,4%	11,9%
Overige producten	2,9%	4,3%	3,7%	6,1%	4,5%
Elektriciteit	2,4%	1,9%	1,4%	2,7%	1,9%
Overige nutsvoorzieningen (gas en water)	0,6%	0,7%	0,6%	0,4%	0,6%
Bouw	7,9%	7,8%	6,3%	7,4%	7,1%
Vervoersdiensten	4,6%	5,5%	4,1%	5,1%	4,8%
Overige diensten	55,7%	52,4%	58,7%	32,2%	49,4%
Fase 4					
Afval	0,9%	0,7%	0,4%	0,9%	0,7%
Totaal	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%
Aandeel regio in Mondiale productie	1,4%	31,0%	39,9%	27,7%	100,0%

Bron: PBL op basis van Exiobase

¹⁾ 'Rest OESO' is exclusief Europa.

Het aandeel van de waarde van grondstoffen in de totale productiewaarde, exclusief de grondstoffen uit de landbouw, bosbouw en visserij, is nog geen 2½ procent en bestaat vooral uit fossiele grondstoffen. Verder geldt dat de productcategorieën die voor het grootste deel uit materialen bestaan, te weten de bouwmaterialen en glas en basismetalen, uiteindelijk maar klein zijn ten opzichte van de totale productiewaarde. De productgroepen met zowel materialen als eindproducten, de raffinageproducten en de plastics en chemische producten, hebben al een groter aandeel in de productiewaarde. Groter is het aandeel van de productcategorieën die bijna uitsluitend uit eindproducten bestaat, de metaalproducten, de overige producten en de bouw. Samen hebben die productgroepen een aandeel van ongeveer 23½ procent in de totale productie.

Productgroepen die in Nederland een relatief groot deel van de productiewaarde vertegenwoordigen zijn de dienstensector, bouw, metaalproducten, plastics en overige chemische producten, voeding en raffinage. Met name de laatste drie sectoren zijn relatief groot ten opzichte van andere landen. Daar staat tegenover dat de sector metaalproducten juist relatief klein is in Nederland, maar dat geldt ook voor metaalertsen, basismetalen en overige mineralen. Deze productgroepen hebben in de Rest van Europa een relatief klein aandeel. Meer

dan gemiddeld worden in de Rest van Europa eigenlijk alleen overige nutsvoorzieningen (zoals gas en water) aangeboden en daarnaast zijn nog de bouwproducten en vervoersdiensten relatief groot.

Uit tabel 4.1 blijkt verder dat de Rest van de Wereld inderdaad de regio is waar bovengemiddeld veel grondstoffen worden gewonnen. Het aandeel van de Rest van de Wereld in de totale productie is bijna 28 procent, maar het aandeel in de grondstofwinning ligt ver boven de helft. Van de grondstoffen uit de landbouw, bosbouw en visserij en van de overige mineralen komt ongeveer 55 procent uit de Rest van de Wereld, van de fossiele grondstoffen ongeveer 65 procent en van de metaalertsen bijna 70 procent. Van de biobrandstoffen komt bijna drie kwart uit de Rest van de Wereld. De Rest van de Wereld heeft ook een relatief groot aandeel in de productiewaarde van materialen en eindproducten. Met name van basismetalen, bouwmaterialen, raffinageproducten en ook nog wel van afvalverwerking, plastics en metaalproducten wordt een relatief groot deel van de productiewaarde in de Rest van de Wereld gecreëerd. De Rest van de Wereld heeft daarentegen een relatief laag aandeel in de overige diensten en de overige nutsvoorzieningen.

In dit rapport ligt de nadruk op de relatie van de winning, bewerking en het afdanken van grondstoffen en materialen en de milieudruk die daardoor wordt veroorzaakt.⁵⁶ Een groot deel van de producten in Exiobase betreffen echter voedsel, energie, vervoer en diensten en vallen daarom buiten de scope van deze studie. Dat geldt voor alle producten in de productgroepen voedings- en genotsmiddelen, biobrandstoffen, overige nutsvoorzieningen, vervoersdiensten en overige diensten, maar ook voor veel van de producten binnen de productgroepen landbouw en bosbouw, fossiele grondstoffen en raffinageproducten. Van de land- en tuinbouw zijn uiteindelijk alleen de vezelgewassen, wol, zijde en de houtwinning van belang.

Uit de grondstoffen, materialen en eindproducten uit Exiobase die wél binnen de scope van deze studie vallen, is een selectie gemaakt voor verdere analyse. Allereerst zijn productgroepen uit de verschillende fasen in de productieketen (grondstoffen, materialen, eindproducten en afval) en uit de verschillende typen ketens (biomassa, metalen, andere mineralen, fossiel) vertegenwoordigd. Daarnaast wordt rekening gehouden met de omvang van de productie in Nederland. Daardoor wordt uiteindelijk maar een beperkt aantal grondstoffen bekeken. Zo hebben van de grondstoffen in Nederland alleen houtwinning en de winning van zand, klei en grind (in Exiobase één productgroep) voldoende productieomvang. Van vezelgewassen, wol en zijde en overige metaalertsen wordt er in Nederland maar heel weinig gewonnen. De winning van stenen en turf en veen is volgens Exiobase zelfs nihil. Wel worden er nog overige mineralen gewonnen, maar die productgroep is zo diffuus, met onder andere zout, fosfaat (meststoffen) en chemische mineralen, dat de resultaten daarvan moeilijk zijn te koppelen aan afzonderlijke grondstoffen.

Van de materialen en de eindproducten worden bijna alle in Nederland geproduceerde producten meegenomen. Alleen enkele producten uit de productgroepen kleding, schoeisel en accessoires ontbreken. Daarvan is alleen textiel meegenomen. Van de raffinageproducten is naast nafta ook naar de milieudruk van de raffinage van benzine en diesel gekeken. Ethaan wordt volgens Exiobase niet in Nederland geproduceerd. Van de twintig afvalproducten die in Exiobase worden onderscheiden wordt er van veertien de milieudruk bepaald. Compostering van papierafval vindt volgens Exiobase in Nederland niet plaats, terwijl biovergisting van papierafval en het storten van papier-, plastic-, kleding- en houtafval gering is en daarom niet geanalyseerd wordt.

⁵⁶ Ook bij fossiele energieproducten ligt de nadruk op de verwerking hiervan als grondstof en niet op het gebruik voor verbranding ten behoeve van directe energielevering (warmte of kracht).

4.2.2 Milieuschade in Exiobase

In paragraaf 4.1 is aangegeven dat Exiobase geschikt is voor het bepalen van verschillende vormen van milieudruk. Met name zijn emissies naar de lucht van 34 stoffen berekend, waaronder de belangrijkste broeikasgassen (BKG) en luchtverontreinigende stoffen (LUVVO), te weten NO_x , SO_2 , NH_3 , NMVOS, $\text{PM}_{2,5}$ en PM_{10} . Maar ook zijn emissies gegeven van zware metalen, polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) en enkele andere stoffen. Naast emissies naar lucht, geeft Exiobase ook de emissies van stikstof en fosfor naar water, waarbij onderscheid is gemaakt naar gebruik bij verschillende gewassen.⁵⁷ Tot slot is landgebruik meegenomen hetgeen als een indirecte indicator van verlies aan biodiversiteit kan worden gezien. Exiobase neemt alleen landgebruik mee dat wordt ingezet voor landbouwproducten en bosbouw. Daarbij wordt landgebruik voor dertien gewassen, voor grasland en voor bossen onderscheiden. Gebruik van land buiten de land- en bosbouw is niet meegenomen.

Om een beeld te krijgen van het belang van de in Exiobase onderscheiden productgroepen voor de milieudruk van met name emissies naar de lucht, is voor de hiervoor geselecteerde achttien productgroepen bepaald wat hun aandeel is in de emissie van een aantal belangrijke stoffen. De emissies zijn hier toegekend aan de productgroep waar ze bij het maken vrijkomen. Emissies die eerder in de keten vrijkomen, worden aan de producten eerder in de keten toegekend, zodat er géén dubbeltellingen ontstaan. Dit is toegepast op alle productgroepen uit alle landen en regio's. De emissies door consumenten zijn niet meegenomen.⁵⁸

Figuur 4.1 toont de mondiale *fysieke* emissie (in kilo's) van verschillende stoffen naar productgroep. Niet verrassend is dat een groot deel van de emissies vrijkomt bij energieproducten (met name bij elektriciteit) en bij vervoersproducten. Hier worden veel fossiele grondstoffen verbrand waarbij met name broeikasgassen vrijkomen die klimaatverandering veroorzaken en luchtverontreinigende stoffen die voor de meeste gezondheidsschade verantwoordelijk zijn. Daarnaast zijn er de nodige emissies bij het maken van materialen en eindproducten. Dat kunnen overigens nog steeds verbrandingsemissies zijn die vrijkomen door energieverbruik bij het maken van deze materialen en producten.

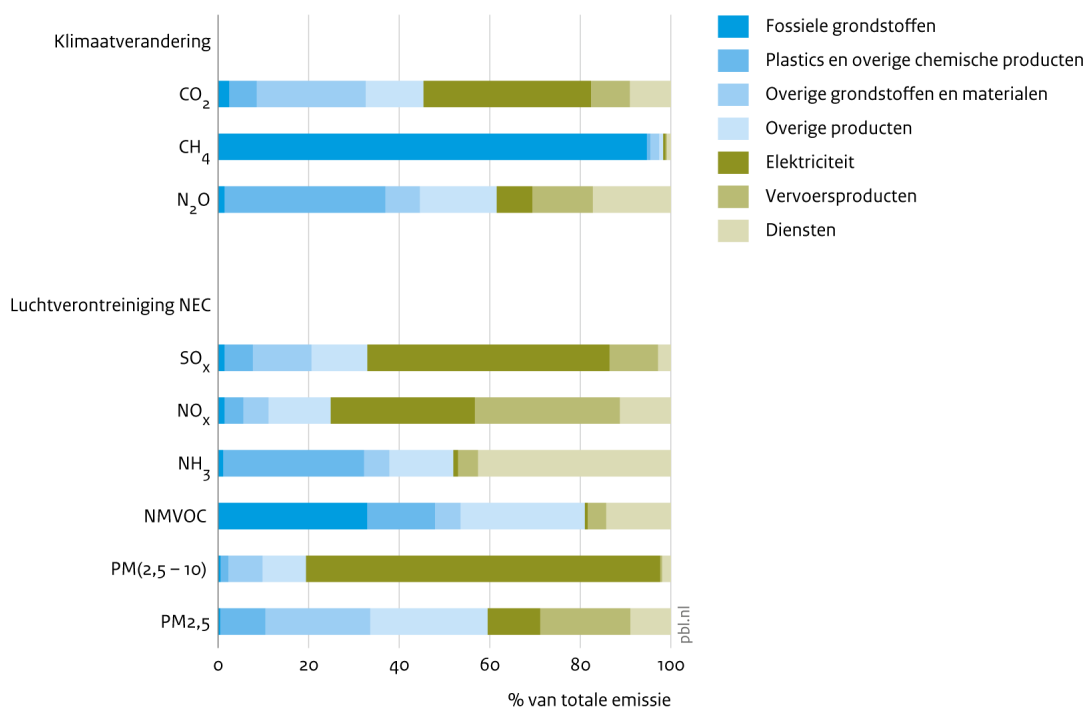
De in Exiobase gerapporteerde emissies dienen wel met de nodige voorzichtigheid te worden gebruikt. Zo vindt volgens Exiobase slechts een klein deel van de emissie van methaan (CH_4) en ammoniak (NH_3) in de landbouw plaats. De methaanemissie zou voor bijna 95 procent bij de winning van fossiele grondstoffen ontstaan en ammoniakemissie voor meer dan 40 procent bij diensten. Dat kan niet correct zijn. Dat blijkt voor Nederland onmiddellijk uit een vergelijking van de in Exiobase aan landbouwproducten toegerekende emissies van deze stoffen met de emissies zoals gerapporteerd in de Emissieregistratie. Voor beide stoffen zijn de emissies in Exiobase maar een fractie van de in de Emissieregistratie gerapporteerde emissies. De emissies van SO_x en het fijnere fijnstof ($\text{PM}_{2,5}$) zijn in Exiobase juist hoger dan in de Emissieregistratie,⁵⁹ en dat geldt ook voor de emissies van de zware metalen, polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) en dioxinen.

⁵⁷ Overigens geeft het model ook aan dat er emissies van stikstof en fosfor naar lucht en emissies van de 34 eerdergenoemde stoffen naar water zijn (onderscheiden naar verbrandingsemissies en overig), maar die emissies worden uiteindelijk niet uitgerekend.

⁵⁸ Daaronder vallen ook de emissies door het aardgasverbruik en het verbruik van motorbrandstoffen door consumenten, maar níet de emissies door het elektriciteitsverbruik omdat die vrijkomen bij de opwekking van elektriciteit en daarom aan de producenten (de elektriciteitscentrales) worden toegekend.

⁵⁹ Omdat in de Emissieregistratiegegevens voor 2007 ontbreken zijn de emissies uit Exiobase vergeleken met de emissies uit de Emissieregistratie van 2005 en 2010. Bij de vergelijking zijn de emissies door zeevaart en luchtvaart uit Exiobase buiten beschouwing gelaten omdat die in de Emissieregistratie maar voor een klein deel aan Nederland worden toegekend.

Figuur 4.1
Emissie van mondiale productie per productgroep, 2007



Bron: PBL

De milieuschade door landgebruik is binnen Exiobase beperkt tot een schatting van het landgebruik dat nodig is voor gewassen, grasland en bossen. Zoals eerder aangegeven wordt landgebruik voor dertien gewassen, grasland en bossen onderscheiden. In totaal wordt er volgens Exiobase ongeveer 88 miljoen vierkante kilometer land gebruikt, waarvan bijna 26.000 vierkante kilometer in Nederland. Dat is 0,03 procent van het mondiale landgebruik. Het grootste deel van het land wordt gebruikt in de Rest van de Wereld. Bijna drie kwart van het landgebruik vindt daar plaats. Bosgronden hebben het grootste aandeel in het mondiale landgebruik. Ongeveer 46 procent is bosgrond en ruim 38 procent is grasland. Voor de diverse gewassen wordt nog geen 16 procent van het land gebruikt. Afgezien van het probleem dat landgebruik als zodanig een zeer ruwe benadering geeft van milieuschade, zijn er ook de nodige twijfels over de berekeningen binnen Exiobase. In Appendix D wordt hieraan meer aandacht besteed.

Verder ontbreekt in Exiobase de milieuschade die wordt veroorzaakt, door landgebruik anders dan land- en bosbouw, lozing van milieuschadelijke stoffen naar water anders dan stikstof en fosfor en naar de bodem, en geluidhinder. Hoewel Exiobase ruim dertig milieuschadelijke stoffen bevat, zijn er dus nog stoffen die ontbreken. Fluoride, dat onder andere vrijkomt bij de productie van bakstenen en dergelijke, lijkt daarvan de belangrijkste te zijn (zie hoofdstuk 3). Daarnaast is er geen rekening gehouden met mogelijk toch lokaal zeer ernstige en hardnekkige milieuschade van grondstofwinning. Dat geldt niet alleen voor lokale schade aan de natuur en gezondheidsschade voor omwonenden, maar ook voor gezondheidsschade van mensen die werkzaam zijn in de grondstofwinning of materiaalproductie. Watergebruik wordt wel gegeven in Exiobase, maar omdat er geen schaduw prijzen voor watergebruik beschikbaar zijn, kunnen we die niet gebruiken om de gemonetariseerde milieuschade van producten te bepalen. Andere relevante effecten voor een duurzame productie, zoals kinderarbeid, vallen buiten deze studie.

4.3 Monetarisering milieuschade

Met behulp van schaduwrijzen voor de milieudrukfactoren kan de fysieke milieuschade van Exiobase in geld worden omgerekend. Daartoe wordt eerst van bijvoorbeeld de emissie van een vervuilende stof bepaald wat het fysieke effect is op onder andere de gezondheid en de natuur ('impacts'). Vervolgens wordt van deze impacts de monetaire waardering bepaald. In deze paragraaf leggen we deze methodiek eerst kort uit. Vervolgens bespreken we de resultaten voor de wereldwijde schade van de door ons geanalyseerde productcategorieën in Exiobase.

4.3.1 Uitgangspunten schaduwrijksberekeningen

Evaluatie met behulp van schaduwrijzen is een steeds vaker toegepaste methode. Fysieke impacts van emissies in de vorm van milieuschade worden daarbij gewaardeerd in geld (monetaire eenheden). Dit is met name reeds goed ontwikkeld voor de schade door broeikasgassen (BKG) en luchtverontreinigende stoffen (LUVVO). Maar ook voor effecten van vele andere milieuproblemen, zoals geluidhinder, straling, humane en ecotoxiciteit door zware metalen en dioxinen, horizonvervuiling en vervuiling bij het transport, zijn schaduwrijzen beschikbaar. In een eerdere studie is al uitgebreid ingegaan op de aanpak om via schaduwrijzen de milieuschade te waarderen (zie Vollebergh et al. 2014, p.76-99). Daarbij bleek dat in het energetische domein deze schade voor bijna 90 procent wordt veroorzaakt door broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen.

De in deze studie gebruikte kengetallen komen uit het Handboek Schaduwrijzen (CE Delft 2017). Dit Handboek geeft schaduwrijzen voor emissies van verontreinigende stoffen en van landgebruik. Voor broeikasgassen zijn de schaduwrijzen voor Nederland gelijk aan die voor andere regio's omdat de door broeikasgassen veroorzaakte klimaatverandering een mondiaal probleem is. Waar de schadeveroorzakende stoffen worden geëmitteerd, is voor klimaatverandering niet relevant. De milieuschade en de waardering daarvan is daarom niet plaatsgebonden. Voor andere stoffen is het effect van de milieuschade wel afhankelijk van de plaats van emissie. De gezondheidsschade die een stof veroorzaakt, is bijvoorbeeld afhankelijk van de bevolkingsdichtheid en bevolkingssamenstelling (met name naar leeftijd) rond de emitterende bron. In de berekeningen is hiermee rekening gehouden (zie Appendix C).

De schaduwrijzen van de belangrijkste stoffen zijn weergegeven in tabel 4.2. Een overzicht van de schaduwrijzen van alle in Exiobase weergegeven stoffen is te vinden in Appendix C. Voor de fijnere fractie fijnstof (PM_{2,5}) is rekening gehouden met het verschil in effect van fijnstof door wegverkeer ten opzichte van andere activiteiten zoals elektriciteitsopwekking. Het fijnstof door verkeer wordt namelijk dichter bij hoge bevolkingsconcentraties geëmitteerd, waardoor de gezondheidsschade groter is. Dat geldt vooral voor fijnstof dat door verbranding vrijkomt, de roetdeeltjes.

Voor alle regio's buiten Nederland worden dezelfde schaduwrijzen gebruikt. Met verschillen in de veroorzaakte milieuschade tussen de regio's wordt bij het bepalen van de schaduwrijzen per regio géén rekening gehouden, maar wél met verschillen in waardering door een inkomenscorrectie.⁶⁰ Als basisindicator voor het inkomen wordt het bbp per hoofd van de bevolking genomen en vervolgens gecorrigeerd voor koopkrachtverschillen tussen landen (Wereldbank 2017). Voor elke regio is een gemiddeld bbp per hoofd in gelijke koopkrachtpariteit vastgesteld door de waarden van het bbp per hoofd van de afzonderlijke landen die tot een regio behoren te wegen met de bevolkingsomvang van het land.

⁶⁰ In het oude Handboek Schaduwrijzen (CE Delft 2010a) was daar géén rekening mee gehouden en is verondersteld dat de waardering van milieuschade in alle landen van de Europese Unie hetzelfde is.

Tabel 4.2
Schaduw prijzen fysieke milieuschade (in euro 2015 per ton)

Stofnaam	Formule	Nederland	Overige regio's
<i>Broeikasgassen (BKG)</i>			
Koolstofdioxide ¹	CO ₂	57	57
Methaan ¹	CH ₄	1.750	1.750
<i>Luchtverontreinigende stoffen (LUVO)¹⁾</i>			
Zwavel dioxide	SO _x	24.930	14.974
Stikstofoxiden	NO _x	34.660	31.521
Ammoniak	NH ₃	30.530	19.219
Fijnere Fractie Fijnstof	PM _{2,5}	79.530	41.483
Fijner Fijnstof Verkeer	PM _{2,5} - ver- keer	149.350	77.902
<i>Overige stoffen naar lucht¹⁾</i>			
Koolstofmonoxide	CO	96	96
<i>Zware Metalen</i>			
Arsenicum	As	1.033.000	927.280
Kwik	Hg	34.481.000	34.481.000
Lood	Pb	5.908.000	5.545.990
<i>Stoffen naar water</i>			
Stikstof naar water	N	3.110	3.110
Fosfaat naar water	P	1.900	1.900
<i>Landgebruik</i>			
Intensieve gewassen	m ²	0.03	0.03
Grasland en bosland	m ²	0.02	0.02

Bron: CE Delft (2017) en voor de schaduw prijzen voor de Overige Regio's eigen berekeningen op basis van CE Delft (2010a, 2010b en 2017)

¹⁾ Emissies naar lucht zijn hier onderverdeeld in LUVO-stoffen die van belang zijn in het kader van de National Emission Ceilings (NEC) en andere naar de lucht uitgestoten stoffen.

Het gemiddelde bbp per hoofd van de bevolking in gelijke koopkrachtpariteit is weergegeven in tabel 4.3. Deze is voor de Rest van de OESO hoger dan voor de Rest van Europa. Het gemiddelde inkomen van de Rest van Europa wordt naar beneden getrokken door relatief arme landen met een relatief grote bevolking, zoals Oekraïne, Roemenië en de Balkanlanden. De waardering van de milieuschade loopt niet lineair met het inkomen, maar er wordt uitgegaan van een inkomenselasticiteit van 0,85 (CE Delft 2010a, p. 99).⁶¹ De schaduw prijzen worden op deze wijze voor elke regio gecorrigeerd voor de inkomensverschillen met Nederland (zie de factoren op de onderste regel in onderstaande tabel). Een uitzondering zijn de schaduw prijzen voor broeikasgassen (CO₂, CH₄, N₂O, SF₆, HFK's en PFK's), die voor alle regio's met de Nederlandse schaduw prijzen gewaardeerd worden.

Naast de emissie van milieuverontreinigende stoffen wordt ook landgebruik gewaardeerd. Exiobase geeft alleen landverbruik voor land- en bosbouwactiviteiten en onderscheidt vijftien typen landgebruik (zie Appendix D). In het Handboek Schaduw prijzen (CE Delft 2017) worden schaduw prijzen gegeven, maar daarin worden andere typen landgebruik onderscheiden. Bovendien geeft het Handboek alleen maar schaduw prijzen voor landgebruik in Nederland en

⁶¹ In het nieuwe Handboek Schaduw prijzen (CE Delft 2017) worden de prijzen niet aangepast aan inkomens en geldt een inkomenselasticiteit van nul, maar die inkomenselasticiteit heeft betrekking op veranderingen van het inkomen in de tijd, waarbij verondersteld is dat de hogere betalingsbereidheid voor gezondheid wegvalt tegen een hoger aanbod van gezondheid (p. 65). Op inkomensverschillen tussen landen wordt in het nieuwe Handboek niet ingegaan.

Tabel 4.3
Gemiddeld bbp per hoofd voor de vier regio's

	Nederland	Rest Europa	Rest OESO	Rest Wereld
In Internationale Dollars (PPP)	49.587	35.187	41.071	10.404
Als % van NL	1,00	0,71	0,83	0,21
Met inkomenselasticiteit	1,00	0,75	0,85	0,27

Bron: Eigen berekeningen op basis van Wereldbank (2017)

niet voor het gebruik in andere regio's. Exiobase onderscheidt landgebruik voor dertien verschillende gewassen, maar de schaduwrijzen in het Handboek zijn niet onderscheiden naar het type gewas dat er wordt geteeld. Voor alle gewassen in de onderscheiden regio's wordt daarom dezelfde schaduwprijs van drie cent per vierkante meter per jaar gebruikt, die in het Handboek geldt voor intensieve gewassen. Voor grasland geeft het Handboek een schaduwprijs van twee cent per vierkante meter per jaar en voor bosland geeft het Handboek eenzelfde schaduwprijs. Deze prijzen zullen hier ook gebruikt worden voor grasland en voor bosland. Ook bij de waardering van milieuschade door landgebruik zal rekening worden gehouden met inkomensverschillen tussen de regio's.

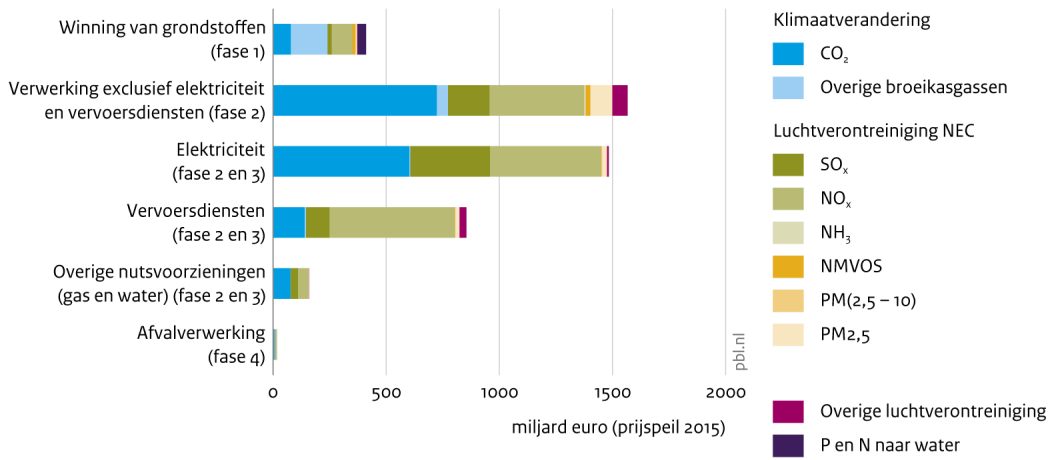
4.3.2 Mondiale milieuschade en achterliggende oorzaak

Met behulp van de fysieke milieuschade en de schaduwrijzen kan uiteindelijk de gemonetariseerde *mondiale* milieuschade (in euro's) worden berekend van de eerder in paragraaf 4.2 onderscheiden achttien geaggregeerde productgroepen naar achterliggende oorzaak. Figuur 4.2 geeft deze mondiale milieuschade weer voor de emissies die klimaatverandering veroorzaken (de broeikasgassen), de emissies van luchtverontreinigende stoffen waarvoor een plafond is afgesproken (de NEC-stoffen), de emissies naar lucht van andere milieuschadelijke stoffen en de emissies naar water van fosfor (P) en stikstof (N), waarbij de productgroepen ingedeeld zijn naar de eerder onderscheiden vier fasen in de productieketen.

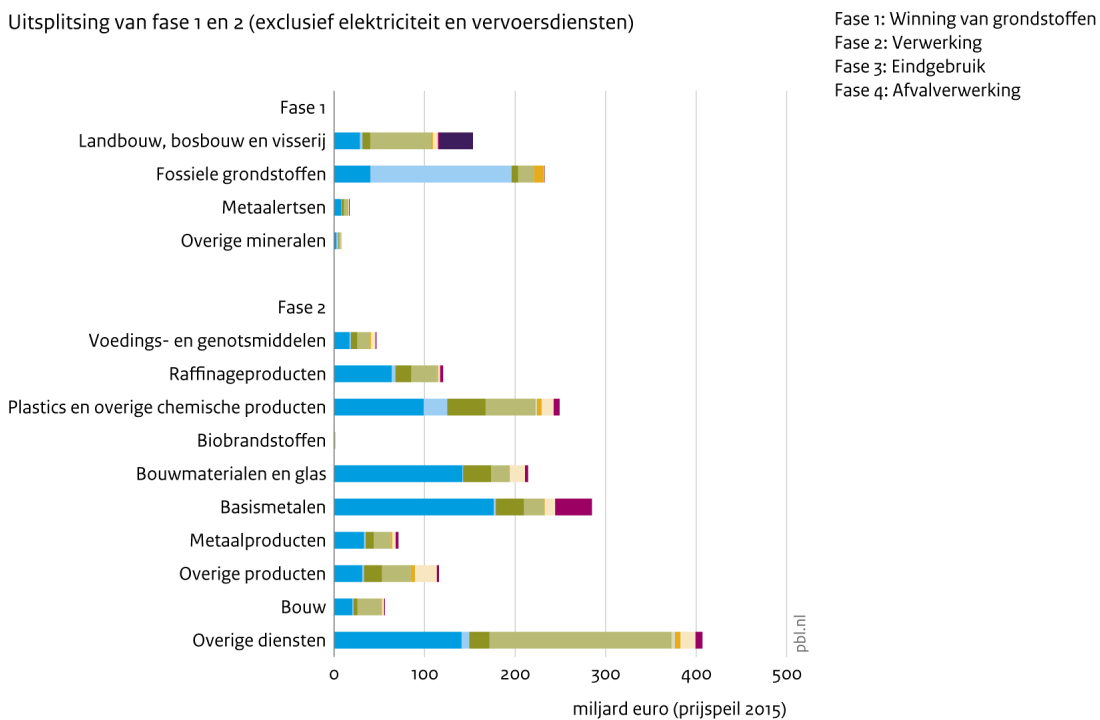
De totale met Exiobase berekende mondiale milieuschade door de emissie van stoffen bij de productie is bijna 4.500 miljard euro. Daarvan wordt ruim 38 miljard euro schade veroorzaakt door productie *in Nederland*. De waarde van de totale mondiale productie in Exiobase is ruim 78.000 miljard euro, waardoor de gemonetariseerde milieuschade door de emissie van stoffen bijna 6 procent van de productiewaarde bedraagt, terwijl in Nederland de milieuschade ongeveer 3½ procent van de productiewaarde is.

Van de totale schade vindt bijna een derde plaats bij de opwekking van elektriciteit en bijna een vijfde door verkeer en vervoer. Dit zijn emissies die met name in de eerder onderscheiden tweede en derde fase van de keten vrijkomen, dus bij de productie en in (mindere mate) consumptie van eindproducten. Immers, elektriciteit en verkeer en vervoersdiensten spelen zowel een rol bij het verbruik van grondstoffen en materialen om uiteindelijk eindproducten te fabriceren, maar ook bij het gebruik van eindproducten, zoals auto's of elektrische apparaten. Van de andere productgroepen is het aandeel in de totale milieuschade veel kleiner, hoewel deze bij elkaar opgeteld nog steeds wel verantwoordelijk zijn voor het merendeel van de schade.

Figuur 4.2
Milieuschade van mondiale productie per milieuthema, 2007



Uitsplitsing van fase 1 en 2 (exclusief elektriciteit en vervoersdiensten)



Bron: PBL

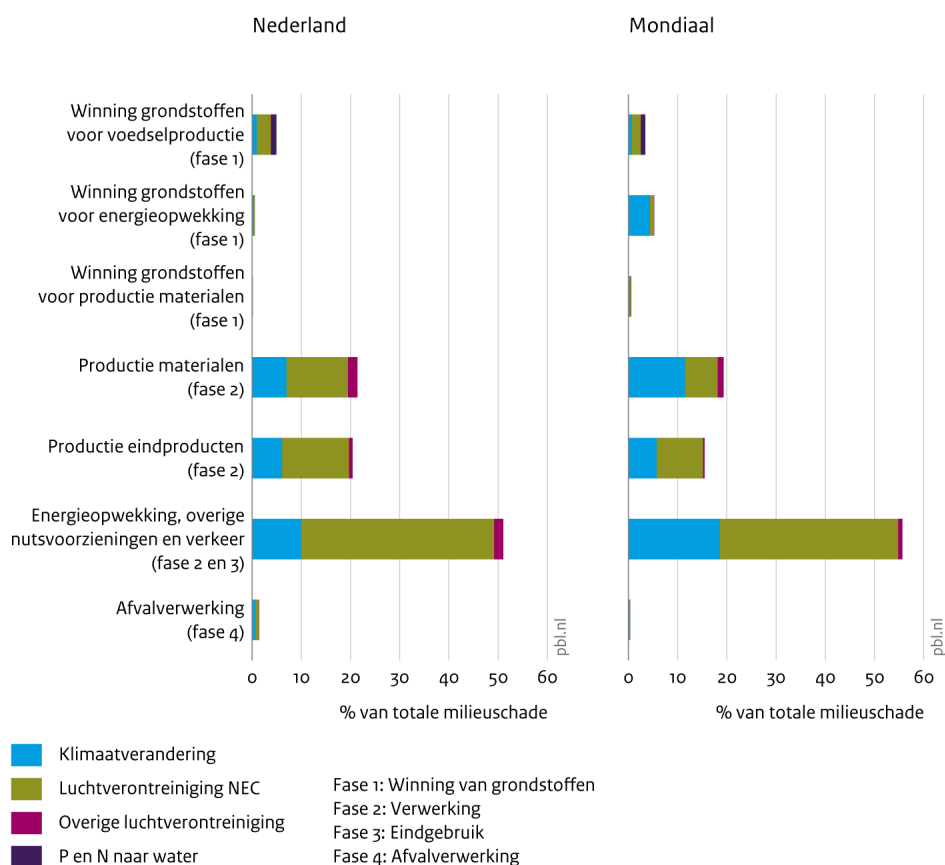
Opgesplitst naar de onderliggende productgroepen (zie onderste helft figuur 4.2) blijkt met name de categorie overige diensten de grootste met ongeveer 9 procent van de totale schade. Het gaat hier om alle diensten exclusief de verkeers- en afvaldiensten. Daarna komen pas de grondstoffen en materialen, waarbij de basismetalen, de plastics en overige chemische producten, fossiele grondstoffen en bouwmaterialen het grootste aandeel in de totale milieuschade hebben. De categorieën die hier tot fase 1 worden gerekend, te weten fossiele grondstoffen, metaalertsen en overige mineralen, en landbouw, bosbouw en visserij zijn verantwoordelijk voor een relatief klein deel van de mondiale milieuschade.

In totaal zijn de grondstoffen, materialen en eindproducten verantwoordelijk voor ruim 30 procent van de milieuschade. Daarbij gaat het dus om de directe milieuschade veroorzaakt bij de productie en niet om de schade eerder in de keten. De overige schade wordt veroorzaakt door voedsel, elektriciteit, overige nutsvoorzieningen, verkeer, afvalverwijdering en

overige diensten. De directe milieuschade door afvalverwerking is nog geen half procent van de totale milieuschade.⁶²

Wat betreft de bijdrage van afzonderlijke emissies aan de totale berekende milieuschade wordt de meeste schade veroorzaakt door CO₂ en NO_x. Beide stoffen veroorzaken ongeveer 35 procent van de totale milieuschade. Samen met de emissie van SO₂ zijn deze stoffen verantwoordelijk voor 85 procent van de milieuschade. Verder ligt alleen van methaan (ongeveer 3½ procent), het fijnere fijn stof (PM_{2,5}, ongeveer 3 procent) en lood (bijna 1¼ procent) het aandeel in de totale milieuschade nog boven de 1 procent. Met uitzondering van lood zijn dat dus allemaal stoffen die behoren tot de broeikasgassen en luchtverontreinigende NEC-stoffen. In het algemeen valt op dat de milieuschade van luchtverontreinigende stoffen vaak minstens zo groot, zo niet groter is dan die van de broeikasgassen waarnaar momenteel vooral de aandacht uitgaat.

Figuur 4.3
Milieuschade van productie per milieuthema



Bron: PBL

⁶² Dit is opmerkelijk laag aangezien in veel landen sprake is van ernstige milieuvervuiling rond stortplaatsen en (slechte) verbrandingsovens. Het lijkt erop dat de nadruk hier slechts ligt op de schade door BKG en LUVO hetgeen voor de Nederlandse situatie – waar de strengste normen voor stortplaatsen en AVI's ter wereld gelden – overigens minder problematisch is (zie ook sectie 3.3.4).

Figuur 4.3 presenteert de onderverdeling van de berekende totale milieuschade in Exiobase naar fasen voor zowel de wereld als voor Nederland, respectievelijk 4.492 miljard en 38 miljard euro. Zodoende wordt duidelijk in welke fase het grootste deel van de milieuschade ontstaat en hoe de verdeling van de milieuschade over de productiefasen in Nederland zich verhoudt tot de verdeling van de mondiale milieuschade. Omdat sommige productcategorieën zowel in fase 2 als in fase 3 kunnen worden ingedeeld, zoals vervoer en elektriciteit, zijn deze apart weergegeven.

Duidelijk wordt dat ongeveer 6 procent van de milieuschade in Nederland ontstaat in fase 1, minimaal 42 procent in fase 2, en 1 procent in fase 4. De rest van de milieuschade, 51 procent, vindt plaats in fase 2 of 3 en is grotendeels gerelateerd aan milieuschade als gevolg van elektriciteitsopwekking en verkeer (zie ook hierna figuur 4.4). Ten opzichte van de verdeling van milieuschade in de wereld als geheel, ontstaat in Nederland dus een relatief groter deel van de milieuschade bij de daadwerkelijke productie van materialen en eindproducten in fase 2 en relatief weinig in fase 1. In de rest van de wereld is het aandeel van de grondstof-fase in de milieuschade met ruim 9 procent hoger dan in Nederland, met name door een groter aandeel van grondstoffen voor energie en materialen.

De helft van de milieuschade in fase 2 ontstaat bij het maken van materialen. Die schade is voor Nederland en de rest van de wereld vergelijkbaar, namelijk zo'n 21 procent van de totale milieuschade. De andere helft ontstaat bij het maken van eindproducten. Daarbij moet opgemerkt worden dat de milieuschade bij het maken van eindproducten voor ongeveer drie kwart het gevolg is van diensten (die in Nederland voor ruim de helft van de productiewaarde verantwoordelijk zijn) en voor ongeveer één kwart van fysieke producten. Het maken van fysieke eindproducten zorgt daardoor voor ongeveer 5 procent van de milieuschade in Nederland. Tot slot valt op dat in Nederland het aandeel van luchtverontreiniging in de milieuschade substantieel is, 70 procent gemiddeld, en groter is dan het aandeel van luchtverontreiniging voor de wereld als geheel, 60 procent gemiddeld.

Milieuschade veroorzaakt door energetisch en niet-energetisch verbruik

De milieuschade veroorzaakt door de productie kan ook worden opgesplitst naar milieuschade veroorzaakt door energetisch verbruik (verbranding) en door andere activiteiten (zie ook tekstkader 4.1). Voorbeelden van andere activiteiten zijn het houden van dieren in de landbouw (de grootste bron van milieuschade in deze categorie), het gebruik van lijmen en verven bij het maken van eindproducten, het gebruik van kolen en ijzererts bij het maken van ijzer en staal of het gebruik van elektriciteit bij het maken van aluminium. Ook het maken van (basis)plastics behoort hiertoe. De CO₂ die uiteindelijk in het product zit komt niet vrij bij de productie en wordt daarom in dit hoofdstuk niet meegerekend in de milieuschade.

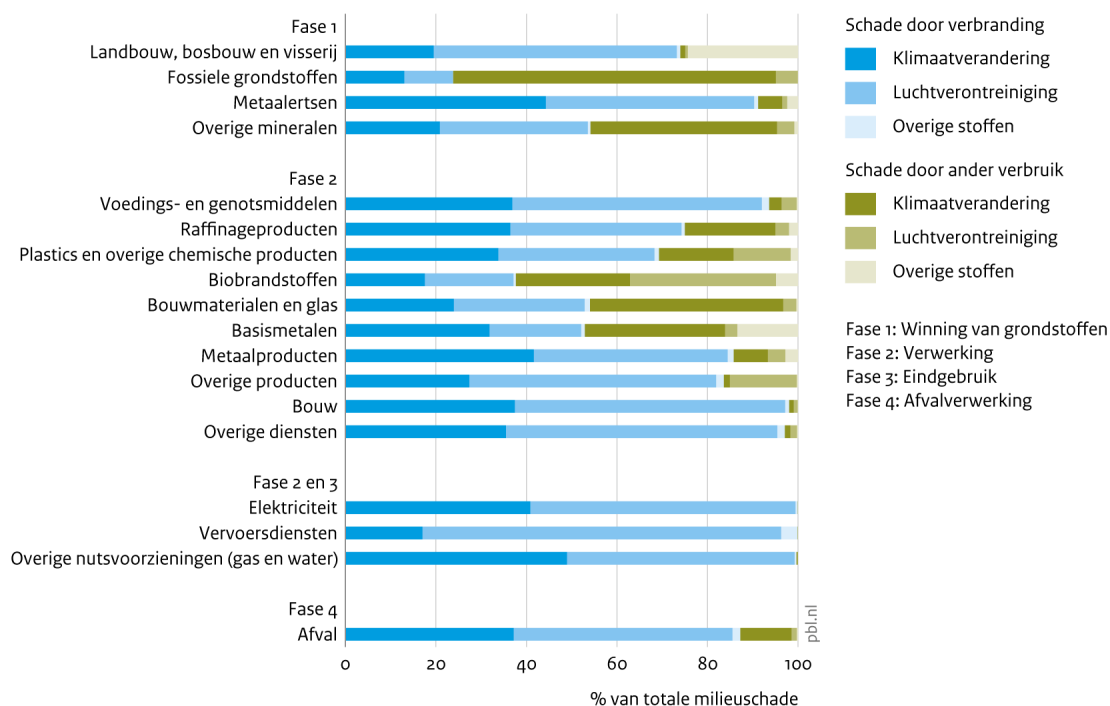
Tekstkader 4.1 Toerekening energetische en niet-energetische milieuschade in Exiobase

Zoals aangegeven in tekstkader 3.1 en 3.2 is het van groot belang hoe wordt omgegaan met het gebruik van energiedragers, met name fossiele energiedragers, bij het toerekenen van emissies aan verschillende productieprocessen. Cruciaal is toerekening van duaal gebruik. Exiobase gebruikt een definitie die dichter bij de oude definitie van het CBS ligt. In de oude definitie en ook in Exiobase wordt het duale verbruik onder niet-energetisch gebruik gerangschikt. Dat is dus het gebruik van energiedragers bij de productie van aluminium, ijzer en staal en dergelijke. Bij de interpretatie van de cijfers in hoofdstuk 4 dient hier dus rekening mee te worden gehouden en daarom wordt in dit hoofdstuk gesproken van 'Energetische milieuschade' en 'Milieuschade door andere activiteiten', waaronder naast milieuschade door het niet-energetisch gebruik van energiedragers ook milieuschade door activiteiten als het houden van dieren of het verven van meubels valt.

In figuur 4.4 is vervolgens de opsplitsing te zien van de mondiale milieuschade door verbrandingsemissies als gevolg van energieverbruik en door andere activiteiten. Gemiddeld over alle onderscheiden geaggregeerde productgroepen blijkt meer dan 85 procent van de milieuschade te worden veroorzaakt door verbrandingsemissies. Voor de productie in Nederland is het aandeel van verbrandingsemissies in de milieuschade iets lager, ongeveer 82 procent. Voor een aantal productgroepen, zoals de elektriciteits- en vervoersdiensten, wordt bijna de gehele milieuschade veroorzaakt door verbrandingsemissies en is nauwelijks sprake van milieuschade door andere activiteiten. Opvallend is ook het zeer grote energetische aandeel bij de bewerking van metaalertsen die vooral aan het begin van de keten na de grondstofwinning plaatsvindt.

Maar er zijn ook productgroepen waar milieuschade door ander verbruik juist een relatief groot aandeel heeft in de milieuschade. Dat geldt, niet verrassend, vooral in die productgroepen waar sprake is van de bewerking van grondstoffen naar materialen, halffabricaten en eindproducten. Het gaat dan om de productgroepen bouwmaterialen en glas, en overige (niet-metaal) mineralen (beide meer dan 45 procent), basismetalen (47 procent), biobrandstoffen (meer dan 60 procent) en fossiele grondstoffen (zelfs bijna driekwart). Bij die laatste gaat het vooral om methaan die vrijkomt bij de winning van de fossiele grondstoffen.

Figuur 4.4
Milieuschade van mondiale productie per activiteit, 2007



Bron: PBL

De schade door andere activiteiten wordt in fase 1 vooral veroorzaakt door fossiele grondstoffen (29 procent) en in fase 2 door basismetalen (22 procent), bouwmaterialen (16 procent) en plastics en chemische producten (12½ procent). Van de milieuschade die door andere activiteiten wordt veroorzaakt vindt het overgrote deel plaats bij het winnen van grondstoffen en het produceren van materialen en eindproducten. Als de andere activiteiten die betrekking hebben op landbouw en voedsel buiten beschouwing worden gelaten en er ge-

corrigeerd wordt voor de relatief hoge methaanemissies bij de winning van fossiele grondstoffen, vindt meer dan 95 procent van de milieuschade door andere activiteiten plaats bij de winning van grondstoffen en de productie van materialen en eindproducten.⁶³ Zoals verwacht mag worden is bij elektriciteit, biobrandstoffen, andere nutsvoorzieningen, afvalverwijdering, vervoersdiensten vooral sprake van energetische schade en heeft de milieuschade door ander verbruik maar een klein aandeel.⁶⁴ Tot slot valt op dat verreweg de meeste schade door ander verbruik klimaatgerelateerd is met uitzondering van biobrandstoffen. Voor de energetische schade is dat beeld heel anders en is de schade door luchtverontreiniging steeds verantwoordelijk voor een aanzienlijk deel van de totale schade.

Naast milieuschade als gevolg van de emissie van stoffen kan ook de milieuschade door landgebruik worden bepaald. De totale schade door landgebruik in Exiobase komt neer op bijna 890 miljard euro. Dat is ongeveer 1,1 procent van de mondiale productiewaarde in Exiobase en bijna 20 procent van de milieuschade veroorzaakt door de emissie van stoffen. Zoals blijkt uit tabel 4.4 vindt verreweg het grootste deel van de berekende milieuschade door landgebruik plaats in de Rest van de Wereld (46 procent) en in de Rest van de OESO (44 procent). In Europa vindt nog geen 10 procent en in Nederland nog geen 0,1 procent van de totale mondiale milieuschade door landgebruik plaats. De schade in Nederland van ongeveer 750 miljoen euro is 0,1 procent van de waarde van de totale productie in Nederland volgens Exiobase.

Tabel 4.4
Milieuschade door landgebruik verdeeld over gewassen en regio's

	Nederland	Rest Europa	Rest OESO	Rest We- reld	Totaal
Rijst	0,0%	0,1%	0,3%	2,7%	1,4%
Tarwe	6,8%	9,4%	3,8%	2,6%	3,8%
Overige granen	3,5%	12,7%	5,3%	4,5%	5,7%
Wortel- en knolgewassen	7,7%	1,2%	0,1%	1,0%	0,6%
Suikerbieten	4,0%	0,7%	0,2%	0,4%	0,4%
Peulvruchten	0,1%	0,6%	0,6%	1,3%	0,9%
Notengewassen	0,0%	0,3%	0,1%	0,1%	0,1%
Oliegewassen	0,4%	6,3%	3,5%	3,6%	3,8%
Groentegewassen	4,9%	1,0%	0,3%	0,9%	0,6%
Fruitteelt en boomgaarden	1,1%	2,2%	0,3%	0,9%	0,7%
Vezelgewassen	0,1%	0,1%	0,0%	0,1%	0,0%
Overige gewassen	0,0%	0,1%	0,9%	0,9%	0,8%
Voedergewassen	35,3%	11,7%	6,0%	1,1%	4,3%
Grasland	25,0%	16,3%	35,7%	36,9%	34,3%
Bosgrond	11,1%	37,3%	43,0%	43,0%	42,4%
Totaal	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%
Aandeel regio in Mondiale productie	0,08%	9,8%	43,7%	46,5%	100,0%

Bron: Eigen berekeningen op basis van Exiobase

⁶³ De relatief laag ingeschatte methaan- en ammoniakemissies voor landbouwproducten in Exiobase vertekenen enigszins het beeld. Methaanemissies zijn nu voornamelijk beperkt tot fossiele grondstoffen vanwege methaan die vrijkomt bij de winning van vooral aardolie en kolen.

⁶⁴ Overigens vindt er ook nog milieuschade door ander verbruik plaats bij consumenten. Daarbij gaat het met name om schade veroorzaakt door NMVOS-emissies door gebruik van spuitbussen, oplosmiddelen en dergelijke, maar ook die zal het algemene beeld dat het overgrote deel van de niet-energetische milieuschade bij grondstoffen, materialen en eindproducten plaatsvindt, niet beïnvloeden.

Uiteindelijk berekent Exiobase dat 42 procent van de mondiale milieuschade door landgebruik wordt veroorzaakt door het gebruik van bosgronden. Grasland is goed voor 34 procent van de milieuschade en ruim 23 procent door gewassen. Voor Nederland is die verdeling heel anders. Hier is maar 11 procent van de milieuschade door landgebruik gerelateerd aan bosgrond en 25 procent aan grasland. Nederland kent vooral een relatief groot aandeel van voedergewassen in de milieuschade door landgebruik, zo'n 35 procent. Met name in de Rest van de Wereld is het aandeel van voedergewassen juist klein, met minder dan 1 procent.

4.4 Milieuschade door materialen, eindproducten en afval in Nederland

In hoofdstuk 2 bleek dat een milieubelasting die dicht aansluit bij het ontstaan van milieuschade het meest effectief is. Daarom inventariseren we in dit hoofdstuk waar bij de productie in Nederland milieuschade ontstaat. Bovendien kan met behulp van Exiobase de milieudruk van de in dit MRIO-model onderscheiden productgroepen *over de hele keten* worden bepaald. Van een in Nederland geproduceerde 'productgroep' is dan bekend welke andere 'productgroepen' zijn gebruikt om deze productgroep te maken, wat de omvang daarvan is, en uit welk land of regio die productgroepen afkomstig zijn. Van al die productgroepen uit alle landen of regio's is de milieuschade bepaald, zodat bekend is waar in de keten welke milieuschade plaatsvindt en waar in principe het beste beleid kan worden gevoerd om de milieuschade in de prijzen te internaliseren. In de vorige paragrafen werd dus alleen naar de milieuschade bij de directe productie gekeken, terwijl we in deze paragraaf de milieudruk *over de hele keten* weergeven. Paragraaf 4.4.1 geeft de ketenschade voor 21 in Nederland gewonnen grondstoffen en verwerkte grondstoffen en materialen, paragraaf 4.4.2 voor 16 in Nederland geproduceerde eindproducten en paragraaf 4.4.3 voor 14 Nederlandse afvalverwerkingsproducten.

4.4.1 Fase 1: Milieuschade door de winning van grondstoffen

De milieuschade van de belangrijkste in Nederland gewonnen grondstoffen is weergegeven in tabel 4.5.⁶⁵ De meeste milieuschade is het gevolg van emissies die klimaatverandering veroorzaken, met name CO₂, en die de luchtkwaliteit aantasten, zoals NO_x en SO₂ volgens de berekeningen met Exiobase (zie Drissen et al. 2017). Voor zand-, klei- en grindwinning is de totale schade zo'n 100 miljoen euro op een productiewaarde van 756 miljoen euro. Bij houtwinning is de schade minder dan 10 procent van de productiewaarde. Op de milieuschade als gevolg van landgebruik wordt in paragraaf 4.4.2 nog teruggekomen.

Tabel 4.5
Milieuschade en productieomvang van in Nederland gewonnen grondstoffen (fase 1) (in miljoen euro 2015)

	Klimaatverandering	Luchtverontreiniging (NEC)	Luchtverontreiniging (Overig)	P en N water	Totale schade	Productiewaarde
Zand-, klei- en grindwinning	47,5	49,3	2,5	0,7	100	756
Houtwinning	5,9	7,3	0,3	0,5	14	188

⁶⁵ In deze subparagrafen worden de productgroepen dus niet geaggregeerd zoals in paragraaf 4.3 maar op meer detailniveau geanalyseerd.

4.4.2 Fase 2a: Milieuschade door verwerking van grondstoffen en materialen

In tabel 4.6 staat de milieuschade van de belangrijkste materialen in Nederland die met behulp van grondstoffen worden gemaakt. Ook hier is de meeste milieuschade het gevolg van emissies die klimaatverandering veroorzaken, met name CO₂, en die de luchtkwaliteit aantasten, zoals NO_x en SO₂. Voor 17 van de 21 grondstoffen en materialen wordt meer dan driekwart van de milieuschade veroorzaakt door deze drie stoffen en voor de productie van stikstof is dat zelfs 99 procent. Voor nafta en bitumen is het aandeel van genoemde drie stoffen in de totale milieuschade kleiner omdat daar een relatief groot aandeel van de schade veroorzaakt wordt door methaanemissies, die vooral vrijkomen bij de winning van aardolie.⁶⁶

Voor een aantal producten is de overige milieuschade door emissies naar de lucht ook nog van substantieel belang. Voor koperproducten en voor lood-, tin- en zinkproducten veroorzaken deze overige stoffen een groot deel van de milieuschade. Het gaat hier vooral om de emissie van lood (de helft van de totale schade van koperproducten) en daarnaast ook om de emissie van arsenicum (ruim 2½ procent). Bij lood-, tin- en zinkproducten gaat het om de emissie van zware metalen zoals lood en kwik, die verantwoordelijk zijn voor respectievelijk 14 en 22 procent van de schade. Bij de productie van ijzer en staal speelt de emissie van lood ook een substantiële rol (13 procent van totaal). Bovendien vindt bij zowel ijzer en staal als koperproducten verreweg het grootste deel van de emissie bij de productie in Nederland zélf plaats.⁶⁷

Wanneer de milieuschade in relatie tot de productiewaarde wordt bezien, blijkt deze voor de meeste materialen tussen de 10 en 20 twintig procent te bedragen. Voor sommige materialen zoals aluminium, bitumen en nafta is deze (veel) hoger dan 20 procent en voor de chemische producten en materialen is dit zelfs ruim 65 procent van de productiewaarde.⁶⁸ Voor ijzer en staal ligt het percentage nóg hoger en is de milieuschade zelfs bijna 135 procent van de productiewaarde. De hoogste milieuschade als percentage van de productiewaarde wordt echter gerealiseerd bij de productie van stikstof, waarvan de milieuschade ruim vier keer zo hoog is als de productiewaarde.

In absolute zin wordt verreweg de meeste milieuschade veroorzaakt door de basisplastics en de overige chemische producten en materialen, met een milieuschade van 7,2 miljard respectievelijk 4,5 miljard euro. Dit hangt vanzelfsprekend samen met het feit dat het hier om verreweg de grootste productgroepen gaat. Verder leidt de productie van ijzer en staal ook nog tot een aanzienlijke milieuschade, namelijk bijna 1 miljard euro. Van de andere producten ligt alleen nog de milieuschade bij de productie van cement en van nafta boven de half miljard euro. Voor textiel, pulp, aluminium, koperproducten en stikstof ligt de milieuschade tussen de 0,3 en 0,5 miljard euro. Van de andere producten is de milieuschade lager dan 0,3 miljard euro. Het is hierbij overigens van belang te benadrukken dat deze berekende milieuschade niet eenvoudig kan worden opgeteld tot een totale schade voor de winning van grondstoffen en de productie van materialen. Deze cijfers weerspiegelen immers de milieu-

⁶⁶ De totale emissie van SO₂ in Exiobase is relatief hoog en van methaan relatief laag. Bij SO₂ dient er rekening mee te worden gehouden dat het gaat om gegevens uit 2007 en dat sindsdien de SO₂-emissie fors is afgenomen. Met name voor aluminium levert momenteel CO₂ waarschijnlijk de grootste bijdrage aan de milieuschade.

⁶⁷ De Emissieregistratie rapporteert wel een loodemissie voor ijzer en staal, maar bij de productie van de andere metalen wordt nauwelijks lood uitgestoten. De hoge emissies van lood bij koperproducten, maar ook bij lood-, tin- en zinkproducten in Exiobase zijn daarom moeilijk te verklaren en zullen in een vervolgonderzoek nader onderzocht moeten worden. Bovendien lijkt de productieomvang van koperproducten in Exiobase aan de hoge kant.

⁶⁸ Zoals aangegeven zijn de meeste van de 200 'producten' in Exiobase nog steeds samengestelde producten (zie Drissen et al. 2017). Overige chemische producten en materialen (in Exiobase aangeduid als overige chemicaliën) is één van de meest diverse producten en bevat chemische basisproducten, zoals koolwaterstoffen, synthetisch rubber en glycerine, maar ook chemische eindproducten zoals verf, vuurwerk, bestrijdingsmiddelen en cosmetica.

Tabel 4.6
Mondiale milieuschade en productieomvang van in Nederland geproduceerde materialen (fase 2) (in miljoen euro 2015)

	Klimaat verandering	Luchtveront- reiniging (NEC)	Luchtveront- reiniging (Overig)	P en N water	Totale schade	Productie- waarde
Textiel	146,1	169,9	9,4	1,9	327	3.261
Houtbewerking en - producten	86,6	133,3	7,8	1,0	229	3.462
Pulp	155,2	207,2	11,7	1,8	376	4.959
IJzer en staal	693,2	138,6	145,1	0,1	977	726
Aluminium	157,4	244,6	12,6	0,5	415	1.807
Lood, zink en tin	68,3	59,6	72,6	0,3	201	1.412
Koperproducten	75,1	97,1	204,9	0,5	378	2.680
Edelmetalen	25,1	31,3	1,6	0,1	58	441
Overige non-ferro me- talen	104,1	121,6	9,9	0,6	236	2.174
Glas	42,1	42,6	1,9	0,2	87	474
Bakstenen en tegels	53,7	75,9	3,9	0,3	134	834
Cement	367,1	332,8	22,5	1,4	724	5.509
Nafta	539,2	295,2	13,3	0,6	848	2.920
Basis plastics	3.614,6	3.396,4	165,5	34,8	7.211	44.417
Overige chemische producten en materia- len	943,6	3197,5	317,9	5,3	4.464	6.727
Bitumen	9,8	5,3	0,2	0,0	15	53
Fosfor	13,5	22,1	0,8	0,1	37	204
Stikstof	283,2	138,0	0,6	0,0	422	101
Secundaire ruwe ma- terialen	43,5	39,3	8,4	0,7	92	701

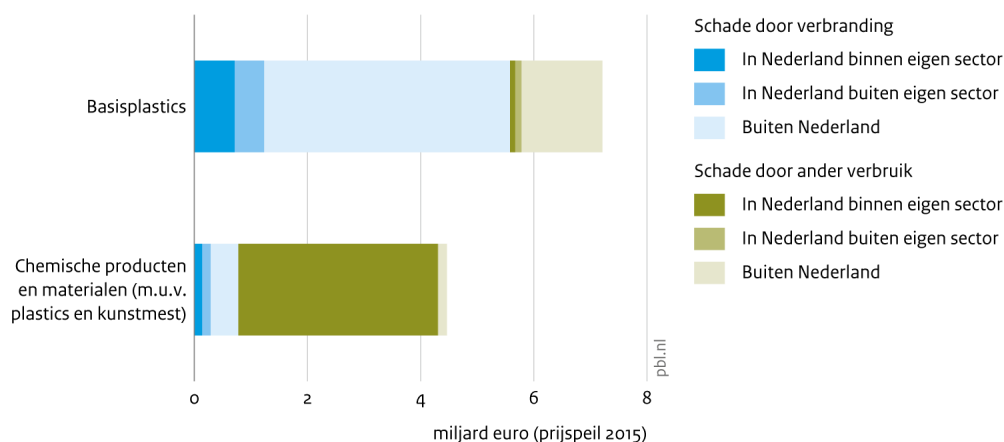
Bron: Eigen berekeningen op basis van Exiobase.

schade over de hele keten waardoor gemakkelijk dubbeltellingen ontstaan. Dat is bijvoor-
beeld het geval als er in Nederland geproduceerd cement of baksteen wordt gebruikt voor de
gebouwen waarin de productie van een ander materiaal plaatsvindt.

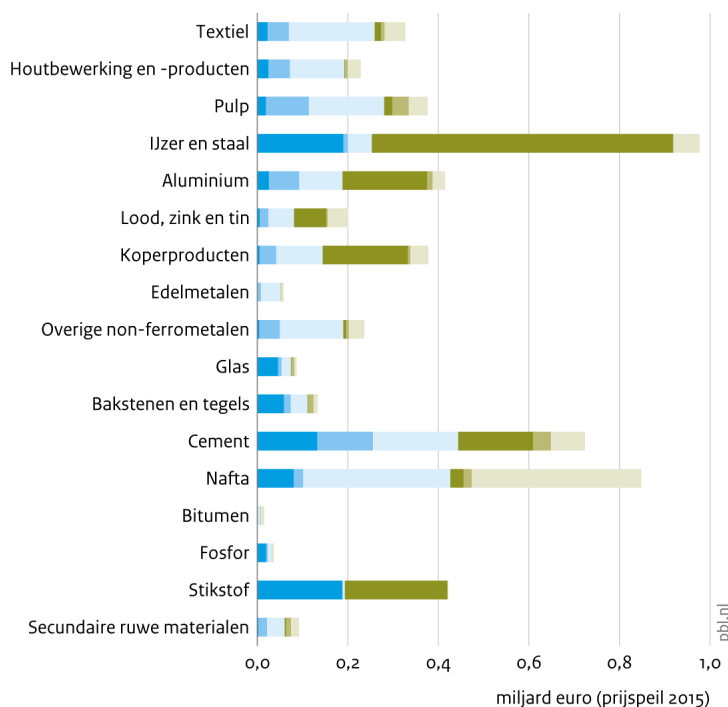
De belangrijkste conclusies uit deze tabel over grondstoffen- en materiaalproductie in Neder-
land zijn:

- Bij alle processen is luchtverontreiniging (NEC-stoffen) de belangrijkste milieuschade behalve bij ijzer en staal, nafta, basis plastics en stikstof;
- Deze productgroepen zijn relatief groot qua productiewaarde;
- Milieuschade is substantieel ten opzichte van de productiewaarde (meer dan 25 procent) in Nederland voor ijzer en staal, overige chemische producten en materialen, nafta, bitumen en stikstof.

Figuur 4.5
Milieuschade van in Nederland geproduceerde materialen, 2007



Overige materialen



Bron: PBL

Behalve inzicht in het totaal van de milieuschade van in Nederland geproduceerde materialen, is ook de *locatie* waar de milieuschade plaatsvindt van belang voor het vaststellen van een grondslag voor een eventueel toe te passen belasting, alsmede de vraag of de milieuschade veroorzaakt wordt door energetische dan wel niet-energetische toepassingen van grondstoffen (zie hoofdstuk 2). In figuur 4.5 is de milieuschade voor een aantal producten opgesplitst naar de schade die bij de productie *in de sector zélf* plaatsvindt,⁶⁹ die bij inputs afkomstig uit Nederland plaatsvindt en die bij inputs plaatsvindt die van buiten Nederland

⁶⁹ Omdat we kijken naar de milieuschade van producten en niet van sectoren, gaat het hier strikt genomen om de milieuschade die veroorzaakt wordt bij het produceren van het materiaal. Korthedshalve noemen we dat productie in de sector zélf, hoewel dat dus niet helemaal correct is.

komen. Bovendien is de milieuschade opgesplitst naar de milieuschade veroorzaakt door verbrandingsemissies en door andere activiteiten (waaronder het duale gebruik van energiedragers).

Uit de figuur blijkt dat een groot deel van de milieuschade wordt veroorzaakt door verbrandingsemissies. Bij 10 van de 19 materialen is meer dan driekwart van de milieuschade het gevolg van verbrandingsemissies. Bij edelmetalen en fosfor is dat zelfs zo'n 90 procent. Bij een aantal productgroepen komt de milieuschade vooral door andere activiteiten, zoals bij stikstof, aluminium (beide ruim 55 procent), lood-, tin- en zinkproducten (59 procent), koperproducten (62 procent), ijzer en staal (74 procent) en chemische producten en materialen (83 procent).⁷⁰

Materialen die het hoogste aandeel totale milieuschade *in de eigen sector* hebben zijn ook materialen met een relatief hoog aandeel milieuschade door andere activiteiten. Dat geldt met name voor chemische producten en materialen (ruim 80 procent), ijzer en staal (bijna 90 procent) en stikstof (zo'n 50 procent). Ook bij aluminium, koperproducten en cement is het aandeel milieuschade door andere activiteiten nog aanzienlijk. Vaak geldt voor deze materialen ook dat een relatief groot aandeel van de energetische schade in de sector zélf plaatsvindt. Dat geldt met name voor ijzer en staal en stikstof en in mindere mate voor cement. Verder vindt bij glas, bakstenen en tegels, en fosfor meer dan de helft van de milieuschade door verbrandingsemissies binnen de sector zelf plaats. Voor 10 van de 21 grondstoffen en materialen ligt het aandeel van de totale milieuschade dat in de sector zélf plaatsvindt onder de 15 procent, voor edelmetalen en overige non-ferro metalen is dat minder dan 5 procent.

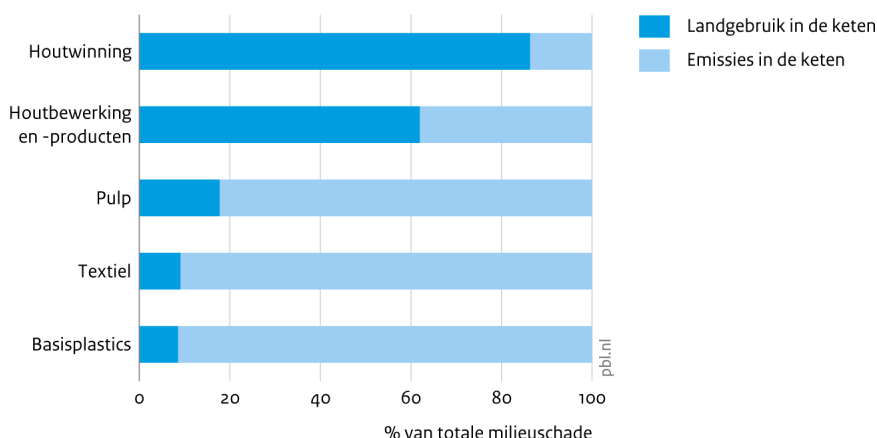
Wat betreft de milieuschade door landgebruik geldt, zoals eerder aangegeven, dat Exiobase alleen het landgebruik dat nodig is voor gewassen, grasland en bossen meeneemt. Omdat hier het landgebruik over de hele keten meegenomen wordt, kan er ook landgebruik nodig zijn bij het maken van materialen die géén hout of gewas als primaire grondstof hebben. Uit de berekeningen met Exiobase blijkt dan ook dat voor alle grondstoffen en materialen wel land gebruikt wordt, maar tegelijk dat dit uiteindelijk voor de meeste productgroepen een betrekkelijk klein aandeel uitmaakt van de totale milieuschade (zie ook Appendix D).

Wanneer de milieuschade door landgebruik wordt opgeteld bij de milieuschade door de emissie van milieuschadelijke stoffen, dan blijkt voor de meeste materialen het overgrote deel van de milieuschade afkomstig te zijn van de emissie van stoffen (figuur 4.6). Voor de meeste materialen is het aandeel van landgebruik in de totale milieuschade duidelijk lager dan 5 procent. Zelfs voor zand, cement, bakstenen en glas ligt dat aandeel beneden de 10 procent. Dat geldt eveneens voor secundaire ruwe materialen, basisplastics en textiel. Alleen voor de materialen die hout als primaire grondstof hebben is het aandeel van het landgebruik in de totale milieuschade hoger. Voor pulp is dat ongeveer 17½ procent, voor houtbewerking en houtproducten is dat bijna 66 en voor houtwinning zelfs meer dan 85 procent.

⁷⁰ Overigens heeft een deel van die emissies wel weer te maken energetisch gebruik van energie, zoals de methaanemissies die vrijkomen bij aardoliewinning.

Figuur 4.6

In Nederland geproduceerde materialen met groot aandeel landgebruik in milieuschade, 2007



Bron: PBL

Voor houtwinning en voor houtbewerking en houtproducten geldt derhalve dat landgebruik een substantieel aandeel in de milieuschade heeft, ook als er rekening mee wordt gehouden dat de toekenning van landgebruik aan producten buiten de landbouw en bosbouw wellicht aan de hoge kant is (zie Appendix D). Voor pulp en textiel zou dat nader onderzocht moeten worden. Voor textiel is het gebruik van grasland en bosgronden in Exiobase aan de hoge kant, maar is juist het gebruik van grond voor vezelgewassen klein. Ook voor basisplastics zou een nadere analyse naar landgebruik goed zijn, omdat Exiobase voor die producten een hoog landgebruik geeft, dat moeilijk te duiden is. Voor de andere materialen kan gesteld worden dat landgebruik geen groot aandeel heeft in de milieuschade. Voor die materialen kan volstaan worden met een verdere analyse van de milieuschade die het gevolg is van de emissie van gevaarlijke stoffen.

4.4.3 Fase 2b: Milieuschade van in Nederland vervaardigde eindproducten

De milieuschade over de hele keten kan ook van de in Nederland vervaardigde eindproducten worden bepaald met behulp van Exiobase. Het gaat hier dus om de milieuschade over de hele keten van eindproducten die in Nederland worden geproduceerd.⁷¹ In tabel 4.7 staat de milieuschade voor zeventien van deze eindproducten uit Exiobase. Uit de vorige paragraaf bleek dat landgebruik bij bijna alle grondstoffen en materialen maar een klein aandeel heeft in de milieuschade, behalve bij houtwinning en bij houtbewerking en houtproducten. Omdat landgebruik maar een klein aandeel heeft in de milieuschade en het berekenen van de milieuschade door landgebruik apart moet worden berekend, is de milieuschade door landgebruik voor eindproducten hier buiten beschouwing gebleven.

Voor bijna alle eindproducten geldt dat rond de 80 procent van de milieuschade veroorzaakt wordt door de emissie van slechts drie stoffen, de CO₂ en SO_x en NO_x. Een uitzondering zijn benzine en diesel, waar ruim 37 procent van de milieuschade wordt veroorzaakt door methaan dat vrijkomt bij de aardoliewinning.⁷² Bij de andere producten is tussen de 30 en 40

⁷¹ Het gaat dus uitdrukkelijk niet om de voetafdruk van in Nederland op de consumentenmarkt verhandelde eindproducten. Veel van de in Nederland geproduceerde eindproducten verlaten het land weer via export, terwijl de verhandelde eindproducten vaak ook via import het land binnenkomen en dus elders zijn geproduceerd (met de aldaar bijbehorende milieuschade).

⁷² Zoals eerder aangegeven lijken de totale methaanemissies in Exiobase wat aan de lage kant te zijn, maar bij aardoliewinning lijken ze juist wat aan de hoge kant te zijn. Merk verder op dat benzine, diesel, bitumen en nafta in Exiobase volgens dezelfde technologie worden geproduceerd. Per euro productie hebben ze daarom dezelfde inputs en dezelfde milieuschade.

Tabel 4.7
Milieuschade en productieomvang van in Nederland geproduceerde eindproducten
(fase 2) (in miljoen euro 2015)

	Klimaat- verandering	Luchtver- ontreiniging (NEC)	Luchtver- ontreiniging (Overig)	P en N wa- ter	Totale schade	Productie
Gebouwen en andere bouwwerken	2.257	2.760	226	23	5.266	95.814
Papier en papierwerk	105	163	8	1	277	2.444
Drukwerk en elektronische media	324	435	18	3	780	14.318
Benzine	2.166	1.186	53	3	3.407	11.729
Diesel	2.549	1.396	63	3	4.010	13.804
Rubber- en plasticproducten	408	448	26	4	886	7.954
Gegoten metaalproducten	192	157	12	0,3	361	1.602
Computers en kantoorapparaten	50	60	5	0,4	116	1.082
Radio's, televisies en comm. appa- ratuur	48	63	5	1	117	1.624
Medische, optische en precisie-in- strumenten	239	282	28	2	551	8.379
Overige elektrische machines en apparaten	222	219	25	2	468	4.767
Motorvoertuigen en opleggers	443	506	55	3	1.007	12.263
Overige transportmiddelen	509	546	64	4	1.123	10.790
Overige machines en apparaten	650	702	82	5	1.438	19.872
Overige gefabriceerde metaalpro- ducten	967	848	152	4	1.970	19.417
Meubels en andere maakartikelen	128	203	15	2	348	5.299

Bron: Eigen berekeningen op basis van Exiobase

procent van de milieuschade het gevolg van de emissie van CO₂ en de andere broeikasgas-
sen. Het aandeel van NO_x in de milieuschade ligt voor alle eindproducten rond de 30 procent
en het aandeel SO₂ tussen de 10 en 15 procent. Opvallend is dus dat de overige stoffen een
veel geringer aandeel hebben in de milieuschade, zoals fijnstof (PM_{2,5}) en de overige stoffen
naar lucht. Alleen voor de overige gefabriceerde metaalproducten komt het aandeel van de
overige stoffen naar lucht in de totale milieuschade uit op ongeveer 7,5 procent.

Benzine en diesel kennen de grootste milieuschade uitgedrukt als percentage van de produc-
tiewaarde, zo'n 29 procent. Voor gegoten metaalproducten is dat ruim 22 procent en voor de
overige eindproducten minder dan 12 procent. Voor gebouwen en andere bouwwerken en
drukwerk en elektronische media is dit het laagst. Desondanks is de milieuschade bij gebou-
wen en andere bouwwerken in absolute zin het hoogst omdat de omvang van deze pro-
ducten verreweg het grootst is.

De belangrijkste conclusies uit deze tabel zijn:

- Voor alle eindproducten behalve benzine en diesel is de milieuschade door luchtver-
ontreiniging (NEC-stoffen) het grootst, waardoor luchtverontreiniging een belangrijke
categorie milieuschade is bij het evalueren van milieuschade;
- Klimaatschade is niettemin ook van groot belang, met gemiddeld ongeveer een aan-
deel van 40 procent in de milieuschade;
- De ingeschatte milieuschade over de keten komt voor de meeste eindproducten op
ongeveer 10 procent van de productiewaarde van deze eindproducten in Nederland,
weer met uitzondering van benzine en diesel.

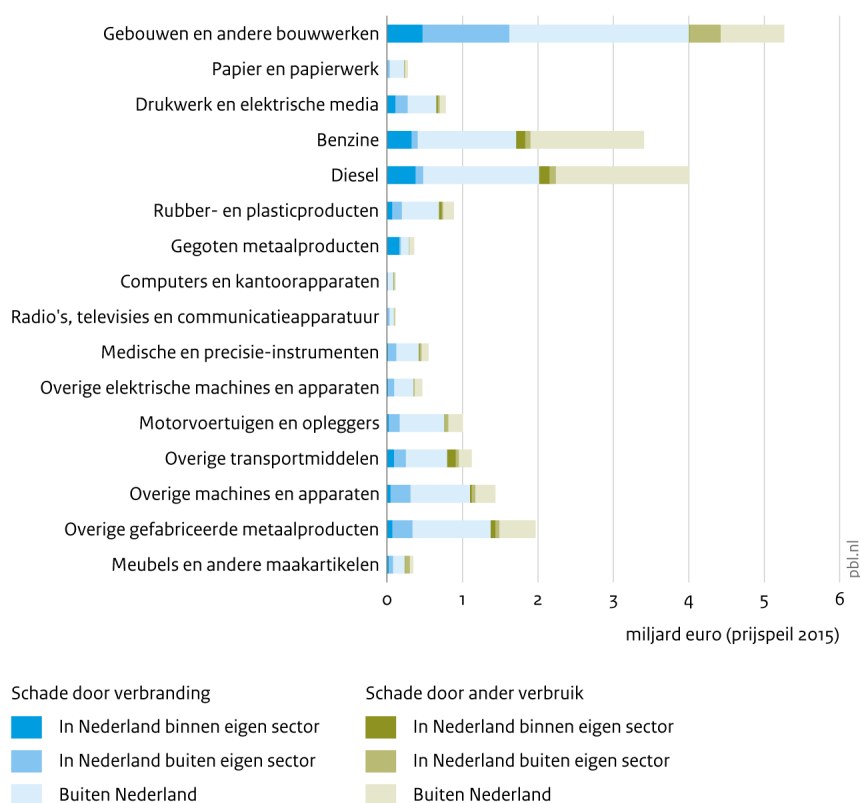
Voor de meeste eindproducten geldt dat het grootste deel van de milieuschade wordt veroor-
zaakt door emissies die *buiten Nederland* plaatsvinden (zie figuur 4.7). Alleen voor gegoten

metaalproducten wordt meer dan de helft van de milieuschade binnen Nederland veroorzaakt. Daarbij gaat het voornamelijk om milieuschade die binnen de sector door energieverbruik wordt veroorzaakt. Ook bij gebouwen en andere bouwwerken, drukwerk en elektronische media en meubels en andere maakartikelen wordt een substantieel deel van de milieuschade binnen Nederland veroorzaakt, zij het voor het grootste deel buiten de eigen sector.

Wanneer de milieuschade van deze in Nederland vervaardigde eindproducten wordt opgesplitst naar milieuschade door verbrandingsemissies en overige milieuschade, dan blijkt voor bijna alle sectoren meer dan twee derde van de milieuschade het gevolg te zijn van verbrandingsemissies. Voor papier en papierwerk, drukwerk en elektronische media en gegoten metaalproducten is dat zelfs meer dan 80 procent. Alleen voor benzine en diesel is dat lager vanwege de hoge methaanemissies bij de aardoliewinning, maar die emissies vinden vooral buiten Nederland plaats.

Bij alle productcategorieën is het aandeel van de schade door andere activiteiten die binnen de sector zelf plaatsvindt gering. Voor overige transportmiddelen is die nog het hoogst met ruim 10 procent van de totale milieuschade. Voor computers en kantoorapparaten is het aandeel milieuschade door andere activiteiten in de sector zélf bijna 7 procent en voor rubber- en plasticproducten ruim 4 procent. Voor de andere productcategorieën is dat percentage lager.

Figuur 4.7
Milieuschade van in Nederland geproduceerde eindproducten, 2007



Bron: PBL

4.4.4 Fase 4: Milieuschade door afval

Tot slot van deze analyse presenteren we de resultaten van de milieuschade over de keten van veertien producten van afvalverwerking zoals deze in Nederland worden uitgevoerd.⁷³ Evenals bij de vorige analyses wordt een groot deel van de milieuschade veroorzaakt door CO₂, NO_x en SO_x (tabel 4.8).

Tabel 4.8
Milieuschade en productieomvang van in Nederland verwerkt afval (in miljoen euro 2015)

	Klimaat- verandering	Luchtver- ontreiniging (NEC)	Luchtver- ontreiniging (Overig)	P en N wa- ter	Totale schade	Productie
Verbranding afval van voedsel	40,4	43,6	2,3	1,6	88	1.109
Verbranding afval van papier	40,7	44,1	2,2	1,3	88	1.121
Verbranding afval van plastic	23,0	23,5	0,8	0,3	48	416
Verbranding afval van meta- len en inert afval	30,2	37,0	1,5	0,2	69	633
Verbranding afval van textiel	18,5	18,4	0,6	0,3	38	249
Verbranding afval van hout	21,5	22,0	0,8	0,5	45	373
Verbranding afval van olie en gevaarlijk afval	29,7	31,4	1,4	0,9	63	699
Biovergassing afval van voedsel	16,2	15,2	0,4	0,0	32	146
Biovergassing rioolslib	25,9	26,7	1,2	0,2	54	589
Compostering afval van voedsel	128,9	139,5	8,0	1,2	278	3.906
Zuivering afvalwater van voedsel	22,3	36,7	0,5	0,0	59	130
Zuivering overig afvalwater	11,1	15,6	0,3	0,0	27	130
Storten afval van voedsel	14,7	12,7	0,2	0,0	28	72
Storten afval van metalen en inert en gevaarlijk afval	29,9	31,3	1,6	0,2	63	749

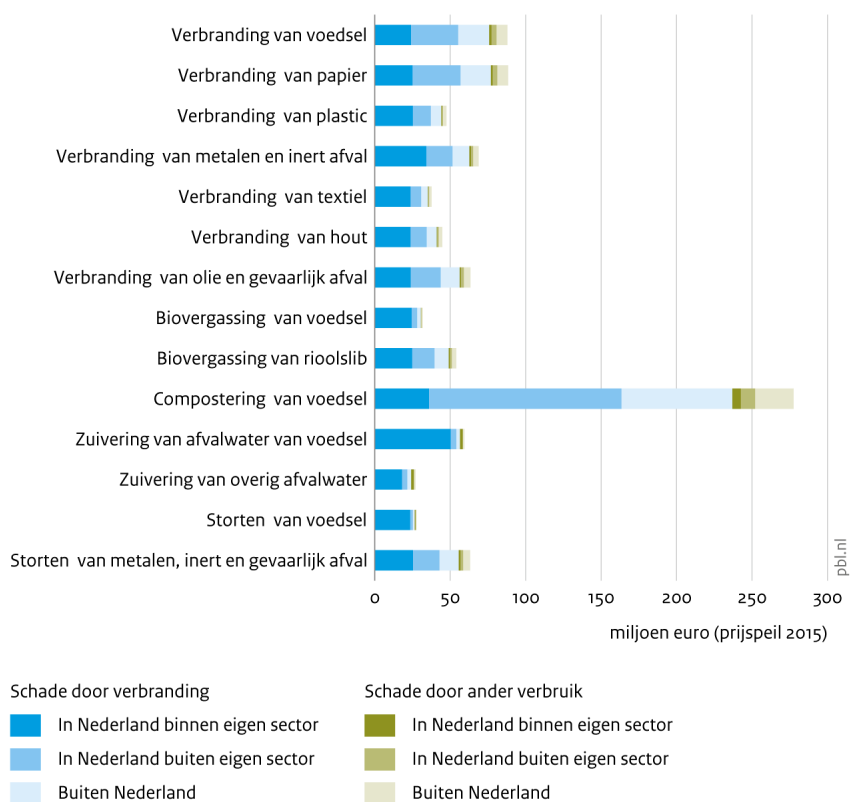
Bron: Eigen berekeningen op basis van Exiobase.

Voor bijna alle vormen van afvalverwerking is dat rond de 85 tot 90 procent van de totale milieuschade. De milieuschade door CO₂ is voor de meeste afvalproducten ongeveer 40 procent van de totale milieuschade. Voor verbranding van afval van plastic, verbranding van afval van textiel en biovergassing van rioolslib ligt het aandeel van CO₂ in de totale milieuschade boven de 45 procent en voor biovergassing van afval van voedsel en het storten van afval van voedsel is ongeveer de helft van de milieuschade het gevolg van de emissie van CO₂.

In absolute zin is de milieuschade door compostering van voedselafval verreweg het hoogst, ongeveer 280 miljoen euro. Van de andere vormen van afvalverwerking blijft de schade beneden de 100 miljoen euro. Voor de meeste vormen van afvalverwijdering bedraagt de milieuschade tussen de 7 en 12 procent van de productiewaarde. Alleen voor het storten van voedselafval (bijna 40 procent) en zuivering van afvalwater van voedsel (ruim 45 procent) is sprake van een groot aandeel.

⁷³ In Exiobase zijn twintig afvalproducten opgenomen maar van de overige zes is de omvang in Nederland gering of zelfs nul.

Figuur 4.8
Milieuschade van in Nederland verwerkt afval, 2007



Bron: PBL

De milieuschade die door afvalverwerking wordt veroorzaakt bestaat voor meer dan 85 procent uit milieuschade door verbrandingsemissies die ook voor het overgrote deel binnen Nederland wordt veroorzaakt (figuur 4.8). Dat is niet per se bij de afvalverwerking zelf. Bij zuivering van afvalwater van voedsel en bij het storten van voedselafval ontstaat zelfs meer dan 85 procent van de milieuschade binnen de sector zelf. Compostering van afval van voedsel heeft het hoogste aandeel milieuschade door andere activiteiten dan verbranding van energie, zo'n 15 procent. Bij alle vormen van afvalverwijdering is de milieuschade door overige activiteiten binnen de sector zelf minder dan 3 procent van de totale milieuschade. Alleen voor zuivering van overig afvalwater is dat aandeel hoger, ruim 6 procent.

4.5 Onzekerheden met betrekking tot de berekende milieuschade

De berekeningen van de milieuschade zijn omgeven met veel onzekerheden. Deze hebben zowel betrekking op het bepalen van de fysieke omvang van de emissies via Exiobase, op de schade zelf die door de emissie van een stof wordt veroorzaakt, als op de waardering van de uiteindelijke schade (zie ook Vollebergh et al. 2014, 90-91). Wat betreft de met Exiobase ingeschatte *fysieke emissies* zijn hiervoor al de nodige onzekerheden aan bod gekomen (zie paragraaf 4.2.2). Bovendien betreft het hier data over 2007. Van de nodige emissies, zoals SO_x, NO_x en NMVOS, zijn de emissies voor dit jaar waarschijnlijk veel te hoog omdat de emissies sindsdien door beleidsmaatregelen nog flink zijn afgenomen. Een grondige analyse van de inschattingen van Exiobase laat zien dat soms sprake is van forse over- maar ook on-

derschattingen. Ook bij landgebruik is bijvoorbeeld relatief veel land toegekend aan grondstoffen en materialen.⁷⁴ De fysieke schade van afval lijkt voor de meeste landen erg laag ingeschat gezien het feit dat op veel plaatsen in de wereld geen sprake is van adequaat beheer.

Een gevoeligheidsberekening van de ingeschatte fysieke omvang van de schade in Nederland kan eenvoudig worden uitgevoerd via een vergelijking met de data zoals deze door de Emissieregistratie worden gerapporteerd over 2015. Op basis van deze vergelijking komen, niet verrassend, forse verschillen aan het licht. Dat geldt dus allereerst omdat in de tussenliggende periode sprake was van een forse afname van bepaalde emissies vanwege beleid. Maar deze analyse laat inderdaad eveneens forse onderschattingen zien, zoals bij de overige broeikasgassen, methaan, ammoniak en grove fractie fijnstof. Berekeningen op basis van de Emissieregistratie komen uit op een totale directe milieuschade door de productie in Nederland van ongeveer 28 miljard euro, hetgeen ruim een kwart lager is dan de met Exiobase berekende schade van 38 miljard euro.

Dit forse verschil laat zien dat de berekeningen in deze studie met de nodige voorzichtigheid moeten worden gehanteerd. Het ligt voor de hand dat inschattingen voor andere landen ook flink kunnen afwijken. Nadere studie moet duidelijk maken in hoeverre deze getallen voldoende representatief zijn. Voor het doel van deze studie is het echter voldoende om een indicatie te hebben van de aard van de schade en bij welke producten in welke fasen van het productieproces deze zich vooral voordoet.

Verder is hier ook de onzekerheid met betrekking tot de *waardering* van de milieuschade relevant. Dit geldt allereerst voor de onzekerheid met betrekking tot de *hoogte van de schaduwrijzen*. Voor de analyse in deze studie zijn de centrale waarden van de schaduwrijzen uit het Handboek Schaduwrijzen 2016 gebruikt (CE Delft 2017). Naast deze centrale waarden, die de best mogelijke schatting van de milieuschade weergeven, geeft het Handboek ook boven- en onderwaarden van deze prijzen zoals voorgeschreven voor maatschappelijke kosten-batenanalyses van overheidsbeleid (zie ook Appendix C). Voor de broeikasgassen is de bovenwaarde van de schaduwrijzen echter gelijk aan de centrale waarde. Daarom is hier als bovenwaarde de schaduwrijzen genomen die hoort bij het realiseren van een tweegraden-scenario (zie hiervoor Aalbers et al. 2016 en p. 40 en p. 108 in CE Delft 2017). De voor de gevoeligheidsanalyse gebruikte schaduwrijzen voor de ondergrens en de bovengrens zijn in tabel 4.9 weergegeven. De tabel geeft alleen schaduwrijzen voor Nederland, maar op eenzelfde manier als voor de centrale waarde (zie paragraaf 4.3), is ook de onder- en bovengrens voor de schaduwrijzen voor andere regio's bepaald.

De bovengrens van de schaduwrijzen blijkt voor alle broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen tussen de 50 en 65 procent hoger te liggen dan de centrale waarde. Samen met lood, waarvan de bovengrens ruim 10 procent boven de centrale waarde ligt, zijn dat de stoffen die voor het overgrote deel van de milieuschade zorgen. De variatie voor de ondergrenzen van de schaduwrijzen is groter. Voor de broeikasgassen is de schaduwrijzen maar een kwart van de centrale waarden maar voor de meeste andere stoffen tussen de 65 en 75 procent.

⁷⁴ Zoals al aangegeven in paragraaf 4.2.2 lijkt ook voor landgebruik de fysieke milieuschade in Exiobase voor de hier besproken producten aan de hoge kant te zijn omdat relatief veel landgebruik wordt toegekend aan producten die buiten de landbouw en bosbouw worden geproduceerd (zie verder Appendix D).

Tabel 4.9
Onder- en bovengrens van schaduw prijzen voor Nederland (euro 2015 per ton)

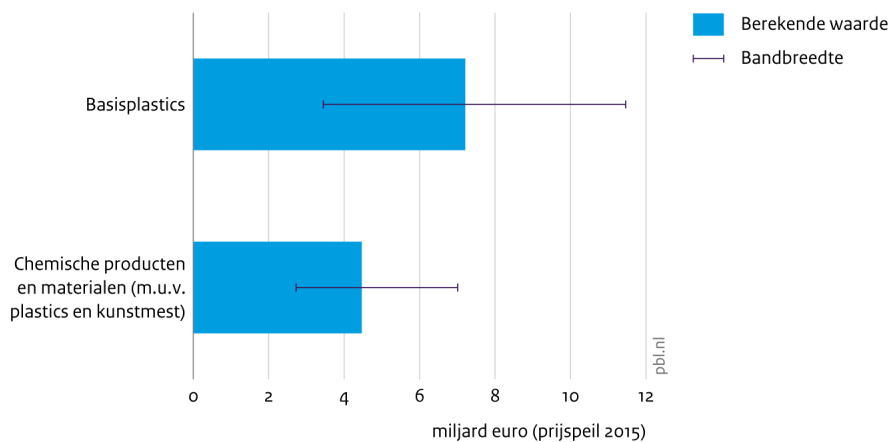
Stofnaam	Formule	Ondergrens	Centrale waarde	Bovengrens
<i>Broeikasgassen</i>				
Koolstofdioxide	CO ₂	14	57	93
Methaan	CH ₄	448	1.750	2.880
<i>Luchtverontreinigende stoffen</i>				
Zwavel dioxide	SO _x	17.740	24.930	38.730
Stikstofoxiden	NO _x	24.050	34.660	53.700
Ammoniak	NH ₃	19.700	30.530	48.810
Fijnere Fractie Fijnstof	PM _{2,5}	56.810	79.530	122.170
Fijner Fijnstof Verkeer	PM _{2,5} -verkeer	106.550	149.350	229.250
<i>Overige stoffen naar lucht</i>				
Koolstofmonoxide	CO	74	96	152
<i>Zware Metalen</i>				
Cadmium	Cd	798.000	1.159.000	1.831.000
Koper	Cu	1.150	4.200	8.250
<i>Stoffen naar water</i>				
Stikstof naar water	N	3.110	3.110	3.110
Fosfaat naar water	P	470	1.900	3.710

Bron: CE Delft (2017)

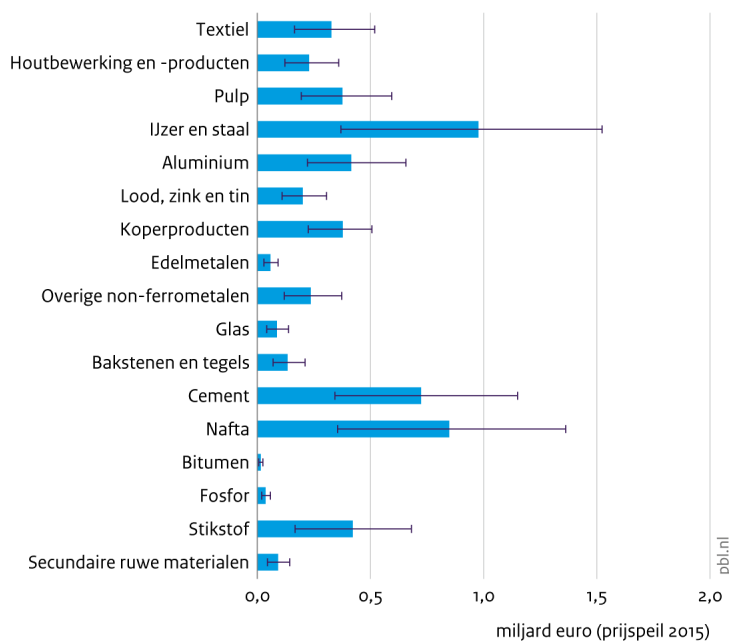
Figuur 4.9 geeft de bandbreedte van de eerder berekende milieuschade van de in Nederland gewonnen en verwerkte grondstoffen en materialen (zie figuur 4.5). Door de redelijk systematische afwijkingen van de boven- en ondergrens voor die emissies die de milieuschade domineren is het niet verrassend dat voor de meeste productgroepen geldt dat de bovengrens ook zo tussen de 50 en 65 procent hoger ligt. Het gaat dus wel degelijk om substantiële verschillen. Hoewel er ten aanzien van de ondergrenzen sprake is van meer variatie in de verschillen, is de afwijking van ondergrens voor de meeste materialen en grondstoffen toch ook ongeveer gelijk. De milieuschade voor de ondergrens is grosso modo ongeveer de helft van de centrale waarde. Alleen voor enkele materialen waarvan een relatief groot deel van de milieuschade veroorzaakt wordt door broeikasgassen, te weten ijzer en staal, stikstof, nafta en bitumen, ligt de ondergrens op ongeveer 40 procent van de centrale waarde, terwijl die voor koperproducten en overige chemische producten en materialen juist hoger ligt vanwege het relatief lage aandeel van de broeikasgassen en relatief hoge aandeel van zware metalen.

Een volgende factor die van belang is voor met name het bepalen van de ketenschade is de *waardering van emissies in het buitenland*. Zoals in paragraaf 4.3 aangegeven is het vaak aannemelijk dat de waardering van de schade door een kilo milieuvervuilende stof buiten Nederland lager ligt wanneer regio's buiten Nederland een lager inkomen hebben. Deze veronderstelling zou ook losgelaten kunnen worden, en als extreem geval kan worden verondersteld dat alle milieuschade gewaardeerd zou moeten worden tegen de schaduw prijzen die voor Nederland gelden. Dat heeft echter alleen effect op de milieuschade buiten Nederland en voor de niet-broeikasgassen omdat broeikasgasemissies in het buitenland al tegen dezelfde schaduw prijs worden gewaardeerd als de emissies in Nederland. Uniforme schaduw prijzen voor alle milieuschade zal dan ook voornamelijk leiden tot hogere milieuschade voor die materialen en grondstoffen waarvan een groot deel door andere stoffen dan broeikasgassen wordt veroorzaakt en die bovendien voor het grootste deel buiten Nederland worden geëmitteerd.

Figuur 4.9
Milieuschade van in Nederland geproduceerde materialen, 2007



Overige materialen

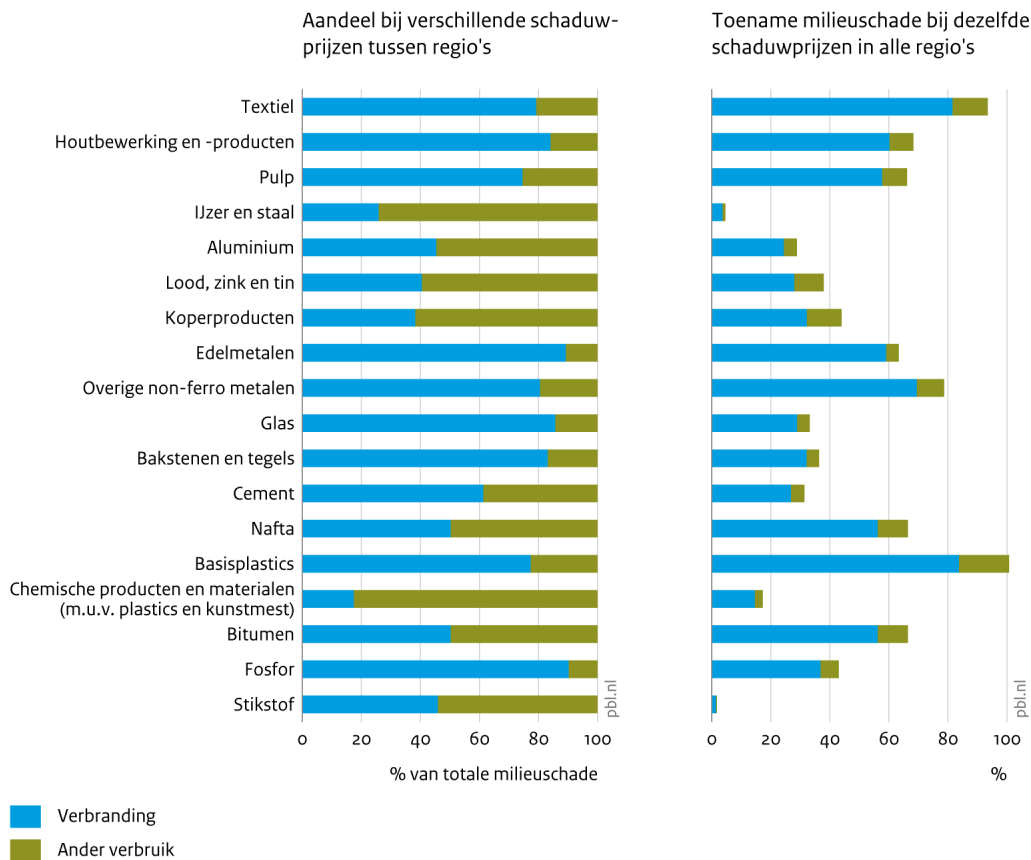


Bron: PBL

Dit blijkt ook uit figuur 4.10. Met name textiel, bewerkt hout en houtproducten, pulp, edelmetalen, overige non-ferrometalen en basisplastics laten een relatief grote toename van de milieuschade zien als de schaduwrijzen voor het buitenland gelijk worden gesteld aan die voor Nederland. Dat geldt overigens ook voor nafta en bitumen, waarvan een groot deel van de milieuschade in het buitenland wordt veroorzaakt door het broeikasgas methaan (waarvan de schaduwrijzen dus niet wijzigt), maar die ook nog relatief veel milieuschade door NO_x hebben. Die toename is juist gering voor milieuschade van materialen die vooral in Nederland plaatsvindt, zoals voor ijzer en staal en stikstof, en in iets mindere mate chemicaliën. Voor alle materialen en grondstoffen geldt verder dat de milieuschade door verbrandingsemissies procentueel meer toenemen dan de milieuschade door emissies vanwege ander verbruik, in het bijzonder bij nafta, bitumen en overige chemische producten en materialen.

Figuur 4.10

Effect op milieuschade van materialen door aanpassing schaduwrijzen buitenland, 2007



Bron: PBL

4.6 Conclusies

In dit hoofdstuk zijn indicatieve berekeningen gemaakt van de milieuschade die wordt veroorzaakt door de winning van grondstoffen, het vervaardigen van materialen, het produceren van eindproducten en het verwerken van afval. Hiervoor is gebruikt gemaakt van Exiobase, waarin 200 producten worden onderscheiden en waarmee de milieuschade voor de emissie van ruim dertig stoffen naar de lucht, voor stikstof en fosfor naar water, voor landgebruik en voor watergebruik bepaald kan worden. Deze milieuschade is in dit hoofdstuk vervolgens gewaardeerd met behulp van schaduwrijzen.

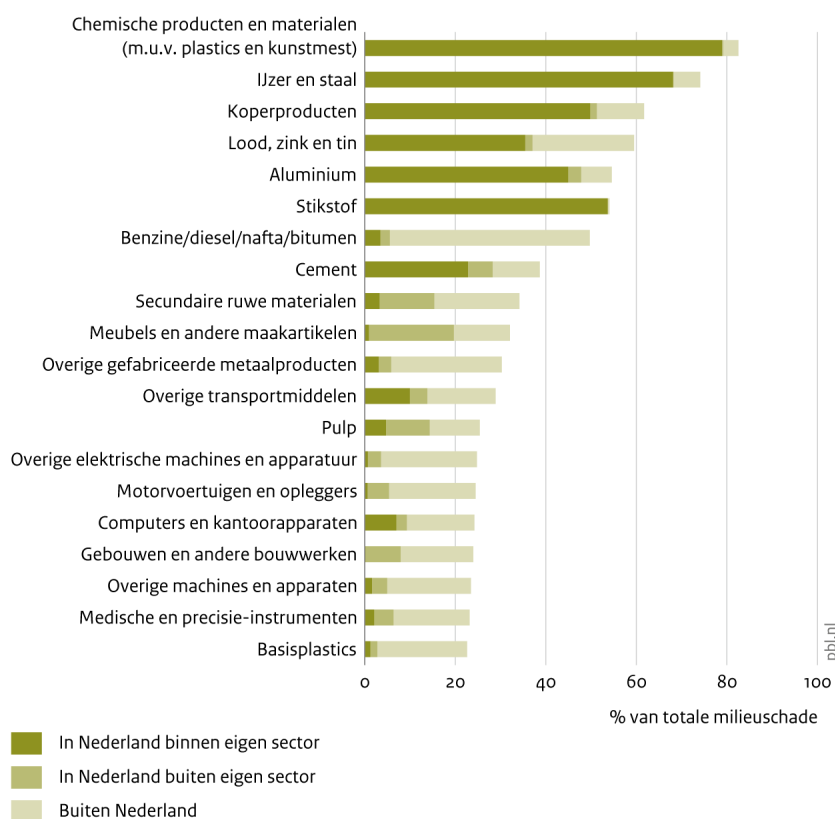
De totale met Exiobase berekende milieuschade door de emissie van stoffen, met name naar de lucht, is ruim 38 miljard euro voor de productie *in Nederland*. Deze inschatting staat gelijk aan ongeveer 3½ procent van de productiewaarde. De berekeningen bevestigen het vermoeden dat deze schade zich met name voordoet in fase 2 van de keten. Maar liefst 40 procent van de schade kan direct aan deze fase worden toegekend en daar komt nog een zeer substantieel deel van de schade bovenop door elektriciteit en verkeer, samen ook nog goed voor 51 procent van het totaal. Nadere studie moet duidelijk maken in hoeverre deze getallen voldoende representatief zijn. Voor het doel van deze studie is het echter voldoende om een indicatie te hebben van de aard van de schade en in welke fasen van het economisch proces deze zich vooral voordoet.

De met Exiobase berekende milieuschade wordt voor het overgrote deel veroorzaakt door emissies die behoren tot de broeikasgassen en luchtverontreinigende NEC-stoffen. Van de overige stoffen zorgt alleen lood bij een aantal materialen nog voor een substantieel aandeel in de milieuschade. In het algemeen valt daarbij op dat de milieuschade van luchtverontreinigende NEC-stoffen vaak minstens zo groot, zo niet groter is dan die van de broeikasgassen waarnaar momenteel vooral de aandacht uitgaat. Dit komt overeen met eerdere bevindingen rond de verbranding van (fossiele) energie in Nederland (zie Vollebergh et al. 2014).

Uit de berekeningen blijkt verder dat een groot deel van de milieuschade veroorzaakt wordt door verbrandingsemissies die vrijkomen bij energieverbruik. Voor eindproducten en afvalverwerking geldt dat nog veel meer dan voor productcategorieën grondstoffen en materialen. Bij een aantal materialen wordt echter een substantieel deel van de milieuschade veroorzaakt door overige, niet-energetische activiteiten. In figuur 4.11 staan de twintig materialen en producten met het grootste aandeel milieuschade dat niet door verbranding wordt veroorzaakt.

Figuur 4.11

Materialen en eindproducten met groot aandeel milieuschade anders dan door emissies van verbranding, 2007



Bron: PBL

Uit de figuur blijkt dat de productgroepen met het hoogste aandeel milieuschade door ander verbruik met name de energie-intensieve industrieën zijn, in het bijzonder de overige chemische producten en materialen, ijzer en staal, aluminium, koperproducten en lood-, tin- en zinkproducten en stikstof (kunstmestproductie). Dit zijn ook allemaal materialen waarvan het grootste deel van de milieuschade door ander activiteiten binnen de sector zélf wordt veroorzaakt. Alleen bij benzine, diesel, nafta en bitumen (die binnen Exiobase alle eenzelfde productietechnologie hebben) vindt een groot deel van de milieuschade door overige activiteiten

buiten Nederland plaats, namelijk bij de winning van aardolie. Na cement volgen enkele productcategorieën die bestaan uit vervaardiging van eindproducten en daarvan blijkt een veel kleiner deel van de milieuschade binnen de sector zélf plaats te vinden.

5 Belastingen op grondstoffen, materialen en afval in Nederland

In dit hoofdstuk beschrijven we de rol van belastingen op grondstoffen, materialen en afval in de belastingmix van Nederland en plaatsen deze waar relevant in een internationaal kader. We besteden vooral aandacht aan langetermijntrends tot nu toe en staan ook stil bij de milieubestemmingsheffingen zoals geheven door de lagere overheden. Behalve een schets van de ontwikkelingen in de opbrengst, komt de gekozen vormgeving aan de orde, dat wil zeggen de grondslag, het tarief en de vrijstellingen. In hoeverre worden grondstoffen, materialen en afval in Nederland belast, en als ze worden belast, tegen welk tarief? Daarbij besteden we ook aandacht aan de internationale context van deze specifieke belastingen. We bespreken allereerst de historische opbrengsten en geven een overzicht van de grondslagen en vrijstellingen van de verschillende belastingen en heffingen (paragraaf 5.1). Daarna gaan we meer in detail in op de grondslagen en tarieven van de belastingen op energie (paragraaf 5.2). We sluiten het hoofdstuk af met de (voornamelijk huidige) grondslagen en tarieven van de belastingen en heffingen gerelateerd aan materialen en producten (paragraaf 5.3) en aan afval (paragraaf 5.4).

5.1 Milieubelastingen en milieuheffingen op grondstoffen, materialen en afval

Voor een overzicht van de voor de circulaire economie relevante groene belastingen is het nuttig om een onderscheid te maken tussen belastingen en bestemmingsheffingen. Beide typen overheidsinkomsten zijn van belang en komen in beginsel bij zowel het Rijk als de decentrale overheden voor. Tabel 5.1 geeft voorbeelden van belastingen en heffingen die zowel decentraal (provincies, gemeenten, waterschappen) als op Rijksniveau worden geheven.

Voor *belastingen* gelden voor de (decentrale) overheid geen rechtstreekse prestaties tegenover burgers. Zo mag een provincie de opbrengsten van belastingen, zoals de opcenten motorrijtuigenbelasting en de precariobelasting, naar vrije keuze besteden. De belastingopbrengsten behoren dan dus tot de algemene middelen van de provincie. Anders dan bij belastingen vloeien de opbrengsten van *bestemmingsheffingen* niet in de algemene middelen, maar zijn die bestemd voor het dekken van specifieke kosten. De (geraamde) opbrengsten van bestemmingsheffingen mogen in het algemeen niet hoger zijn dan de (geraamde) kosten. Dat wil zeggen dat de bestemmingsheffingen tot maximaal 100 procent kostendekkend mogen zijn.

Voorbeelden van bestemmingsheffingen zijn de afvalstoffenheffing en de rioolheffing van gemeenten. Daarnaast is er de ex ante heffing Opslag Duurzame Energie die in 2013 is ingevoerd om de subsidieregeling Stimulering Duurzame Energie (SDE+) te financieren. Per

Tabel 5.1
Voorbeelden van belastingen en bestemmingsheffingen, decentraal en op Rijksniveau

	Belastingen	Bestemmingsheffingen
Rijk	Energiebelasting, afvalstoffenbelasting, belasting van personenauto's en motorrijwielen (bpm), motorrijtuigbelasting (mrb), accijns, verpakkingenbelasting ¹	Opslag Duurzame Energie (ten behoeve van SDE+), verwijderingsbijdrage ¹
Provincies, gemeenten, waterschappen	Opcenten mrb, onroerendezaakbelasting (ozb), toeristenbelasting, precariobelasting	Rioolheffing en riolrechten, afvalstoffenheffing en reinigingsrechten, watersysteemheffing, zuiveringsheffing

¹ De verpakkingenbelasting en de verwijderingsbijdrage zijn in het verleden overgegaan naar stichtingen die de zogeheten afvalbeheerbijdrage verpakkingen en de recyclingbijdrage innen (zie paragraaf 5.3).

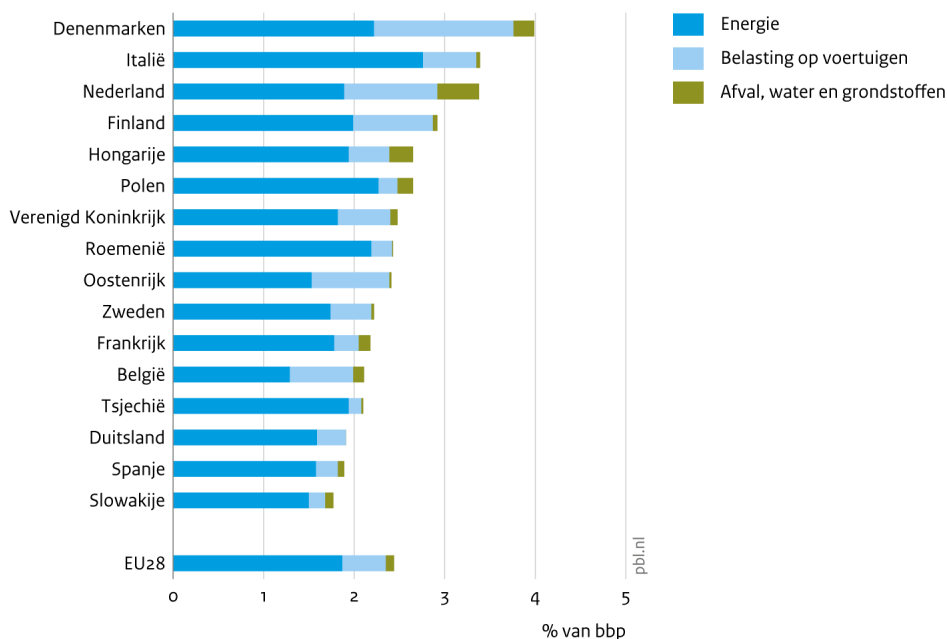
kabinetsperiode worden de uitgaven voor de Opslag Duurzame Energie ex ante vastgesteld: er is dus vooraf een koppeling tussen de uitgaven en de middelen bepaald. Ten slotte bestaat er nog een onderscheid tussen heffingen en retributies. Waar bestemmingsheffingen dienen om specifieke kosten te dekken, zijn retributies (ook wel rechten genoemd) betalingen die een (decentrale) overheid vordert voor een concrete door haar geleverde dienst. Deze contraprestatie kan bestaan uit een product of dienst. Voorbeelden hiervan zijn de riolrechten, oftewel de betalingen voor nieuwe aansluitingen op de riolering, en de reinigingsrechten, die nauw verwant zijn aan de afvalstoffenheffing maar alleen kunnen worden geheven als (voornamelijk) bedrijven daadwerkelijk gebruikmaken van de afvaldienstverlening (Ministerie van BZK 2010).

In een eerdere studie is de huidige milieubelastingstructuur in relatie tot de overige belastingen in Nederland al uitgebreid aan bod gekomen (zie Vollebergh et al. 2014: 28-52). Het gaat dan bijvoorbeeld om belastingen zoals accijns op minerale oliën en belastingen op voertuigen (zie ook Vollebergh et al. 2016). Daarnaast worden ook milieubestemmingsheffingen geheven waar wel duidelijk een tegenprestatie tegenover staat. Het gaat hier vooral om de waterverontreinigingsheffing in het kader van de Wet verontreiniging oppervlaktewater (Wvo), de rioolheffing (en riolrechten) en de afvalstoffenheffing (en reinigingsrechten). Deze heffingen vallen in principe onder de jurisdictie van de waterschappen en de lokale overheden. Ten slotte besteden we in deze paragraaf ook aandacht aan andere vanwege rijksbeleid ingestelde financiële instrumenten, zoals de verwijderingsbijdrage en de mineralenheffingen. Hierna bespreken we de opbrengsten van de milieubelastingen en milieubestemmingsheffingen afzonderlijk en in die volgorde.

5.1.1 Milieubelastingen van het Rijk

De opbrengsten van de belangrijkste Nederlandse milieubelastingen – vooral de energiebelasting, de accijns op minerale oliën en de andere belastingen op vervoer en verkeer – zijn in de periode 1987-2010 verviervoudigd, van ongeveer 5 miljard euro per jaar eind jaren tachtig tot circa 20 miljard euro in 2010 (zie Vollebergh et al. 2014: 32-34). Daarna zijn deze opbrengsten min of meer gestagneerd.

Figuur 5.1
Milieubelastingen naar heffingsgrondslag, 2015



Bron: Eurostat

Nederland is, met een aandeel van groene *belasting*ontvangsten in het totaal van de belastingopbrengsten van het Rijk, een van de koplopers in de OESO (zie ook Vollebergh et al. 2016).⁷⁵ De nadruk ligt daarbij, net als in de meeste landen, op belastingen op energie en voertuigen (zie figuur 5.1). Tegelijkertijd springt Nederland er ten opzichte van andere landen uit als het gaat om het relatief grote aandeel van belastingen (en heffingen) op andere grondslagen, in het bijzonder water en afval (zie ook OESO 2016 en paragraaf 5.4). Hierbij moet worden aangetekend dat Eurostat in het geval van Nederland een deel van de opbrengst van de zuiveringsheffing en rioolrechten toebedeelt aan de *nationale* belastingopbrengsten. Bovendien wordt de accijns op minerale oliën tot de categorie 'energie' gerekend.

Meer specifiek illustreert figuur 5.2 het relatieve aandeel van de verschillende grondslagen in het totaal van de groene belastingopbrengsten van het Rijk. De *energiebelasting* is hier weergegeven als de energiebelasting⁷⁶ inclusief de brandstoffenbelasting (op kolen) en de veilingopbrengst voor Nederland van het Europese emissiehandelssysteem (ETS). De aan mobiliteit gerelateerde belastingen zijn opgesplitst naar de *accijns op minerale oliën* en de verschillende *belastingen op voertuigen* (bpm, mrb inclusief de provinciale opcenten en de belasting zware motorrijtuigen).⁷⁷ De *belasting op materialen, afval en water* is een combinatie van de afvalstoffenbelasting en de leidingwater- en grondwaterbelasting en de verpakkingenbelasting.⁷⁸ De figuur laat zien dat het aandeel van de milieubelastingen dat aan grondstoffen, materialen, afval en water is gerelateerd, nooit hoger is geweest dan ongeveer 3 procent van het totaal aan milieubelastingen. In 2015 is het aandeel van afval en water slechts 1,7 procent en bestaan er geen belastingen meer die zijn gerelateerd aan (niet-energetisch toegepaste) grondstoffen, materialen of producten. Ondanks een toename in het

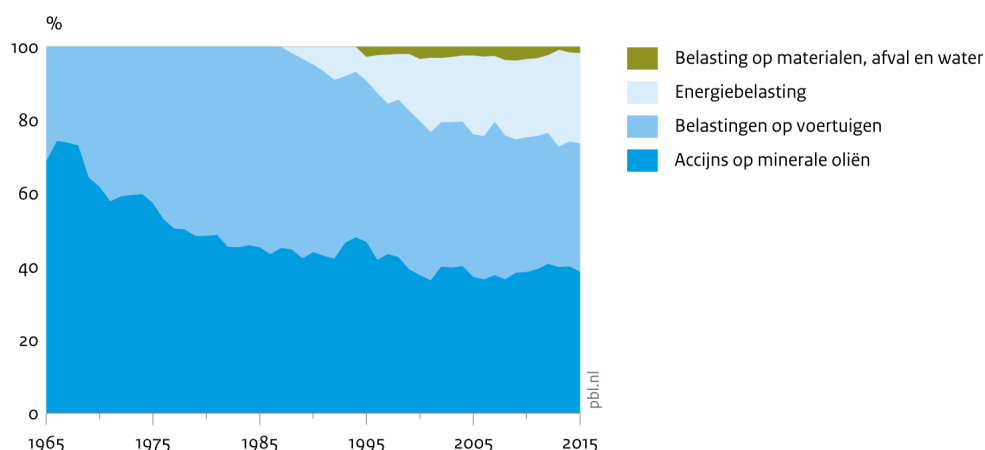
⁷⁵ Figuur 5.1 geeft een globaal beeld van de verdeling over verschillende omringende EU-landen. Zo hebben Griekenland, Kroatië, Slovenië en Servië een hoger aandeel dan Nederland.

⁷⁶ De energiebelasting is hier, zoals gebruikelijk, inclusief de opslag duurzame energie onder milieubelastingen ten behoeve van de algemene middelen meegenomen.

⁷⁷ In tegenstelling tot figuur 5.1 is hier de accijns op minerale oliën niet als belasting op energie aange-merkt, maar afzonderlijk weergegeven.

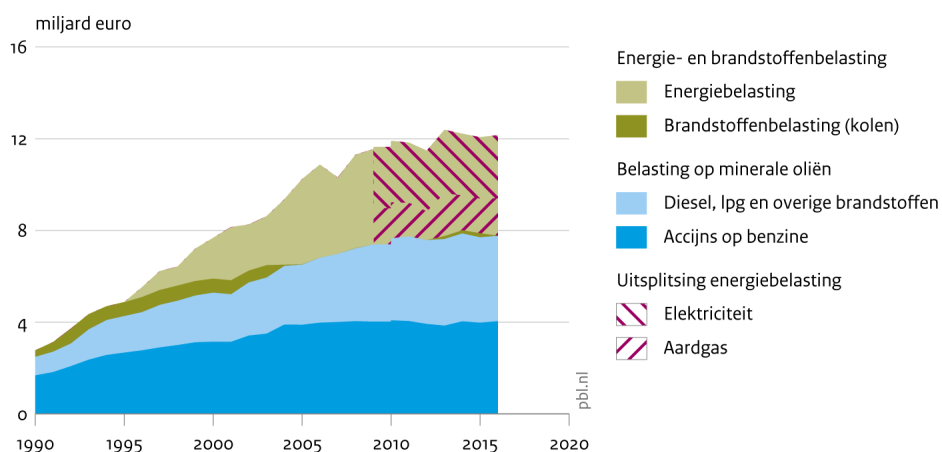
⁷⁸ In figuur 5.2 is de Nederlandse indeling van het CBS gevolgd en zijn de zuiveringsheffing en de rioolrechten dus in tegenstelling tot Eurostat niet tot de nationale belastingopbrengsten gerekend.

Figuur 5.2
Groene belastingen



Bron: CBS

Figuur 5.3
Belastingopbrengst uit verbranding van energie



Bron: CBS; Financieel jaarverslag van het Rijk 2014; Miljoenennota 2016; bewerking PBL

aandeel van aan energie gerelateerde belastingen (24,7 procent in 2015), blijven de accijns op minerale oliën en de belastingen op voertuigen, met een gezamenlijk aandeel van 73,6 procent in 2015, de milieubelastingen domineren.⁷⁹

Duidelijk is dat de accijns op minerale oliën en de energiebelasting qua opbrengst relatief belangrijk zijn. In twee eerdere PBL-rapporten is al diep ingegaan op beide belastingen (zie Vollebergh et al. 2014; 2016). We beperken ons daarom hier tot de voor deze studie belangrijkste observaties. Figuur 5.3 toont de ontwikkeling van de opbrengst van beide belastingen afzonderlijk in nominale termen. De accijnzen belasten vooral de verbranding van oliederivaten van diesel en benzine die worden toegepast in het wegverkeer (zie Vollebergh et al. 2014). Sinds 2010 zijn de opbrengsten min of meer gelijk gebleven door de stabilisatie van

⁷⁹ De vliegbelasting valt overigens buiten de bovenstaande categorieën. De opbrengst hiervan is niet alleen beperkt geweest, maar ook zeer tijdelijk.

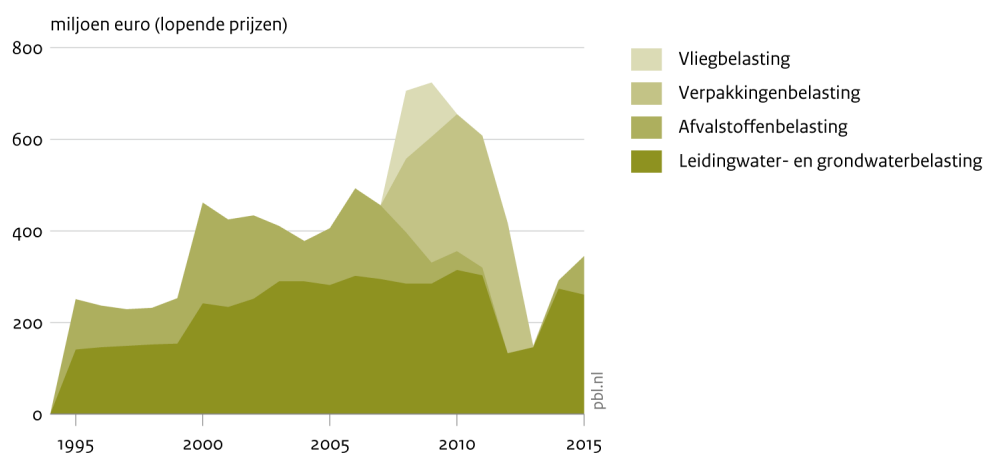
de verkeersvolumes en het zuiniger worden van het autopark, waardoor de brandstofverkoop zijn afgenomen. Via deze accijns is de verbranding van energetische eindproducten in het vervoersdomein al aan belasting onderhevig, en daarmee impliciet ook broeikasgassen en luchtverontreinigende emissies.

Energieverbruik voor verwarming en kracht (en niet toegepast als motorbrandstof) wordt in Nederland belast sinds de invoering van de zogenoemde brandstoffenbelasting in 1988. Deze belasting had betrekking op alle fossiele brandstoffen, waaronder kolen en zware stookolie. In 1996 is daar de (regulerende) energiebelasting op aardgas en elektriciteit bij gekomen, die later de brandstoffenbelasting heeft vervangen, met uitzondering van de belasting op kolen. Daar waar bij de belasting op aardgas dus de verbranding direct wordt belast (en daarmee de emissies indirect), gebeurt dat bij de belasting op elektriciteit zeer indirect aangezien niet de verbranding bij opwekking wordt belast, maar de output in de vorm van elektriciteit. In deze vormgeving is geen onderscheid gemaakt naar opwekkingsmethode en worden groen- en grijs-opgewekte stroom gelijk behandeld (zie ook Vollebergh, 2014).

Ook de opbrengsten van deze belastingen zijn in de afgelopen decennia sterk toegenomen. Vooral in de eerste jaren nadat de (regulerende) energiebelasting werd ingevoerd stegen de opbrengsten fors. Was de grondslag bij de brandstoffenbelasting nog vooral de fossiele brandstof die wordt gebruikt als input voor verwarming en kracht in het energiesysteem, met de introductie van de (regulerende) energiebelasting in 1996 en later met de richtlijn van de Europese Commissie in 2003 verschoof de grondslag naar de outputs van het energiesysteem, oftewel het eindverbruik in de vorm van aardgas en elektriciteit voor verwarming en kracht. Van de opbrengsten was in 2014 ongeveer 35 procent afkomstig van het verbruik van aardgas, 62 procent van het verbruik van elektriciteit en 3 procent van het verbruik van kolen. Kolen die worden gebruikt voor de productie van elektriciteit, zijn lange tijd niet belast geweest. Deze vrijstelling verviel in 2013, maar is in 2016 weer geïntroduceerd.

Figuur 5.4 geeft de langetermijnopbrengsten van de milieubelastingen op materialen, afval en water weer. De leidingwater- en grondwaterbelasting alsmede de afvalstoffen- en de verpakkingenbelasting bereikten samen een opbrengst van 655 miljoen euro op het hoogtepunt in 2010. Ter vergelijking: de totale opbrengst van de milieubelastingen bedroeg in 2010 19,9 miljard euro. De forse daling van de opbrengsten van de leidingwater- en grondwaterbelasting in 2012 is te wijten aan het besluit om deze twee belastingen op water af te schaffen.

Figuur 5.4
Belasting op materialen, afval en water



Bron: CBS

De grondwaterbelasting werd in 2012 inderdaad afgeschaft, maar de leidingwaterbelasting werd in stand gehouden nadat de Tweede Kamer een groot deel van de plannen van het kabinet-Rutte I had geschrappt. De erop volgende opbrengststijging werd veroorzaakt door een verdubbeling van de leidingwaterbelastingtarieven in 2014.

De afvalstoffenbelasting voor stortplaatsen en afvalverbrandingsinstallaties is in 1995 geïntroduceerd. De toename van de opbrengst van de afvalstoffenbelasting in 2000 kan worden verklaard door de wijziging van de tariefstructuur in 2000, die gepaard ging met een forse verhoging van het reguliere tarief. Vervolgens nam de opbrengst in de periode 2002-2004 flink af vanwege de uitvoer van afvalstoffen naar Duitsland. Aangezien Duitsland medio 2005 een stortverbod invoerde, en er in Nederland op dat moment nog onvoldoende afvalverbrandingscapaciteit was, kwam het voor verbranding geschikte afval in die periode ook op de stortplaats terecht. Hierdoor nam de opbrengst in de periode 2005-2006 weer toe. Omdat de afvalstoffenbelasting toen alleen gold voor gestort afval, leidden de capaciteitsuitbreidingen van afvalverbrandingsinstallaties in Nederland vanaf 2007 geleidelijk tot een afname van de opbrengsten en uiteindelijk tot afschaffing ervan in 2012. In 2014-2015 werd de afvalstoffenbelasting echter geïntroduceerd, voor het afval dat wordt aangeboden om te storten of te verbranden.

Tot slot bestond er tussen 2008 en 2012 op rijksniveau een verpakkingenbelasting. Het afschaffen ervan maakte onderdeel uit van de fiscale vereenvoudigingsagenda waardoor ook de afvalstoffenbelasting en de grondwaterbelasting sneuvelden. Met ingang van 2013 is de verpakkingenbelasting afgeschaft en overgegaan in de zogeheten afvalbeheerbijdrage verpakkingen die wordt geïnd door de stichting Afvalfonds Verpakkingen. Aangezien dit sinds 2013 dus geen rijksopbrengsten meer zijn, worden ze in de figuur ook niet meegenomen (zie paragraaf 5.4 voor details).

5.1.2 Milieubestemmingsheffingen

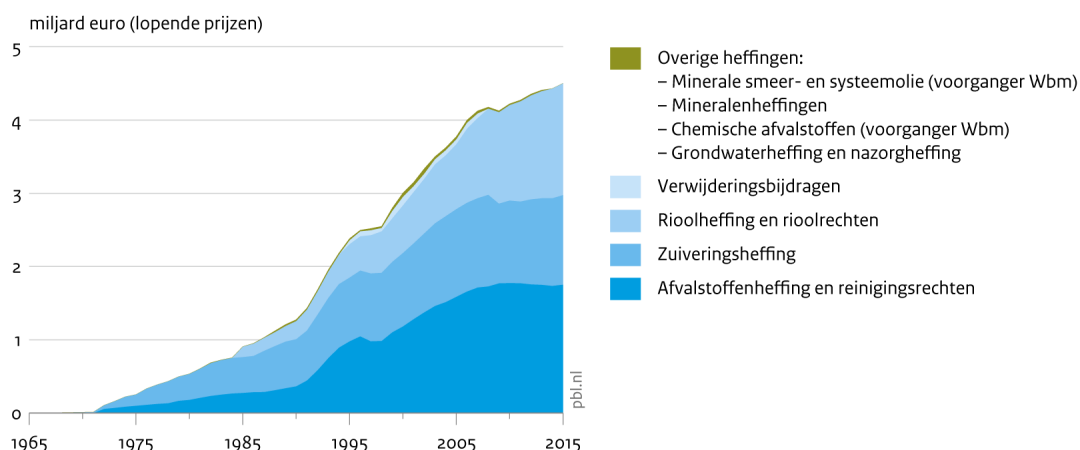
Behalve dat de milieubelastingen voor het Rijk relevant zijn, is het voor een analyse van de inzet van grondstoffen, materialen, producten en afval in relatie tot milieuschade onvermijdelijk om ook de (decentrale) milieubestemmingsheffingen mee te nemen. Vanuit de optiek van de Pigouviaanse belasting (zie hoofdstuk 2) zijn immers alle (indirecte) belastingen en heffingen op milieuschade relevant voor de maatschappelijke welvaart.

In figuur 5.5 zijn de historische opbrengsten van de belangrijkste milieubestemmingsheffingen (en de verwijderingsbijdragen) op producten, afval en water weergegeven.⁸⁰ Deze instrumenten bereikten in 2015 samen een opbrengst van 4,6 miljard euro, oftewel fors meer dan de milieubelastingen die zijn gerelateerd aan materialen, afval en water (zie figuur 5.4). De afvalstoffenheffing en het reinigingsrecht zijn bedoeld ter dekking van de kosten die gemeenten maken voor de inzameling en verwerking van huishoudelijk en bedrijfsafval. De opbrengst van dit instrument bedroeg in 1995 ongeveer 980 miljoen euro, en loopt gestaag op naar 1,75 miljard in 2015. De zuiveringsheffing wordt door de waterschappen gebruikt om

⁸⁰ Een aantal kleinere waterschapsheffingen zijn niet opgenomen in deze figuur, in het bijzonder de heffing wegenbeheer (36 miljoen euro in 2015), de verontreinigingsheffing (9 miljoen euro in 2015) en de niet-taakgebonden heffing (11 miljoen in 2014). De watersysteemheffing (1,38 miljard euro in 2015) wordt evenmin meegenomen, omdat deze niet direct is gerelateerd aan de productie of consumptie van grondstoffen, materialen of producten. Dit betreft een heffing die de waterschappen innen ten behoeve van bescherming tegen wateroverlast. Met het beheren van het waterpeil zorgen waterschappen voor goede aan- en afvoer van het oppervlaktewater om wateroverlast en verdroging tegen te gaan. De waterschappen bewaken ook de dijken langs rivieren en (rand)meren. Ten slotte zijn drie voorgangers van de Wet belasting op milieugrondslag (Wbm) niet meegenomen vanwege de lage en tijdelijke opbrengsten, namelijk de heffingen op luchtverontreiniging, wegverkeerslawaaï en industrielawaaï. Ook de geluidsheffing burgerluchtvaart wordt niet besproken.

Figuur 5.5

Opbrengsten uit milieubestemmingsheffingen op producten, afval en water



Bron: CBS

de kosten voor het zuiveren van afvalwater in zuiveringsinstallaties te dekken. Alle huishoudens en bedrijven die afvalwater lozen op het riool betalen de zuiveringsheffing. In 1975 bedroeg de opbrengst nog 154 miljoen euro, maar in 2015 was deze gestegen naar 1,2 miljard euro. De derde grote opbrengstreeks in deze figuur is de gemeentelijke rioolheffing (en rioolrechten), die in 2015 een opbrengst van 1,5 miljard euro genereerde. Aangezien de opbrengsten van bestemmingsheffingen in het algemeen niet hoger mogen zijn dan de kosten, oftewel maximaal 100 procent kostendekkend mogen zijn, kan hieruit worden opgemaakt dat de kosten die gemeenten en waterschappen maken voor het afval- en waterbeheer door de jaren heen flink zijn gestegen.

De overige heffingen in deze figuur zijn de provinciale grondwaterheffing en nazorgheffing (die aan onttrekkers van grondwater en stortplaatsen in rekening worden gebracht), twee voorgangers van de Wet op belasting milieugrondslag (Wbm), namelijk de heffingen op chemische afvalstoffen en minerale smeer- en systeemolie, en, tot slot, de verwijderingsbijdragen. De verwijderingsbijdragen werden in 1995 ingevoerd als ondersteunende regelgeving voor milieuvriendelijke verwijdering van verschillende categorieën afvalstoffen (autowrakken, batterijen en huishoudelijke apparaten).

Tevens bestonden er verwijderingsbijdragen voor land- en tuinbouwfolie (1999-2003) en oud papier en karton (alleen in 1999). In 2011 verdwenen de verwijderingsbijdragen op beeld- en geluidsapparatuur, bruingoed (onder andere televisies en cd-spelers), klein witgoed (kleine huishoudelijke apparaten) en energiezuinige verlichting (spaarlampen en tl-buizen) en vervolgens in 2013 voor koel- en vriesapparatuur en overig groot witgoed (zoals wasmachines). Met ingang van 2013 verdwenen deze verwijderingsbijdragen op rijksniveau en werden ze vervangen door recyclingbijdragen. De verwijderingsbijdragen behaalden op het hoogtepunt in 2010 een opbrengst van 117 miljoen euro. De laatste reeks in figuur 5.5 is de opbrengst van de mineralenheffingen. Die bedroeg in 1988, bij de introductie, 11 miljoen euro; jaarlijks is er nooit meer dan 19 miljoen euro opgehaald bij melkveehouders. Per 1 januari 2006 zijn de regulerende mineralenheffingen afgeschaft en is een stelsel van gebruiksnormen ingevoerd.

5.1.3 Overzicht

De voor deze studie meest relevante milieubelastingen en -heffingen zijn samengevat in tabel 5.2.⁸¹ In de volgende paragrafen komen de grondslagen, vrijstellingen en tarieven van deze verschillende belastingen en heffingen uitgebreid aan bod.

De specifieke kenmerken van de belastingen in het energiedomein (energiebelasting, belasting op kolen, accijns op minerale oliën, belastingen op voertuigen) zijn al uitgebreid besproken in Vollebergh (2014) en Vollebergh et al. (2014; 2016) en komen hierna slechts kort ter sprake in paragraaf 5.2, in het bijzonder de fiscale behandeling van het energetische versus het niet-energetische verbruik. Verder zijn nog de belastingen op consumptie en op voertuigen van belang, in het bijzonder de btw, bpm en mrb, welke in relatie tot de milieuproblematiek zijn besproken in Vollebergh et al. (2016). Tot slot komen de belastingen en heffingen op grondstoffen, materialen, en afval aan bod in paragraaf 5.3 (materialen en producten) en paragraaf 5.4 (afval).

5.2 Grondslagen en tarieven belastingen op energie

Voor deze studie is vooral de fiscale behandeling van het energetische en niet-energetische verbruik van grondstoffen van belang. In dit domein gaat het om de fossiele brandstoffen aardolie, kolen en aardgas (zie ook tekstkader 3.3). Zoals hiervoor bleek, wordt er in Nederland belasting geheven op de verbranding van *aardgas*, de consumptie van *elektriciteit* en *minerale oliën* (zie ook Vollebergh et al. 2016). De precieze keuze van de structuur bepaalt welke bijdrage deze belastingen hebben bij het beprijzen van de milieuschade (Vollebergh 2014; Vollebergh et al. 2014).

Was de grondslag bij de brandstoffenbelasting nog vooral de fossiele brandstof die wordt gebruikt als input voor verwarming en kracht in het energiesysteem, met de introductie van de (regulerende) energiebelasting in 1996 en later met de richtlijn van de Europese Commissie in 2003 verschoof de grondslag naar de *outputs* van het energiesysteem, oftewel het eindverbruik in de vorm van aardgas en elektriciteit voor verwarming en kracht. Zodoende wordt nu eigenlijk alleen het energetische verbruik van aardolieproducten voor verbrandingsdoeleinden belast via de accijns op minerale oliën en van aardgas voor verwarmingsdoeleinden via de energiebelasting. Daarvan is ook een fors deel vrijgesteld, en al het niet-energetische verbruik is hoe dan ook vrijgesteld (zie ook tabel 5.2).

Meer in detail valt op dat *aardolie* alleen wordt belast via de consumptie van de afgeleide brandstoffen, dat wil zeggen de brandstoffen die ontstaan na het raffinageproces. Deze brandstoffen vinden vooral hun weg als motorbrandstoffen in het verkeer en in beperkte mate voor verwarming. De accijns is echter in beide toepassingen gelijk. Ruwe olie wordt niet belast, evenmin als de emissies die bij het raffinageproces vrijkomen. Dit is het gevolg van het niet belasten van het eigen verbruik van minerale oliën voor de productie van energieproducten (raffinaderijvrijstelling). Wel vallen de CO₂-emissies bij raffinage onder het Europese emissiehandelssysteem (ETS). Verder geldt voor olieproducten een vrijstelling op het niet-energetische verbruik en een gedeeltelijke accijnsteruggaafregeling voor het verbruik van lpg voor verwarming in de glastuinbouw (tevens wordt hier het lage btw-tarief toegepast).

⁸¹ De watersysteemheffing en de vijf voorgangers van de WABM zijn hier niet meegenomen. Zie het *Handboek Milieubelastingen 2017* voor meer details (Belastingdienst 2017).

Tabel 5.2**Overzicht van belastingen en heffingen op energie, grondstoffen, materialen, producten, en afval in Nederland**

Naam	Heffing door	Belastingplichtige	Grondslag	Vrijstellingen
Accijns op minerale oliën	Rijk	Tankstations	1 liter motorbrandstof	Commerciële scheepvaart, visserij en luchtvaart
Energiebelasting	Rijk	Huishoudens en bedrijven	Verbruik kWh elektriciteit, verbranding m ³ aardgas	Elektriciteit en aardgas voor WKK, energiegebruik als <i>feedstock</i> (chemische reductie, elektrolytische en metallurgische procedés, aardgas als grondstof voor de productie van kunstmest, methanol of waterstof), salderingsregeling, verschillende teruggaafregelingen
Kolenbelasting (brandstoffenbelasting)	Rijk	Bedrijven	1.000 kg steenkool, cokes en soorten bruinkool	Opwekken van elektriciteit, duaal gebruik, gebruik als <i>feedstock</i> , doorvoer van kolen
Mineralen-heffingen ¹	Rijk	Veehouderij	Fosfaat- en stikstofgehalten per kg dierlijke en overige organische meststoffen	Vrijstelling kleine bedrijven, tuinbouwbedrijven en tuincentra
Verpakkingenbelasting ¹	Rijk	Bedrijven (importeurs en verpakkers)	1 kg, verschillende tarieven materiaal-soorten (papier, hout, metaal, enzovoort)	Tot 15.000 kg, werd later verhoogd naar 50.000 kg; teruggaafregeling voor buitenlandse ondernemers (bij doorvoer via Nederland)
Verwijderingsbijdragen ¹	Rijk	Bedrijven (producenten en importeurs)	Auto's, batterijen, diverse huishoudelijke apparaten, land- en tuinbouwfolie en oud papier en karton	Aanschaf klassieke auto (25 jaar of ouder) en zelf importeren uit het buitenland
Afvalstoffenbelasting	Rijk	Afvalsector (AVI's en stortplaatsen)	1.000 kg afval na scheiding	Baggerspecie, verbranding in aparte biomassa-energiecentrales, verbranding zuiveringsslib Verder blijft buiten de grondslag de verbranding van afvalstoffen die niet in Nederland zijn ontstaan, meestook biomassa kolencentrales, verbranden secundaire brandstoffen cementindustrie
Afvalstoffenheffing en reinigingsrechten	Ge-meente	Huishoudens en bedrijven	Verschilt per gemeente: Vast bedrag perceel /bedrijf (eigenaar), bedrag naar aantal personen, aantal en gewicht containers, enzovoort	Verschilt per gemeente: ontheffing reinigingsrecht voor bedrijven die contract hebben bij erkende afvalinzamelaar, (gedeeltelijke) kwijtscheldingsregelingen afvalstoffenheffing voor huishoudens met een laag inkomen

¹ Deze belasting of heffing is in het verleden afgeschaft (zie hierboven). De verpakkingenbelasting en de verwijderingsbijdrage zijn overgaan naar stichtingen die de zogeheten afvalbeheerbijdrage en de recyclingbijdrage innen (zie ook paragraaf 5.3).

Het verbruik van *kolen* wordt in principe alleen belast bij verbrandingsprocessen. Duaal verbruik, zoals in de ijzer- en staalindustrie, en ander verbruik dan als brandstof zijn vrijgesteld en deze typen verbruik vallen evenmin onder het ETS. Toepassing van kolen bij de elektriciteitsproductie werd tussen 2013 en 2016 belast. Kolencentrales betalen via het ETS echter wel nog steeds voor de bij verbranding vrijkomende broeikasgassen.

Verbranding van *aardgas* wordt over de volle breedte belast, zij het tegen een degressief tarief (voor details zie Vollebergh et al. 2016): hoe groter het verbruik, hoe lager het marginale tarief. Hierdoor is de marginale belastingdruk op het verbruik van aardgas vooral voor kleinverbruikers hoog en voor grootverbruikers laag. Het niet-energetische verbruik is vrijgesteld van energiebelasting. In de chemische en kunstmestindustrie is het niet-energetische verbruik het grootst. De vrijstelling geldt ook voor aardgas dat wordt gebruikt als additief of als vulstof in producten die direct of indirect zijn bestemd voor verbruik. Zo is aardgas dat wordt toegevoegd aan waterstof vrijgesteld, maar het mengsel aardgas-waterstof (het vervangende product) wordt wel belast. Verder bestaat er sinds dit jaar een vrijstelling voor aardgas dat wordt gebruikt voor mineralogische en metallurgische procedés. Als mineralogische procedés worden aangemerkt de vervaardiging van glas en glaswerk, keramische producten, cement, kalk of gips, kalkzandsteen of cellenbeton en steenwol. Als metallurgische procedés worden aangemerkt de vervaardiging van metalen in primaire vorm, smeden, persen, stampen en profielwalsen van metaal, en oppervlaktebehandeling bestaande uit harden of warmtebehandeling van metalen. Het aandeel van het gebruik van aardgas dat niet wordt belast schommelde tussen 1995 en 2014 tussen de 15 en 20 procent.

Ook het verbruik van *elektriciteit* wordt in Nederland dus belast, zij het – net als aardgas – tegen een degressief tarief. Wel zijn er enkele vrijstellingen om de energieopwekking uit niet-fossiele bronnen (zon en wind op land) door klein- en middenverbruikers te stimuleren. Ook bestaat er een regeling die het verbruik van aardgas in installaties voor warmte-krachtkoppeling (wkk) vrijstelt, alsook het eigen verbruik van elektriciteit opgewekt door wkk-producten. Bij wkk zijn er vrijstellingen, omdat het tegelijkertijd produceren van warmte en elektriciteit via wkk een efficiënt gebruik van aardgas is. Wel blijft daardoor uiteindelijk de warmtetoepassing zelf onbelast. Verder bestaat er een teruggaafregeling voor energie-intensieve bedrijven voor dat deel van het elektriciteitsverbruik dat uitkomt boven 10 miljoen kilowattuur. Deze teruggaaf wordt verleend voor zover het gemiddelde belastingtarief niet lager uitvalt dan 0,05 eurocent per kilowattuur.

Verder bestaat er een vrijstelling voor elektriciteit die wordt gebruikt voor chemische reductie, elektrolytische en metallurgische procedés. Tot slot gelden er ook voor de opwekking van elektriciteit vrijstellingen. In het bijzonder voor aardgas en kolen in installaties met een elektrisch rendement van meer dan 30 procent. Het aardgasverbruik in wkk-installaties is vrijgesteld, zowel voor de productie van warmte als voor de productie van elektriciteit (voor eigen gebruik en voor derden).

Tabel 5.3
Grondslag belastingen op energie in relatie tot energieverbruikssaldo in Nederland in 2015

Fossiele energiedrager	Energetisch gebruik			Niet-energetisch gebruik (inclusief duaal verbruik)			Totaal	
	PJ	% Totaal Finaal gebruik	% Grondslag belast	PJ	% Totaal Finaal gebruik	% Grondslag belast	PJ	Belast deel
Aardolie	715	61%	64%	459	39%	0%	1.174	459
Aardgas	1.094	92%	66%	92	8%	0%	1.186	725
Kolen	394	85%	24%	67	15%	0%	461	96
Hernieuwbaar	144	99%	18%	1	1%	0%	145	26
Kernenergie	39	99%	23%	0	1%	0%	39	9
Overig	70	99%	40%	1	1%	0%	71	28
Totaal	2.456	80%	53%	619	20%	0%	3.076	1.344

Bron: CBS (gebruik) en eigen inschatting PBL (dual gebruik en percentage grondslag belasting)

Tabel 5.3 geeft een schatting van de feitelijk in de belastinggrondslag betrokken inzet van fossiele energie via de huidige belastingen op energie. Daarbij is een inschatting gemaakt van het duaal verbruik en vervolgens toegevoegd aan het niet-energetisch verbruik in 2015.⁸² Bij deze berekeningen zijn enkele uitgangspunten gehanteerd:

- Van aardolie is al het verbruik van afgeleide producten belast, zoals benzine, lpg en diesel door verkeer in Nederland en de inzet ten behoeve van verwarming (zoals zware stookolie, kerosine enzovoort). Verder is het eigen verbruik door raffinaderijen voor de productie van minerale oliën niet belast, alsmede specifieke toepassingen, zoals gebruik van kerosine in vliegtuigen. Van aardgas is in de tabel alleen het finaal verbruik als belast opgenomen, waarbij rekening is gehouden met vrijstellingen voor mineralogische en metallurgische procedés. Het eigen verbruik van de energiesector (waar de raffinaderijen toe behoren) is als onbelast verondersteld.
- Aardgas, kolen en olie die worden gebruikt voor elektriciteitsopwekking zijn vrijgesteld van belasting. Omdat elektriciteit (als output) echter zelf wél wordt belast, zijn bij aardgas en kolen de omzettingsverliezen als niet belast aangemerkt, maar de rest, die als elektriciteit wordt verkocht, wel. Daarbij is rekening gehouden met vrijstellingen.
- Voor andere brandstoffen die bij elektriciteitsopwekking worden gebruikt (een klein deel van de aardolie, hernieuwbaar, kernenergie en overig) en voor wkk is dezelfde redenering gevolgd.

Uit de tabel valt af te leiden dat niet-energetisch en duaal verbruik van fossiele energiedragers volledig is vrijgesteld. Het gaat daarbij om 619 petajoule oftewel 20 procent van het totale verbruik. Naar schatting wordt uiteindelijk zo'n 1.344 petajoule in beginsel direct in de belastinggrondslag betrokken. Dit komt neer op zo'n 44 procent van de totale potentiële grondslag.

⁸² Zoals uiteengezet in hoofdstuk 3 (zie tekstkader 3.1 en 3.2) geeft het CBS momenteel geen aparte data meer weer voor duaal verbruik. Daarom is hier een inschatting gemaakt op basis van de Energiebalansen 2011 en 2013 met de oude definities van het niet-energetische verbruik. Voor het bepalen van het duale energieverbruik is bij ijzer- en staal gebruikgemaakt van het omzettingssaldo bij kolen, en bij de overige anorganische chemie van het omzettingssaldo voor aardolie. Daarnaast is een inschatting gemaakt van elektriciteitsgebruik voor het maken van aluminium en elektrolyse bij overige anorganische chemie. In totaal gaat het in 2015 naar schatting om 77 petajoule. Het niet-energetische verbruik is hier dus inclusief het duale verbruik van energie, terwijl in tekstkader 3.3 het duale verbruik is ondergebracht bij het energetische verbruik, conform de nieuwe definitie van het CBS van niet-energetisch verbruik.

5.3 Grondslagen en tarieven belastingen en heffingen op specifieke producten

In Nederland is in het verleden diverse keren belasting geheven op specifieke materialen en producten (zie figuur 5.2 en 5.3). Zo bestonden er op rijksniveau kortstondig kleine heffingen op minerale smeer- en systeemolie (1980-1988) en op chemische afvalstoffen (1982-1988), beide op basis van de Wet chemische afvalstoffen. De heffingen waren voorgangers van de latere belastingen op basis van de Wet belastingen op milieugrondslag (Wbm). De heffingsplichtigen waren degenen die minerale smeer- of systeemolie vervaardigden, invoerden of gebruikten en degenen die chemische afvalstoffen bewerkten, verwerkten, vernietigden of zich op één of andere manier van de chemische afvalstoffen ontdeden, bijvoorbeeld door het lozen op zee.

Zoals eerder besproken, werden er vanaf 1995 ook verwijderingsbijdragen ingevoerd als ondersteunende regelgeving voor de milieuvriendelijke verwijdering van verschillende categorieën afvalstoffen en bestonden er kortstondig verwijderingsbijdragen voor land- en tuinbouwfolie en oud papier en karton (zie ook paragraaf 5.1.2). Uiteindelijk zijn alle verwijderingsbijdragen op rijksniveau verdwenen in 2013. Tegenwoordig worden er in de plaats hiervan zogeheten recyclingbijdragen (soms ook wel beheerbijdragen genoemd) geïnd bij de aanschaf van onder andere nieuwe personenauto's, autobanden, brom- en snorfietsen, en voor diverse batterijen en accu's, waaronder ook voor hybride en elektrische auto's en voor elektrische fietsen. Met deze inkomsten worden de recyclingstromen in de mobiliteitssector georganiseerd door de stichtingen Auto Recycling Nederland (ARN) en Scooter Recycling Nederland (SNR).⁸³ Ook int de Stichting Batterijen (Stibat) bijdragen bij producenten en importeurs. Eind 2007 zat er in alle fondsen die zijn opgebouwd uit de eerdere verwijderingsbijdragen ruim 365 miljoen euro om de kosten van recycling en hergebruik te dekken (dit bedrag is inclusief rente en overige baten van ARN en Stibat, maar exclusief rente en overige baten die zijn gevormd bij de verschillende productstichtingen van de Nederlandse Verwijdering Metalelektro Producten (NVMP). Eind 2007 bedroeg de reserve bij Stibat bijna 13 miljoen euro, en alle productstichtingen van de NVMP hadden eind 2011 voorzieningen van 238 miljoen euro (NVMP 2012).

Voor de vereniging NVMP (in de uitvoerende functie vooral bekend als Wecycle) en haar verschillende productstichtingen geldt dat voor de apparaten die op de markt worden gebracht tegenwoordig een omslagstelsel wordt toegepast: de recyclingkosten worden bij producenten gefactureerd op basis van de hoeveelheid producten (in gewicht of aantal) die zij op de markt hebben gebracht in een bepaald jaar. En afhankelijk van de ouderdom van het ingezamelde apparaat worden de kosten dan uit het fonds met de oude verwijderingsbijdragen of uit deze omslag gefinancierd. Producenten en importeurs zijn onder Richtlijn 2012/19/EU, betreffende afgedankte elektrische en elektronische apparatuur (AEEA), verplicht om opgave te doen van de geïmporteerde of geproduceerde elektrische apparaten en energiezuinige lampen en armaturen (in aantal en gewicht) die op de Nederlandse markt worden afgezet. Voor de verwerking van de uiteindelijke 'e-waste' – een verzamelnaam voor afgedankte elektrische apparaten en energiezuinige lampen en armaturen – wordt tegenwoordig geen expliciete bijdrage meer gevraagd aan de consumenten.

De zichtbare verwijderingsbijdrage was gericht op het dekken van de verwijderingskosten van alle apparatuur en energiezuinige lampen die voor de invoering van de wetgeving in 2005 al op de markt waren. Deze zogenoemde altlast komt in de periode tot 2020 geleidelijk in hetinzamelsysteem terecht. De producenten en Wecycle hebben daarom de verwijderingsbijdrage gebruikt om de lopende kosten van inzameling en recycling te dekken, alsook

⁸³ Daarnaast bestaat er de Stichting Fonds Band & Milieu (ook wel RecyBEM genoemd). RecyBEM is de uitvoeringsorganisatie van het Besluit beheer autobanden (Bba) die sinds 1 april 2004 de inzameling en recycling van gebruikte autobanden onder haar hoede heeft.

om voorzieningen te vormen voor verwerking van later nog vrijkomende althlast (NVMP 2012).

De schroothandel en andere commerciële partijen die e-waste verzamelen, concentreren zich op elektronische apparaten met een hoge restwaarde. De apparaten met weinig restwaarde of apparaten met hoge verwerkingskosten en toxische bestanddelen, komen vooral bij Wecycle terecht. Het recyclen zelf is nagenoeg kostendekkend en leverde in 2011 voor het eerst een licht positief resultaat op. In dat jaar werd nog steeds 25,7 miljoen euro toegelegd op (vooral) de logistiek van het inzamelen, inclusief de onkostenvergoeding voor gemeenten en detaillisten, en op het sorteren en transporteren van de zeer diverse stroom e-waste. De detailhandel levert apparaten in op basis van vrijwilligheid. De vergoeding is gedifferentieerd, ofwel een bedrag per ton voor grootschalig gesorteerde aanlevering, ofwel een vergoeding per apparaat of per krat kleine apparaten (voor verdere details zie appendix E).

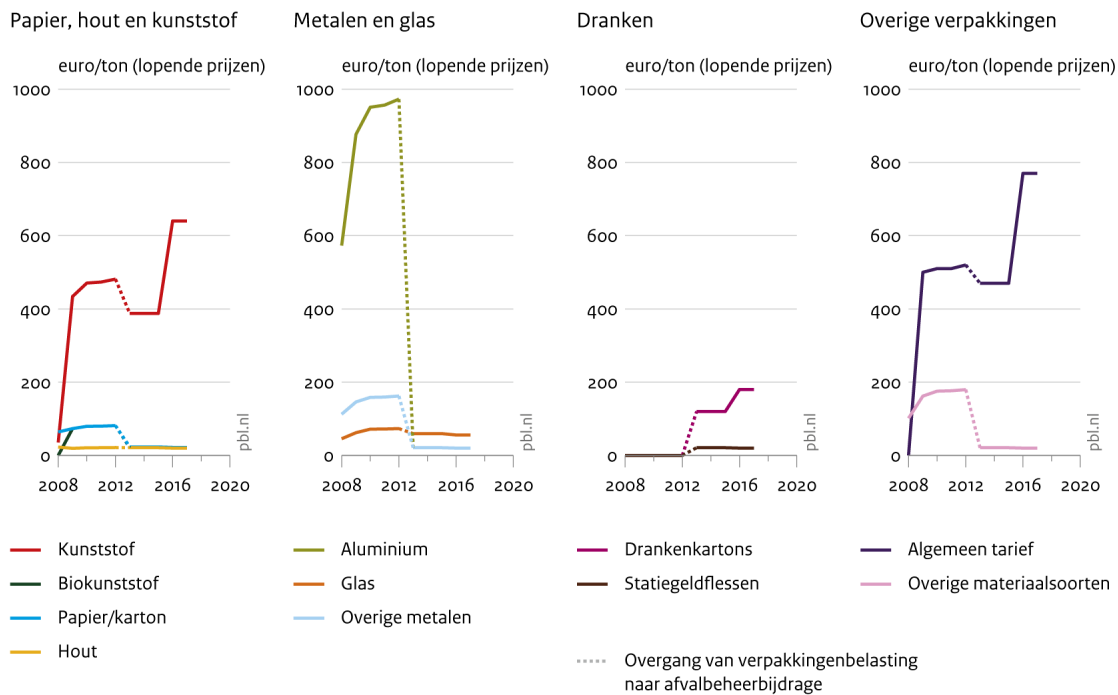
Ook bestond er tussen 2008 en 2012 op rijksniveau een verpakkingenbelasting (zie ook figuur 5.4). Het afschaffen ervan maakte onderdeel uit van de fiscale vereenvoudigingsagenda die ook de afvalstoffenbelasting en de grondwaterbelasting de das om deed. Met ingang van 2013 is de verpakkingenbelasting overgegaan in een afvalbeheerbijdrage in het kader van het Afvalfonds Verpakkingen. Dit financieringsstelsel is in de eerste plaats bedoeld om de gemeenten te vergoeden voor de inzameling van verpakkingafval en het tegengaan van zwerfafval. Daarbij staat het bedrijfsleven garant voor 20 miljoen euro per jaar voor de aanpak van zwerfafval.

De verpakkingenbelasting werd (en de afvalbeheerbijdrage wordt) betaald door producenten of importeurs die verpakte producten voor de eerste keer in Nederland op de markt brengen. Dit is bijvoorbeeld een producent die een verpakte computer levert aan een groothandel of een leverancier die drank in een nieuwe statiegeldfles aanbiedt of (lege) verkooppuntverpakkingen zoals draagtassen in de supermarkt, koffiebekers voor de koffieautomaat of fritesbakjes in de snackbar. Deze verpakkingen worden belast bij de producent of de importeur van de verkooppuntverpakkingen. Alle verpakking worden maar éénmaal belast. Dat geldt dus ook voor verpakkingen die meerdere keren te gebruiken zijn, zoals statiegeldverpakkingen of andere retourverpakkingen.

De tarieven van de verpakkingenbelasting en de afvalbeheerbijdrage zijn weergegeven in figuur 5.6. Vanaf 1 januari 2013 is de stichting Afvalfonds Verpakkingen verantwoordelijk voor de inning van de bijdragen. Waar de verpakkingenbelasting in 2012 het Rijk nog 284 miljoen euro opleverde, waarvan overigens maar een deel in de algemene middelen terecht kwam (de rest werd apart gehouden voor het latere Afvalfonds), leverden de bijdragen aan het Afvalfonds Verpakkingen in 2013 en 2014 ongeveer 166 miljoen euro op.

Voor de verpakkingenbelasting gold (en voor de afvalbeheerbijdrage geldt) dat het tarief dat ondernemers moeten betalen afhankelijk is van de verpakkingen die worden gebruikt. In het algemeen geldt: hoe milieuvriendelijker het materiaal, hoe lager het tarief (zie figuur 5.6). Met ingang van 2013 is de verpakkingenbelasting afgeschaft en overgegaan in een afvalbeheerbijdrage in het kader van het Afvalfonds Verpakkingen. In de figuur is duidelijk te zien dat tussen 2012 en 2013 de tarieven voor bijvoorbeeld aluminium en metalen (fors) zijn gedaald. Alleen de tarieven voor drankenkartons, kunststof en het algemene tarief (voor samengestelde verpakkingen) zijn ten opzichte van de beleidswijziging (van Rijk naar sectorverantwoordelijkheid) in 2012 gestegen. Voor bedrijven die minder dan 15.000 kilogram op de markt brengen, gold er overigens een vrijstelling in de verpakkingenbelasting. Deze drempel werd in 2010 verhoogd naar 50.000 kilogram per jaar. Enkel voor op de markt gebrachte materialen boven deze drempel hoefden bedrijven de afvalbeheerbijdrage te betalen. Tevens bestaan er gereduceerde tarieven voor bedrijfsverpakkers.

Figuur 5.6
Tarieven van verpakkingenbelasting en afvalbeheerbijdrage



Bron: Afvalfonds Verpakking; bewerking PBL

Het Afvalfonds Verpakkingen wordt aangesproken door stichting Nedvang om vergoedingen aan gemeenten en afvalverwerkers te verstrekken voor de inzameling van verpakkingsmaterialen. Nedvang is samen met de Vereniging van Nederlandse Gemeenten (VNG) verantwoordelijk voor de uitvoering en beide vallen onder de verantwoordelijkheid van de Begeleidingscommissie Raamovereenkomst Verpakkingen. Het Uitvoerings- en Monitoring-protocol (UMP) beschrijft de monitoring- en uitvoeringsregels voor de inzameling en recycling van verpakkingen.⁸⁴ Het UMP is dus een praktische uitwerking van de verplichtingen voortkomend uit de wetgeving, overeenkomsten en aanvullend gemaakte afspraken voor het dossier verpakkingen. Sinds 2012 werkt Nedvang met een systematiek van erkenning van afvalbedrijven en recyclers voor de inzameling en recycling van verpakkingsmaterialen. Afvalbedrijven die werkzaamheden uitvoeren voor gemeenten met betrekking tot huishoudelijk verpakkingsafval moeten zijn erkend door Nedvang als de gemeente in aanmerking wil komen voor een vergoeding. Voor gemeenten en afvalbedrijven gelden aparte vergoedingen. Een gemeente kan overigens ook een afvalverwerker aanwijzen om namens haar de afvaladministratie te voeren en/of opgave te doen.

5.4 Grondslagen en tarieven van aan afval gerelateerde belastingen en heffingen

In Nederland zijn er gemeentelijke heffingen op de inzameling en verwerking van afval, de afvalstoffenheffing en het reinigingsrecht, én een belasting vanuit het Rijk op de eindverwerking van afval, in het bijzonder bij stortplaatsen en afvalverbrandingsinstallaties. De *afvalstoffenheffing en het reinigingsrecht* zijn bedoeld ter dekking van de kosten die gemeenten maken voor de inzameling en verwerking van huishoudelijk en bedrijfsafval. Beide zijn onderdeel van de Wet Milieubeheer. Op grond van deze wet hebben gemeenten een zorgplicht

⁸⁴ De meest recente versie van het UMP is hier te vinden: <http://www.umpverpakkingen.nl/>.

voor de inzameling van huishoudelijk afval bij huishoudens. Of een huishouden ook daadwerkelijk afval aanbiedt is niet van belang. De burger dient de heffing te voldoen omdat hij/zij gebruiker is van een perceel waarvoor een inzamelplicht geldt. De opbrengsten van de afvalstoffenheffing en de reinigingsrechten mogen wettelijk niet meer dan kostendekkend zijn, maar hoeven tegelijkertijd niet kostendekkend te zijn en mogen dus worden aangevuld uit de opbrengsten van andere gemeentelijke middelen (denk bijvoorbeeld aan de onroerende-zaakbelasting).⁸⁵

De opbrengsten uit de reinigingsrechten worden gebruikt voor de inzameling van afval van bedrijven. Bij het reinigingsrecht moet de gemeente aantonen dat gebruik wordt gemaakt van de inzameldienst (de burger moet dus feitelijk gebruikmaken van de inzameldienst). De meeste gemeenten hebben echter ook bij de inzameling van bedrijfsafval gekozen voor de afvalstoffenheffing, want bij de toepassing van dit instrument hoeft er niet te worden aangetoond dat er feitelijk gebruik wordt gemaakt van de inzameldienst. Dit reduceert de administratiekosten en zorgt voor een grotere opbrengstzekerheid bij de gemeenten (Rijkswaterstaat 2016). De reinigingsrechten zijn een retributie waarvoor ook geldt dat de verwachte belastingopbrengst niet hoger mag zijn dan de kosten die met de dienstverlening zijn gemoeid. Echter, de eisen voor kostendekkende tarieven zijn bij de reinigingsrechten strenger. Doordat de gemeente met deze dienstverlening deelneemt aan het economisch verkeer is in de wet vastgelegd dat de gemeente ten minste de kosten van de economische activiteit moet doorberekenen in de prijs. Bedrijven kunnen overigens een ontheffing reinigingsrecht aanvragen. Hiervoor moeten ze wel aantonen dat ze al een contract hebben bij een erkende afvalinzamelaar.

Figuur 5.5 liet zien dat de opbrengsten van de afvalstoffenheffing en reinigingsrechten 1,75 miljard euro bedroegen in 2015. Aangezien er gebruik wordt gemaakt van kostendekkende tarieven, zijn de inzameling en verwerking van huishoudelijk en bedrijfsafval door de jaren heen overduidelijk duurder geworden. Vooral in de jaren negentig is de opbrengst uit de heffing gebruikt voor de omschakeling van het relatief goedkoop storten naar het veel duurdere verbranden van afval in de eindverwerking. De lichte daling vanaf 2010 is te verklaren door een combinatie van een daling van de hoeveelheid restafval en nieuwe contracten voor de verwerking van restafval die lagere tarieven hebben (Rijkswaterstaat 2016). De grondslag van de afvalstoffenheffing en reinigingsrechten verschilt per gemeente. Er kan sprake zijn van een vast bedrag voor een perceel/bedrijf (eigenaar), een bedrag op basis van het aantal personen in een huishouden, een bedrag naar capaciteit van de afvalcontainer of een bedrag per lediging.

Zoals hiervoor aangegeven, mogen de opbrengsten uit de afvalstoffenheffing wettelijk niet meer dan kostendekkend zijn en hoeven ze tegelijkertijd niet kostendekkend te zijn (er mag worden aangevuld uit de opbrengsten van andere gemeentelijke middelen zoals de onroerende-zaakbelasting). De stijgende tarieven van de afvalstoffenheffing in figuur 5.7 zijn dus vooral te interpreteren als stijgende kosten voor het verwerken van huishoudelijk afval tot 2010. Vanaf 2010 is er een lichte daling te zien in de tarieven.⁸⁶

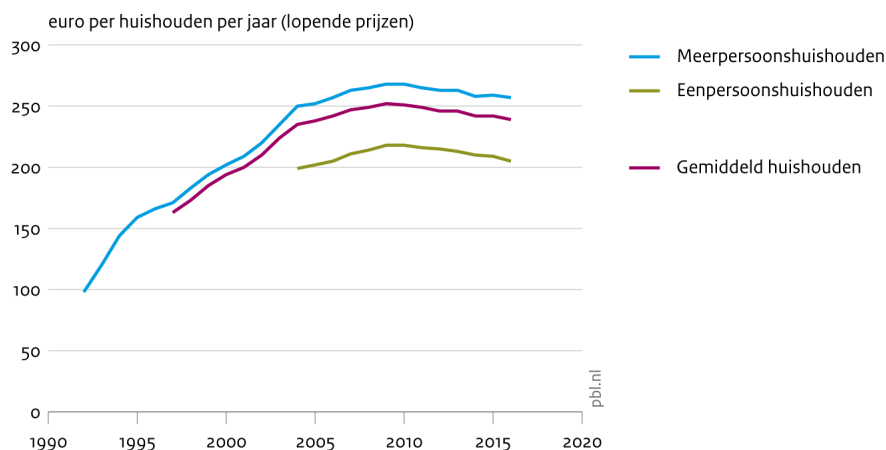
Van de gemeenten differentieert 93 procent het tarief van de afvalstoffenheffing. De helft van de gemeenten doet dit op basis van de grootte van het huishouden. Twee op de vijf gemeenten (43 procent) brengt in 2016 een afvalstoffenheffing in rekening die afhankelijk is van het afvalaanbod van een huishouden. Deze laatste vorm van tariefdifferentiatie (diftar) wint gestaag terrein en hebben gemeenten vooral ingevoerd om burgers financieel te prikkelen, afval te voorkomen of om meer afval te scheiden. Ter vergelijking: in 2003 had nog maar 27 procent van de gemeenten een heffing die afhing van de aangeboden hoeveelheid

⁸⁵ Vanuit Pigouvians perspectief is deze wettelijke eis ondoelmatig wanneer de marginale schadekosten stijgen met de hoeveelheid afval en de verwerking private schaalvoordelen kent (zie hoofdstuk 6).

⁸⁶ Voor 2003 en eerder zijn er geen gegevens beschikbaar voor eenpersoonshuishoudens. Ditzelfde geldt voor de gemiddelde afvalstoffenheffing voor huishoudens van voor 1996 en eerder (Rijkswaterstaat 2016).

huishoudelijk afval (Rijkswaterstaat 2016). Allers en Hoeben (2010) hebben aangetoond dat gemeenten die de hoeveelheid huishoudelijk afval willen verminderen met diftar een effectief middel in handen hebben. Door de toepassing van diftar daalt het afvalaanbod van huishoudens met ongeveer een kwart bij restafval en iets minder dan de helft bij gft (zie ook hoofdstuk 2).

Figuur 5.7
Afvalstoffenheffing van huishoudens



Bron: CBS

Naast deze gemeentelijke heffingen bij huishoudens en bedrijven, bestaat er op rijksniveau de *afvalstoffenbelasting* voor afvalverwerkende bedrijven, oftewel stortplaatsen en afvalverbrandingsinstallaties. In Nederland bestond van 1995 tot 2012 in de praktijk echter enkel een belasting op het storten van afval. Het tarief op het verbranden van afval was nihil, hoewel het verbranden van afval wel onder de grondslag van de afvalstoffenbelasting viel. De toename van de opbrengst in 2000 (van 99 naar 220 miljoen euro) kan worden verklaard door de wijziging van de tariefstructuur per 1 januari 2000, die gepaard ging met een forse verhoging van het reguliere tarief voor het storten van afval.

In 2014 is de afvalstoffenbelasting geherintroduceerd voor het afval dat wordt aangeboden om te storten en per 1 januari 2015 is dat uitgebreid tot afval voor verbranding. Het tarief in 2017 is 13,11 euro per 1.000 kilogram afvalstoffen. De heffing beperkt zich tot in Nederland ontstane afvalstoffen die in Nederland worden gestort of verbrand in een afvalverbrandingsinstallatie. Weliswaar voorziet de wet ook in een exportheffing, maar daarvoor geldt met terugwerkende kracht vanaf de datum van inwerkingtreding (1 juli 2015) een nultarief. Deze heffing bleek in de huidige vorm Europeesrechtelijk niet houdbaar.⁸⁷ Naast de afvalstoffenbelasting geldt er voor grond ook nog een stortverbod volgens het Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen. Een ontheffing van het stortverbod is mogelijk als verontreinigde grond niet kan worden hergebruikt, gereinigd of koud-geïmmobiliseerd. Voor baggerspecie geldt geen stortverbod en het storten van baggerspecie is tevens vrijgesteld van de afvalstoffenbelasting. Ook zuiveringsslib dat wordt aangeboden ter verbranding is vrijgesteld.

Ook bestaat er nog een provinciale nazorgheffing die de kosten dekt die de provincies maken voor het voorkomen van bodemverontreiniging door bestaande of reeds gesloten stortplaatsen. Een provincie is op grond van de Wet milieubeheer verantwoordelijk voor de eeuwigdurende nazorg van stortplaatsen waar op of na 1 september 1996 nog afval is gestort. Het doel van de nazorgregeling in de Wet milieubeheer is om zeker te stellen dat bestaande en nieuwe stortplaatsen, die voldoen aan de eisen van het Stortbesluit bodembescherming, ook

⁸⁷ Zie Tweede Kamer (2015a, 2015b). Maar zie ook Tweede Kamer (2017), Bijlage Rapportage werkgroep exportheffing in de afvalstoffenbelasting, 19-05-2017.

na sluiting tot in lengte van jaren aan hetzelfde beschermingsniveau blijven voldoen, zodat zij geen risico voor verontreiniging van de bodem vormen. De jaarlijkse heffing bij stortplaatsen is per provincie verschillend en sterk afhankelijk van de grootte van een stortplaats. Bij de meeste gemeenten geldt dat wanneer het doelvermogen is opgebracht, de heffing wordt beëindigd.

Van het palet aan belastingen en heffingen op afval is ten slotte per 1 januari 2006 de regulerende mineralenheffing afgeschaft en werd er een stelsel van gebruiksnormen ingevoerd dat bestuursrechtelijk en strafrechtelijk werd gehandhaafd. Recentelijk is er een stelsel van fosfaatrechten ingesteld, dat tot doel heeft te garanderen dat de nationale fosfaatproductie op een zo kort mogelijke termijn weer beneden het – in het kader van de derogatie van de Nitraatrichtlijn met de Europese Commissie overeengekomen – fosfaatproductieplafond wordt gebracht. Melkveebedrijven hebben per 1 januari 2017 bijvoorbeeld een hoeveelheid fosfaatrechten toegekend gekregen op basis van het aantal gehouden koeien op 2 juli 2015, de datum waarop het fosfaatstelsel werd aangekondigd.

6 Evaluatie van beleidsaspiraties voor groene belastingen

In dit hoofdstuk relateren we de inzichten in de huidige grondslagkeuze, tariefhoogte en vrijstellingen van de belastingen op grondstoffen, materialen en afval in Nederland (uit hoofdstuk 5), aan de omvang van de grondstoffen- en materiaalstromen (uit hoofdstuk 3) en de berekende milieuschade (uit hoofdstuk 4). Door de huidige structuur van de belastingen te relateren aan de milieuschade die op verschillende plaatsen in de keten wordt veroorzaakt, wordt duidelijk waar de huidige milieubelastingen het beste aansluiten bij de daadwerkelijke milieuschade en waar milieubelastingen ontbreken. Op basis van deze beoordeling kan in combinatie met hoofdstuk 2 worden geëvalueerd welke beleidsopties er zijn om de milieuschade door grondstoffen en materialen te beprizen. Daarbij is het tevens van belang om rekening te houden met overige beleidsinstrumenten gericht op een meer circulaire economie.

In dit hoofdstuk bespreken we voor elk van de vier fases van de productieketen (winning van grondstoffen, verwerking tot materialen en eindproducten, gebruik en tot slot afval en recycling) waar de meest effectieve aangrijpingspunten zijn te vinden voor het belasten van veroorzaakte milieuschade. Op deze wijze kunnen we bezien of en hoe aanpassingen aan bestaande belastingen of (her)introductions van belastingen kunnen bijdragen aan een meer efficiënt en effectief grondstoffenverbruik en afval- en recyclingproces.

6.1 Fase 1: Winning van grondstoffen

In beginsel geven grondstoffen aanleiding tot een regulerende belasting als bij winning milieuschade wordt veroorzaakt (zie hoofdstuk 2). Hierna bespreken we deze mogelijkheid, waarbij we onderscheid maken tussen winning in Nederland en in het buitenland.

6.1.1 Milieuschade door winning in Nederland

In hoofdstuk 3 is duidelijk geworden dat in Nederland slechts weinig grondstoffen worden gewonnen (zie tabel 3.1). Behalve de aardgaswinning gaat het vooral om biomassa (gewassen, gewasresiduen en voedergewassen), grind en (ophoog)zand, en houtwinning. Wat betreft de *aardgaswinning* zijn de milieueexternaliteiten beperkt (zie Vollebergh et al. 2014: 97). Naast milieuschade is aardbevingsschade een belangrijk extern effect bij de winning van aardgas, maar deze valt buiten de analyse in dit rapport.

De andere in Nederland gewonnen grondstoffen zijn potentieel aangrijpingspunten voor een regulerende heffing (zie tabel 3.1), alhoewel in hoofdstuk 4 is gebleken dat het aandeel van de milieuschade die ontstaat door winning in Nederland in de totale milieuschade erg klein is,

minder dan 1 procent (zie figuur 4.3). Vooral ophoogzand, zand en grind en zout worden in relatief grote hoeveelheden gewonnen. De winning van grind wordt nu al belast in Vlaanderen, Denemarken, Zweden en het Verenigd Koninkrijk, terwijl Denemarken en het Verenigd Koninkrijk ook een belasting op zand hebben (zie IEEP et al. 2017). Ook in Nederland lijkt de milieuschade ten opzichte van de productiewaarde aanzienlijk te zijn, zeker wanneer rekening wordt gehouden met de schade van landgebruik (zie ook tabel 4.5).

Tot slot wordt nog op bescheiden schaal hout gewonnen. De berekende milieuschade is hier echter beperkt, ook als rekening wordt gehouden met schade van landgebruik en wanneer deze wordt afgezet tegen de productieomvang.

6.1.2 Milieuschade ontstaan bij winning in het buitenland

Milieuschade die ontstaat bij winning in het buitenland kan in theorie worden belast via *importheffingen* op de desbetreffende grondstoffen (vergelijk paragraaf 2.4.6). Tabel 3.3 liet zien dat het gaat om alle in Nederland gebruikte mineralen en een groot deel van de overige grondstoffen. In hoofdstuk 4 kwam naar voren dat het aandeel van fase 1 in de milieuschade relatief beperkt is. Zo ligt dit aandeel voor de milieuschade door emissies van verontreinigende stoffen voor de winning van fossiele grondstoffen, metaalertsen en overige minderalen rond de 6 procent van de mondiale milieuschade. Daarbij leidt vooral de winning van fossiele grondstoffen tot milieuschade (zie figuur 4.3).

Hoewel de omvang van de milieuschade van grondstoffen die in Nederland worden geïmporteerd relatief beperkt is, is het de vraag of importheffingen een geschikt instrument zijn om deze milieuschade te reguleren. De literatuur besproken in hoofdstuk 2 (zie paragraaf 2.4.6) suggereert dat: i) belastingheffing ver na de daadwerkelijke milieuschadelijke emissies, zoals bij importheffingen, doorgaans ineffectief is; ii) beleidsmaatregelen gericht op vraagreductie (zoals een importheffing) in grondstoffenmarkten mogelijk contraproductief uitwerken door strategisch gedrag van grondstofwinners; en iii) de invloed van zowel beperkte concurrentie op grondstofmarkten én van overheidsbeleid in het buitenland op de marktprijs van de grondstof onduidelijk is. Hierdoor is het de vraag in welke mate de milieuschade al niet impliciet of expliciet is beprijst. Vanuit deze observaties lijkt het onverstandig om met (hogere) Nederlandse importheffingen op *grondstoffen*, milieuschade die in het buitenland ontstaat te beprizen – voor zover dat al mogelijk is gezien de juridische beperkingen bij importheffingen voor lidstaten van de Europese Unie.

We benadrukken dat importheffingen op specifiek in het buitenland vuil geproduceerde materialen (of halffabricaten) niet automatisch onder deze beleidsaanbeveling vallen (alhoewel dezelfde juridische beperkingen gelden). Importheffingen kunnen namelijk bijdragen aan het voorkomen van *carbon leakage* (zie bespreking fase 2). Evenmin heeft deze constatering betrekking op de mogelijkheid om indirect, bijvoorbeeld via accijnzen op specifieke producten (denk aan benzine en diesel), ketenschade in het buitenland te belasten. We komen hier in de volgende paragraaf op terug.

Nederland wint dus relatief weinig van de ruwe grondstoffen en materialen die worden verbruikt en voert deze vooral in. Omdat de in Nederland zelf gewonnen grondstoffen maar voor een beperkte potentiële belastingbasis zorgen en het belasten van de ingevoerde ruwe grondstoffen en materialen uit het perspectief van het reduceren van milieuschade *ontstaan in het buitenland* ondoelmatig lijkt, ligt het meer voor de hand om vooral naar belastinggrondslagen te kijken van milieuschade die ontstaat bij het verwerken van grondstoffen tot materialen en producten in Nederland (fase 2).

6.2 Fase 2: Verwerking van grondstoffen tot materialen en eindproducten in Nederland

Wat betreft de zoektocht naar nieuwe belastinggrondslagen gaat het in deze paragraaf om het *gebruik* van ruwe grondstoffen voor het maken van materialen én het gebruik van grondstoffen en materialen als input bij het maken van halffabricaten en eindproducten in productieprocessen in Nederland. Het bij productie vrijkomen van emissies naar bodem, water en lucht geeft in beginsel aanleiding tot regulerende belastingen, zoals ook het ontstaan van afval. Uit hoofdstuk 2 komt daarnaast naar voren dat het open karakter van de Nederlandse economie een belangrijke beperking is voor overheidsbeleid in fase 2. Hierbij is vooral de verplaatsing van vervuilende processen naar het buitenland van belang (*carbon leakage*). Door verplaatsingseffecten kunnen prikkels tot schoner produceren in Nederland zelfs leiden tot een toename in de wereldwijde milieuschade wanneer de productie wordt verplaatst naar het buitenland en productieprocessen daar vuiler zijn. Bij de onderstaande suggesties voor beleidsopties is het daarom van belang altijd met dit risico rekening te houden.

6.2.1 Waarop en waar heffen in de keten

Hoofdstuk 3 liet zien dat een veelheid aan grondstoffen en halffabricaten in Nederland wordt verwerkt. Van de verwerkte kilo's grondstoffen behoort 95 procent tot de categorieën grind en zand, ruwe aardolie en aardgascondensaat, aardgas, steenkool, en ijzererts (tabel 3.3). Ongeveer 35 procent van de totale mondiale milieuschade door emissies van milieuschadelijke stoffen is direct toerekenbaar aan fase 2 (figuur 4.3). Voor Nederland is dat zelfs ruim 40 procent.

Daarbovenop komt nog een aanzienlijk deel van de schade die is toegerekend aan elektriciteitsopwekking en vervoersdiensten, samen goed voor 56 procent van de mondiale milieuschade en voor ruim 50 procent van de milieuschade in Nederland (zie figuur 4.3). Bij tal van productieprocessen in fase 2 wordt namelijk elektriciteit ingezet, zoals bij aluminiumproductie. Deze cijfers maken duidelijk dat overheidsbeleid gericht op het reduceren van milieuschade het meest effectief is in fase 2. Tabel 6.1 vat de belangrijkste bevindingen op basis van onze berekeningen met Exiobase nog eens samen en ordent de sectoren naar de totaal *in Nederland door de eigen sector* veroorzaakte milieuschade.

Allereerst valt uit de hoofdstukken 3 en 4 op te maken dat *milieuschade* door gebruik van grondstoffen sterk verbonden is met het gebruik van *fossiele energiedragers*. Zo bleek dat mondiaal gemiddeld over alle productgroepen meer dan 85 procent van de milieuschade wordt veroorzaakt door de verbranding van fossiele energiedragers (zie figuur 4.4). Ook voor de productieketens die deels in Nederland zijn gevestigd, geldt dat het grootste deel van de mondiale milieuschade wordt veroorzaakt door verbranding van fossiele energiedragers (zie figuur 4.5 en 4.7). Een groot deel van de voetafdruk van de Nederlandse productie en consumptie is daardoor gerelateerd aan de verbranding van fossiele energiedragers (figuur 3.1).

Deze belangrijke rol van fossiele energiedragers bij het veroorzaken van milieuschade impliceert dat hergebruik en recycling van materialen vooral ook leidt tot minder milieuschade vanwege een (soms veel) lager energiegebruik bij gebruik van gerecyclede materialen dan bij nieuw geproduceerde materialen. Het dichterbij brengen van een meer circulaire economie levert dus vooral via energiebesparing een grote milieuwinst op en deze winst is groter naarmate de gerecyclede stromen van hogere kwaliteit zijn (zie paragraaf 3.4).

Ten tweede is gebleken dat fossiele energie ook volop wordt gebruikt voor *andere toepassingen* dan energieopwekking (zie tabel 3.5). Dit gebruik bij andere activiteiten dan verbranding is in petajoule bijna een vijfde van het totale verbruik van energiedragers, en daarbij is het duale verbruik niet meegerekend. Wanneer daar wel rekening mee wordt gehouden, zoals bij de berekeningen met Exiobase, dan blijkt dat de milieuschade die daadwerkelijk in Nederland

ontstaat bij de productie van een aantal belangrijke materialen en halffabricaten niet alleen wordt veroorzaakt door de verbranding van energiedragers, maar vooral ook door andere toepassingen. Vooral sectoren waarin materialen worden geproduceerd veroorzaken veel milieuschade die gerelateerd is aan deze andere toepassingen. Volgens de berekeningen met Exiobase (vergelijk figuur 4.11 en ook tabel 6.1) gaat het daarbij – in volgorde van de relatieve omvang van milieuschade anders dan door verbranding – om: i) chemische producten en materialen exclusief basisplastics en kunstmest; ii) ijzer en staal; iii) koperproducten; iv) lood, zink en tin; v) aluminium; vi) stikstof; en vii) cement. De sector 'chemische producten en materialen' is bovendien na basisplastics in omvang de grootste vervuulende sector. Dit blijkt ook uit de kolom waarin de milieuschade in Nederland in de eigen sector is opgesplitst in een energetisch en niet-energetisch deel.

Merk ook op dat de producten waarvoor in tabel 6.1 een groot deel van de milieuschade wordt gerapporteerd, ook producten zijn die categorieën grondstoffen verwerken die in omvang (volgens hoofdstuk 3) het grootst zijn (grind en zand, ruwe aardolie en aardgascondensaat, aardgas, steenkool, en ijzererts). Om als belastinggrondslag te kunnen fungeren, is het tevens van belang dat het grootste deel van de milieuschade binnen de sector zélf wordt veroorzaakt. Alleen bij nafta en bitumen ontstaat een groot deel van de milieuschade door overige activiteiten buiten Nederland, namelijk bij de winning van aardolie. En tot slot dient te worden bedacht dat de aluminiumsector in omvang flink is teruggelopen sinds 2007 (het jaar waarop de data zijn gebaseerd).

Producten waarvan een groot deel van de milieuschade binnen de sector zelf plaatsvindt en waarbij de milieuschade bovendien wordt veroorzaakt door andere activiteiten dan verbranding van energiedragers, hebben uitsluitend betrekking op de vervaardiging van materialen (zie ook figuur 4.11). Bij eindproducten kennen alleen diesel en benzine een relatief groot aandeel niet-energetische schade, maar die ontstaat vooral buiten de sector en buiten Nederland, namelijk bij de winning van aardolie (zie ook figuur 4.7). Slechts bij twee eindproducten is het aandeel van de milieuschade veroorzaakt door andere factoren dan verbrandingsemissies binnen de sector meer dan 5 procent, namelijk bij computers en kantoorapparaten (ongeveer 7 procent) en overige transportmiddelen (ongeveer 10 procent). Het maken van eindproducten lijkt daarmee een stap te ver in de keten om de milieuschade door grondstoffen te belasten; het ligt meer voor de hand om die schade eerder in de keten te belasten.

Tabel 6.1 laat tot slot nog zien dat bij een beperkt aantal sectoren de milieuschade substantieel is ten opzichte van de productiewaarde in Nederland. Dit geldt vooral voor stikstof (meer dan 400 procent), ijzer en staal (135 procent) en overige chemische producten en materialen (65 procent), maar ook voor de productie van aluminium, bitumen en nafta. Overigens heeft de milieuschade zeker niet alleen betrekking op klimaatverandering, maar zeker ook op luchtverontreinigende emissies (zie figuur 4.1).

Tabel 6.1
Overzicht bevindingen met Exiobase geanalyseerde productgroepen

Sector eindverwerking	Sector halffabricaat	Productie-waarde	Milieuschade					Totaal keten-schade als % productie-waarde
			In Nederland in sector			Totaal Nederland	Totaal keten	
			Ener-getisch	Niet-ener-getisch	Totaal			
mln Euro	mln Euro	mln Euro	mln Euro	mln Euro	mln Euro	mln Euro		
Kunststoffen	Overige chemische producten	6.727	142	3.523	3.665	3.828	4.464	66%
Metalen	IJzer en staal	726	190	665	855	867	977	135%
Kunststoffen	Basisplastics	44.417	714	91	805	1.440	7.211	16%
Bouw	Cement	5.509	132	165	297	461	724	13%
Kunstmest	Stikstof	101	188	226	414	416	422	418%
Metalen	Aluminium	1807	26	187	113	292	415	23%
Metalen	Koperproducten	2.680	5	188	193	236	378	14%
Papier	Pulp	4.959	19	18	37	168	376	8%
Kunststoffen	Nafta	2.920	81	29	110	149	848	29%
Metalen	Lood, zink en tin	1.412	5	71	76	99	201	14%
Textiel	Textiel	3.261	23	14	37	92	327	10%
Bouw	Bakstenen en tegels	834	59	1	60	87	134	16%
Hout	Houtbewerking en -producten	3.462	25	1	26	79	229	7%
Metalen	Overige non-ferrometalen	2.174	4	6	10	62	236	11%
Bouw	Glas	474	46	1	46	61	87	18%
Bouw	Zand-, klei- en grindwinning	756	32	10	42	58	100	13%
Diversen	Secundaire ruwe materialen	701	2	3	5	36	92	13%
Kunstmest	Fosfor	204	20	0	20	23	37	17%
Metalen	Edelmetalen	441	2	0	2	9	58	13%
Hout	Houtwinning	188	1	0	1	6	14	7%
Bouw	Bitumen	53	1	1	2	3	15	29%

Bron: Exiobase.

De productiewaarde in kolom 3) geeft de productiewaarde in Nederland. De overige kolommen onderscheiden de milieuschade. Kolom 6) geeft de totale milieuschade weer die in de sector in Nederland zelf ontstaat, waarbij kolommen 4) en 5) deze opdelen naar energetische en niet-energetische schade; kolom 7) geeft de milieuschade die in Nederland ontstaat en kolom 8) de totale mondiale schade in de gehele keten van de sector. Tot slot geeft kolom 9) de totale mondiale schade als percentage van de productiewaarde in Nederland.

6.2.2 Belastinggrondslag en tarief

Omdat hoofdstuk 5 duidelijk maakt dat de huidige heffingen en regulerende belastingen voornamelijk drukken op de consument, terwijl milieuschade volgens de hoofdstukken 3 en 4 vooral ontstaat bij de productie, is de belangrijkste conclusie vanuit hoofdstuk 2 dat er vooral beleidsruimte lijkt te zijn voor heffingen en regulerende belastingen die aangrijpen op *vervuilende productieprocessen*. Hoewel de meest doelmatige vormgeving afhangt van elk specifiek productieproces, zijn er wel enkele algemene beleidsconclusies te trekken. We bespreken deze algemene beleidsconclusies hierna eerst ten aanzien van het beprijzen van milieuschade. Daarna gaan we in op beleidsopties die tegemoetkomen aan de beleidsbeperkingen die de open economie oplegt. De uiteindelijke beleidsadviezen (zie tabel 6.2) zijn een combinatie van beleidsopties die milieuschade beprijzen en beleidsopties die voorkomen dat de Nederlandse industrie mogelijk een ongewenst concurrentienadeel ondervindt.

In het algemeen is *belastingheffing op een input* van het productieproces een relatief effectief alternatief voor de theoretisch superieure, maar vaak qua uitvoeringskosten duurdere emissiebelasting. Een inputbelasting is vooral effectief wanneer de totale milieuschade sterk samenhangt met het aantal gebruikte fysieke eenheden input, en wanneer de milieuschade niet sterk afhankelijk is van de gekozen technologie. Aangrijpingspunten zijn dan het gebruik van fossiele energiedragers, of andere grondstoffen en materialen.

Milieuschade door verbranding wordt al (gedeeltelijk) beprijsd met de energiebelasting en het Europese emissiehandelssysteem (ETS) (zie ook paragraaf 5.2). De tarieven voor het midden- en grootverbruik zijn echter lager dan de veroorzaakte milieuschade door verbranding (zie ook Vollebergh et al. 2014, 2016). Een eerste beleidsoptie is daarom het meer in lijn brengen van de tarieven voor het midden- en grootverbruik met de veroorzaakte milieuschade. Daarbij moet niet alleen rekening worden gehouden met de effecten van broeikasgassen (vaak vereenzelvigd met CO₂), maar ook met die van luchtverontreinigende stoffen waarvoor nationale emissieplafonds zijn afgesproken (NEC-stoffen) en die veelal minstens even schadelijk zijn (zie figuur 4.3). Dit is voornamelijk relevant voor luchtverontreiniging die wordt veroorzaakt door bedrijven die onder het ETS vallen, aangezien het ETS alleen is gericht op CO₂-beprijzing. Hoewel CO₂-beprijzing van belang is voor het behalen van de langetermijndoelstellingen van het akkoord van Parijs, geeft een verbeterde luchtkwaliteit een directe welvaartsverbetering in Nederland. Een beleidsbeperking kan zijn dat aardolie die bestemd is voor internationale bunkers en het internationale vliegverkeer op dit moment mogelijk niet mag worden belast vanwege internationale verdragen.

Er is daarnaast beleidsruimte voor het beprijzen van de milieuschade die niet wordt veroorzaakt door de verbranding van fossiele energiedragers, zoals duaal gebruik of het gebruik als *feedstock*. Afhankelijk van het specifieke proces leidt dit tot een sectorspecifieke aanpassing van de energiebelasting of een sectorspecifieke belasting op een andere input van het productieproces:

- a) wanneer de milieuschade door andere activiteiten dan verbranding van fossiele energiedragers wordt veroorzaakt door, of sterk gecorreleerd is met diezelfde energiedragers, kan de energiebelasting worden verhoogd met de gemonetariseerde waarde van deze milieuschade per eenheid fossiele energiedrager. Hier vallen alle processen onder waarin een fossiele brandstof als *feedstock* wordt gebruikt, dus de kunststof- en fensectoren in tabel 6.1, met producenten van halffabricaten in de sector basisplastics en overige chemische materialen en producten. Dat geldt ook voor de productie van stikstof en het gebruik van steenkool in de productie van ijzer en staal.
- b) wanneer de milieuschade door andere activiteiten dan verbranding van fossiele energiedragers vooral wordt veroorzaakt door, of sterk gecorreleerd is met het gebruik van een niet-energie input, lijkt het doelmatig om fysieke eenheden van deze niet-energie input als belastinggrondslag te nemen. Dit is vooral van toepassing op duaal

gebruik van (metaal)ertsen die naast fossiele brandstof als input in het productieproces worden gebruikt. In Nederland zijn dat vooral aluminiumerts, kopererts, looderts, ijzererts, tinerts en zinkerts. Daarnaast kan het gebruik van kalksteen bij de productie van cement worden beprijsd. Merk op dat hier grondstoffen als aangrijpingspunt voor belastingheffing worden gekozen, en geen materialen (verwerkte grondstoffen) of halffabricaten.

Uiteindelijk zijn de exacte grondslag- en tariefkeuzes afhankelijk van het specifieke productieproces en zullen deze in sectorspecifieke vervolgstudies moeten worden besproken. Verder is relevant dat inputbelastingen weliswaar effectiever zijn dan outputbelastingen, maar dat binnen een keten van productieschakels de output van de ene schakel de input van de daaropvolgende schakel is. Uit het perspectief van uitvoeringskosten van het belastingstelsel kan een belasting op de fysieke output van een specifieke sector doelmatig zijn wanneer deze correleert met niet-energetische schade in een latere schakel, als alternatief voor de inputbelasting genoemd onder b). De verpakkingenbelasting is een voorbeeld van een dergelijke toepassing van een outputbelasting waarin een beperkt aantal producenten en importeurs van verpakkingen als belastingsobject waren aangewezen. Vergelijkbaar is het inzicht dat een inputbelasting en een importheffing effectief dezelfde prikkel geven.

Wat betreft de *hoogte van de tarieven* is verdere studie noodzakelijk, omdat de milieuschade daartoe moet worden gerelateerd aan de daadwerkelijk gebruikte hoeveelheden fysieke grondstoffen waarvoor betrouwbare informatie ontbreekt. De geschatte mondiale milieuschade in de gehele keten kan worden gezien als een bovengrens voor de effectieve belastingdruk die zou volgen uit het beprijzen van milieuschade. Deze bovengrens is dan wel afhankelijk van een juiste inschatting van de gemonetariseerde milieuschade. De inschatting van deze waarde is echter wel onzeker, niet alleen als gevolg van onzekerheden over de monetaire waarde van de schaduwprizen, maar ook vanwege problemen bij het monetariseren van een aantal schadecomponenten.

Voor de meest vervuilende materialen en halffabricaten kan van het beprijzen van de volledige mondiale milieuschade hoogstwaarschijnlijk een grote prikkel uitgaan. Het lijkt echter een brug te ver om verder te gaan dan het beprijzen van de milieuschade die daadwerkelijk in Nederland wordt veroorzaakt. Voor de meeste sectoren zal dit beleidsadvies leiden tot een relatief lage effectieve milieubelastingdruk ten opzichte van de productiewaarde in Nederland. De totale milieuschade veroorzaakt in Nederland binnen de sector waarin de genoemde materialen en halffabricaten worden gemaakt, is gelijk aan ongeveer 7 miljard euro (tabel 6.1). Het gaat hierbij om ongeveer 18 procent van de totale milieuschade in Nederland (op basis van tabel 4.3).

Wanneer deze milieuschade wordt beprijsd, kan dit bedrag worden gezien als een benadering van de bovengrens van de mogelijke belastingontvangsten van fiscale beprijzing in fase 2 (omdat bijvoorbeeld geen rekening wordt gehouden met gedragseffecten). Deze ontvangsten zijn bij benadering gelijk aan 13 procent van de btw-ontvangsten (53 miljard euro op basis van Rijksoverheid (2017)) en 32 procent van de vennootschapsbelastingontvangsten (22 miljard euro op basis van Rijksoverheid (2017)). De *bovengrens* van een mogelijke tariefsverlaging is dus ongeveer 2,5 procentpunten voor de btw, onder de aanname dat het effectieve tarief 18 procent is, en ongeveer 8 procentpunt voor de vennootschapsbelasting, uitgaande van een effectief tarief dicht tegen de 25 procent aan.

6.2.3 Mitigeren van verplaatsingsrisico's en de energietransitie

Doeltreffend en doelmatig overheidsbeleid houdt echter zowel vanuit concurrentieoverwegingen als uit het perspectief van de totale mondiale milieuschade, ook rekening met het risico van verplaatsingseffecten. Dit betekent dat het doelmatig lijkt om het beprijzen van milieuschadelijk gebruik van inputs (zowel energie als niet-energie) te combineren met compenserende maatregelen die de gemiddelde belastingdruk van het bedrijfsleven niet te veel laat

stijgen. Uit paragraaf 2.4.5 kwam naar voren dat hierbij kan worden gedacht aan een combinatie van:

- a) Doelmatig innovatiebeleid in combinatie met het infaseren van milieubeprijzing. Milieubeprijzing moet er uitdrukkelijk niet toe leiden dat vervuilende productie verplaatst naar het buitenland wanneer productie daar meer milieuschade veroorzaakt (*carbon leakage*). Het is daarom voor beleidsopties voor fiscale vergroening van belang om niet alleen aandacht te besteden aan het beprijzen van milieuvervuilende processen, maar ook aan het stimuleren van de ontwikkeling van schone productieprocessen (zie CPB 2016; Vollebergh 2012). Daarnaast is het mogelijk verstandig om milieubeprijzing in te faseren, zodat bedrijven voor investeringsbeslissingen op de lange termijn een transparante prikkel krijgen zonder direct een concurrentienadeel te ervaren (zie Acemoglu et al. 2012, 2016). Wel benadrukken Acemoglu et al. (2016) dat het te lang uitstellen van daadwerkelijke beprijzing (innovatiebeleid en milieubeprijzing) leidt tot grote welvaartsverliezen.
- b) Verlaging van het algemene tarief in de vennootschapsbelasting. De vennootschapsbelasting heeft als outputbelasting geen invloed op de keuze van inputgebruik, maar wel op de locatiekeuze (zie paragraaf 2.4.5). Een belastinghervorming waarbij inputbelastingen op bedrijven worden verhoogd en de vennootschapsbelasting wordt verlaagd, is een verschuiving van directe belastingen (de vennootschapsbelasting) naar indirecte belastingen (de inputheffingen). Deze verschuiving sluit beter aan bij het ontstaan van milieuvervuilende emissies dan de verschuiving van de directe belastingen (de inkomstenbelasting) naar indirecte belastingen (brandstofaccijnzen en btw) die doorgaans wordt voorgesteld (zie bijvoorbeeld Ex'tax 2016).
- c) Voor zover juridisch mogelijk is het wenselijk om met importheffingen, of equivalente instrumenten, te voorkomen dat de Nederlandse productie van halffabricaten waarvan de milieuschade wordt betaald te veel een concurrentienadeel ondervindt ten opzichte van geïmporteerde 'vuilere' substituten. Aangezien sectorspecifieke belastingvoordelen binnen de Europese Unie al snel als verboden staatssteun worden bestempeld, lijken Europese afspraken van belang om te voorkomen dat relatief schoon geproduceerde Europese materialen en producten uit de markt worden geconcentreerd door vuil geproduceerde alternatieven. Ook het belasten van milieuschade door gebruik van fossiele brandstoffen in het internationale transport kan bijdragen aan een verminderde concurrentiedruk van buiten de Europese Unie omdat dit transportkosten verhoogt.

Bij bovenstaande beleidsopties voor compensatie ligt de nadruk op compensatie van de gemiddelde belastingdruk en nadrukkelijk niet bij het inputgebruik (zoals de vrijstellingen in de huidige energiebelasting). Het is namelijk van belang dat bedrijven de juiste prikkel ervaren bij de keuze van de hoeveelheid input die wordt gebruikt in het productieproces en bij de keuze voor de technologie waarmee wordt geproduceerd. Ook moet worden benadrukt dat milieubeprijzing interacteert met bestaande belastingprijkkels in bijvoorbeeld de vennootschapsbelasting. Mogelijk leidt een betere milieubeprijzing ertoe dat het doelmatig is om aftrekposten in de vennootschapsbelasting ten aanzien van milieu en energie te herzien (zie paragraaf 2.4.5).

6.3 Fase 3: Het gebruik van eindproducten

Fase 3 betreft het gebruiken van eindproducten door consumenten en producenten. Aangezien de producten in deze fase al geproduceerd zijn, ontstaat er in fase 3 per definitie geen milieuschade door productie.⁸⁸ Een regulerende belasting bij aanschaf van eindproducten is

⁸⁸ Merk op dat hier geen gebruik kan worden gemaakt van de in paragraaf 4.4.3 berekende milieuschade van eindproducten. Deze had immers betrekking op de productie van deze eindproducten in Nederland en valt daarom onder fase 2.

daarom eigenlijk altijd een indirecte regulerende emissiebelasting. Dit indirecte karakter kan worden onderverdeeld in:

1. indirecte beprijzing van milieuschadelijke emissies bij *productie*, of;
2. indirecte beprijzing van milieuschadelijke emissies bij *gebruik* of *afdanke*.

Milieuschade die ontstaat bij het *afdanke* van producten wordt besproken in paragraaf 6.4, waarin fase 4 aan bod komt. We bespreken hierna eerst het indirecte beprijzen van milieuschade die ontstaat bij gebruik, categorie 2, en daarna milieuschade die ontstaat bij productie, categorie 1. In beide gevallen beperken de belastinginstrumenten in fase 3 zich tot belastingen op *de aanschaf* van en *het gebruik* van eindproducten, belastingen die aangrijpen op de productie zijn besproken bij fase 2.

Een groot deel van de milieuschade bij *gebruik* van eindproducten is gerelateerd aan energiegebruik; dit wordt beprijsd met de energiebelasting en de brandstofaccijnzen (zie hoofdstuk 5). Zowel de energiebelasting als de brandstofaccijnzen geven een prikkel om de levensduur van producten die relatief energie-inefficiënt zijn te verkorten (zie ook EEA 2017). Beleidsopties voor de energiebelasting zijn besproken in Vollebergh et al. (2014), en vallen buiten de afbakening van dit rapport.

De energiebelasting en de brandstofaccijnzen belasten milieuschadelijke emissies op het moment van gebruik (of het moment van aanschaf van de energiedrager). Wanneer milieuschade bij gebruik niet goed kan worden beprijsd, kan de aanschafbeslissing een goed aangrijpingspunt zijn voor een regulerende belasting. Hoofdstuk 5 maakte echter duidelijk dat belastinginstrumenten vanuit dit argument nog niet veel zijn gebruikt, met uitzondering van de belasting van personenauto's en motorrijwielen (bpm) die moet worden betaald over de eerste registratie van een auto (zie ook Vollebergh et al. 2016). In het algemeen zou een accijnz die aangrijpt op elke geregistreerde bezitswijziging (anders dan naar bedrijfsvoorraad) de emissie van broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen reguleren, omdat deze emissies sterk afhangen van het autotype en bouwjaar. De nieuwe eigenaar (koper) wordt dan geconfronteerd met de milieuschade die naar verwachting bij gebruik wordt veroorzaakt. Een dergelijke beleidsoptie kan dienen als alternatief voor kilometerbeprijzing, waarbij het veroorzaken van luchtverontreiniging nog nauwkeuriger plaats- en tijdsafhankelijk kan worden beprijsd. Het verder uitbouwen van het regulerende karakter van de huidige bpm – die momenteel nog maar een beperkte relatie heeft met de CO₂-intensiteit van het verbruik – lijkt niet eenvoudig uitvoerbaar.

Het voorgaande argument gaat op voor alle goederen die vervuילend zijn bij gebruik als daarbij een beter aangrijpingspunt voor regulerende belastingheffing, zoals energiegebruik, ontbreekt. De aanschafbeslissing is dan het laatste mogelijke aangrijpingspunt voor belastingheffing. Een beleidsoptie is daarom het belasten van de aanschaf van bijvoorbeeld (met de emissies tussen haken): kunstmest (ammoniakemissies), cosmetica (plastic scrubdeeltjes of microdeeltjes, maar ook door gebruik van spuitbussen), verf en schoonmaakmiddelen (niet-methaan vluchtige organische stoffen en ammoniakemissies). Ook suggereerden we eerder al een aanschafbelasting van vervuילende duurzame productiemiddelen zoals ketels te overwegen (zie Vollebergh 2016).

Belastingheffing vanuit het argument van 'vervuilen bij gebruik' raakt ook aan beleidsopties voor het belasten van milieuschade bij afvalverwerking. Niet al het afval dat ontstaat bij gebruik komt uiteindelijk terecht bij afvalverwerkers. Wanneer dit niet het geval is, of wanneer belastingheffing in de afvalfase mogelijk leidt tot sociaal onwenselijk ontwijkingsgedrag door burgers via dumping van afval of zwerfafval, is het een beleidsoptie om bij aanschaf te belasten. Hieronder vallen regelingen vergelijkbaar met statiegeld en verwijderingsbijdragen die de consument stimuleren om producten die bij dumping schadelijk zijn in te leveren bij gecertificeerde afvalverwerkingslocaties. Naast pet-flessen kan bijvoorbeeld ook worden gedacht aan asbestverwerking. Deze regelingen vallen doorgaans buiten de belastingheffing,

maar het belastingstelsel kan daar wel een vergelijkbare prikkel geven als een statiegeldregeling, zoals een accijns bij aanschaf gecombineerd met subsidie bij inleveren (zie de 'afvalverwerkingsopslag' zoals besproken in paragraaf 2.4.3).

Naast het belasten van de aanschafbeslissing in verband met milieuschade in de gebruiksfase, kan een regulerende belasting milieuschade bij *productie* beprijzen (categorie 1 hiervoor). Een belangrijke beleidsconclusie is dat doelmatige fiscale vergroening in eerste instantie is gericht op het direct beprijzen van milieuschadelijke emissies bij het proces waar bij deze emissies tot stand komen, en pas in tweede instantie op het beprijzen van het uiteindelijke eindproduct, zoals het geval is bij het eventueel *verhogen* van de aanschafprijs van producten met een relatief hoge milieudruk. De hogere aanschafprijs leidt tot het ontmoedigen van de aankoop, en stimuleert het verlengen van de levensduur van producten (bijvoorbeeld via reparatie). Daarnaast is in hoofdstuk 2 aangegeven dat het *verlagen* van de belastingdruk op relatief schone substituten alleen doelmatig is wanneer het product dat milieuschade veroorzaakt bij productie, vanuit *administratieve overwegingen* zelf niet *kán* worden belast. Deze redeneerlijn geeft een helder evaluatiekader voor fiscale vergroening bij aanschafbeslissingen.

De berekeningen van veroorzaakte milieuschade lieten zien dat zelfs voor in Nederland vervaardigde eindproducten een groot deel van de milieuschade die wordt veroorzaakt bij de productie, gerelateerd is aan de verbranding van energie en plaatsvindt in het buitenland (zie figuur 4.6). Daarnaast is niet goed vast te stellen hoe de veroorzaakte milieuschade verschilt tussen alle verschillende productvarianten doordat verschillende productieketens sterk met elkaar zijn verweven. Ook kan de buitenlandse overheid de ter plekke veroorzaakte milieuschade al hebben beprijsd, hoewel dat minder waarschijnlijk is naarmate de ketenschade verder weg optreedt. De bespreking van de aanschafbelasting als indirecte 'outputbelasting' in combinatie met de 'voetafdruk-gedachte' in hoofdstuk 2 suggereert dat er nagenoeg geen prikkels uit zullen gaan van een aanschafbelasting *in Nederland* op het stimuleren van schonere productieprocessen in de rest van de wereld. De inzichten uit hoofdstuk 2 en 4 suggereren dat het verhogen van de belastingdruk bij aanschaf in eerste instantie een weinig effectief instrument lijkt om milieuschade *veroorzaakt bij productie* te verminderen.

De conclusie dat het belasten van de aanschaf van eindproducten weinig effectief is voor het verminderen van milieuschade die wordt veroorzaakt bij de productie, heeft consequenties voor de effectiviteit van een negatieve prijsprikkel (subsidie of verlaagd tarief) op relatief schone diensten en producten die een substituuat zijn voor deze mogelijk vuil geproduceerde eindproducten (zoals een verlaagd tarief in de btw op reparatiediensten). Zo lijkt een verlaagd tarief van de btw voor reparatiediensten in eerste instantie een sterke stimulans te geven voor de circulaire economie. Immers, de kosten van reparatie zijn dan zo'n 14 procent lager dan wanneer het gangbare tarief van 20 procent wordt toegepast. Afgezien van mogelijke uitvoeringsproblemen is op voorhand echter niet duidelijk dat hierdoor ook milieuvordelen worden bereikt. Zo draagt het verlaagde tarief in principe bij aan een langer gebruik van producten, afhankelijk van de sector waar dit tarief geldt, zoals voor schilders, schoenen of witgoed. Dit langere gebruik is alleen beter voor het milieu als hiermee ook – per saldo – minder milieuschade is gemoeid. Als apparaten bijvoorbeeld snel energiezuiniger worden is dit niet op voorhand verzekerd. Bovendien spelen nog enkele factoren mee die dit positieve effect ondermijnen. Zo kan een *rebound*-effect optreden: als gevolg van de lagere tarieven zullen huishoudens meer geld overhouden, geld dat zij vervolgens aan andere, mogelijk schadelijker producten (zoals vliegtuizen) kunnen besteden (zie ook Schaafsma & Oosterhuis 2009). Bovendien kan er sprake zijn van een *counterintuitive*-effect, namelijk dat nieuwe producten juist relatief aantrekkelijker worden. Zolang reparatiekosten onderdeel zijn van de aanschafbeslissing, zullen consumenten een prijsverlaging via de btw ook verrekenen bij hun aanschaf.

Dat positieve stimulansen via subsidies en verlaagde tarieven niet overtuigen hangt vooral samen met de indirecte wijze waarop het milieueffect wordt bewerkstelligd. Zoals hiervoor is

betoogd, geldt in het algemeen dat het meer indirect beprijzen van milieuschade minder effectief is dan het direct beprijzen daarvan. Dat is ook de reden waarom een aanschafbelasting in het algemeen een beter instrument is om hergebruik te bevorderen dan een positieve stimulans. Zolang het vuil geproduceerde product belast kán worden, lijkt een negatieve prijsprikkel op schone substituten vanuit het beprijzen van milieuschade overbodig. Dezelfde milieuwinst kan immers worden bereikt via het beprijzen van het vuil geproduceerde product, en vanuit administratieve overwegingen is ook niet duidelijk dat dit lastiger uitvoerbaar zou zijn dan een belastingvoordeel voor het schone substituuut. Wel zijn er mogelijk argumenten *anders dan het reduceren van milieuschade* voor bijvoorbeeld een verlaagd btw-tarief op arbeidsintensieve diensten, maar dit valt buiten de reikwijdte van deze studie (zie Vollebergh et al. 2016).

Een mogelijke uitzondering op bovenstaand beleidsadvies is het eventueel hoger belasten van de aanschaf van producten die niet voldoen aan bepaalde milieucertificeringseisen. Alle producten die niet voldoen aan het certificaat zouden dan hoger belast kunnen worden. Dit is een toepassing van compenserende maatregel c) genoemd bij fase 2: het beschermen van de eigen schone industrie via het hoger belasten van vuil geproduceerde alternatieven. De certificering geeft dan uitdrukking aan het voldoen aan opgelegde milieueisen bij productie. De hogere belastingdruk voor producten die hier niet aan voldoen, beschermen de industrie die dat wel doet. Hierbij is het echter van cruciaal belang dat de certificering zelf goed uitvoerbaar is en controleerbaar onderscheid maakt tussen relatief schone en vuile productieprocessen. Dit is te meer van belang omdat belastingvoordelen het erg aantrekkelijk maken om te worden gecertificeerd.

Zoals kort besproken in paragraaf 2.3.2, kan begrensde rationaliteit aanleiding geven voor overheidsingrijpen dat afwijkt van de beleidsopties die in deze studie worden geschetst. Wanneer consumenten bijvoorbeeld systematisch te hoge verwachtingen zouden hebben van verbeterde versies ten opzichte van het product dat zij al bezitten, dan zouden zij te vaak een *nieuw* product kopen, en zou een prikkel tot minder nieuwe aankopen de maatschappelijke welvaart kunnen verbeteren.⁸⁹ We zijn echter terughoudend met beleidsopties aangaande begrensde rationaliteit, omdat de vertaling van de verschillende dimensies daarvan naar beleidsadvies wetenschappelijk nog niet goed is te onderbouwen (zie Bernheim 2016).

6.4 Fase 4: Afvalverwerking en recycling

In elke fase in de keten (van winning tot consumptie) komt afval vrij (zie ook figuur 2.2). Een deel daarvan wordt al direct gerecycled, zoals bij metalen, maar uiteindelijk komen grondstoffen en materialen terecht in het bedrijfsafval of huishoudelijk afval. De milieuschade van vooral ongecontroleerde afvalverwerking ('dumping') is aanzienlijk en geeft dan ook aanleiding tot overheidsbeleid (vergelijk paragraaf 2.4.1). Reeds lang is er dan ook sprake van overheidsingrijpen om deze milieuschade terug te dringen. Een belangrijk inzicht uit hoofdstuk 3 is dat de totale omvang van de in Nederland 'geproduceerde' afvalstroom sinds 2000 is gestabiliseerd en het waarschijnlijk lijkt dat de bestaande belastingen en heffingen daarbij een rol hebben gespeeld.

In het vervolg van deze paragraaf gaan we na of er nieuwe of aangepaste belastinggrondslagen beschikbaar zijn die kunnen bijdragen aan het verder verminderen van de milieudruk in de afvalfase. We onderscheiden weer het totale aanbod van afval door huishoudens en bedrijven van de afvalverwerking, de vraag naar afval. Bij het verwerken van de afvalstroom onderscheiden we het recyclen van afval ten opzichte van storten en verbranden (de eindverwerking).

⁸⁹ Zie bijvoorbeeld O'Donoghue en Rabin (2003) voor een vergelijkbaar argument gebaseerd op kortzichtigheid.

6.4.1 Het aanbod van afval door huishoudens en bedrijven

Milieuvervuilende emissies vinden plaats bij de uiteindelijke afvalverwerking en – afgezien van transport – nauwelijks bij het aanbod van afval door huishoudens en bedrijven (zie paragraaf 3.3.4). Vanwege het ontbreken van een goede marktwerking in de afvalfase is het allesbehalve zeker dat milieubeprijzing bij afvalverwerking effectieve prikkels geeft tot het reduceren van het aanbod van afval door de consument (zie paragrafen 2.3.1 en 2.4.3). Dit is ook mede de achterliggende reden voor de verscheidenheid aan beleidsmaatregelen die gemeenten in Nederland hebben geïntroduceerd (zie paragraaf 5.2). Denk daarbij aan afvalstoffenheffingen die onafhankelijk zijn van de aangeboden hoeveelheid tot tariefdifferentiatie (diftar), waarbij de te betalen belasting afhankelijk is van het aantal aangeboden zakken (of het gewicht). Gemiddeld genomen lijkt dit beleid vanuit internationaal perspectief effectief (zie Dijkgraaf & Gradus 2016; zie ook paragraaf 3.2.4 voor de relatie tussen het afvalvolume en het bbp). Een variant op deze methode is het ‘omgekeerd inzamelen’, waarbij de afvaldiensten alleen nog gescheiden stromen thuis ophalen en het restafval door de burger zelf moet worden weggebracht.

Een voordeel van de diversiteit van gemeentelijk beleid op dit gebied is dat gemeenten, in combinatie met de beschikbaarheid van goede afvalstatistieken, ruimschoots de mogelijkheid hebben om van elkaar te leren. Hierbij is het bijvoorbeeld van belang om te onderzoeken hoe ver de differentiatie van afvalstoffenheffingen kan gaan voordat burgers in (te) groten getale overgaan tot het ‘dumpen’ van afval of het op een sociaal ongewenste manier ontwijken van de gemeentelijke inzamelingsprocedure (Aalbers & Vollebergh 2008). Tot op heden lijkt dumping nog niet wijdverspreid aan de orde te zijn (zie Allers & Hoeben 2010). De conclusie is daarom dat het voor de Rijksoverheid van belang is dat gemeenten worden geconfronteerd met de maatschappelijke prijs van het verwerken van het afval dat ‘hun’ burgers aanbieden (zie verder paragraaf 6.4.2). De gemeente wordt dan geprikkeld om zelf beleid te formuleren om de afvalstroom eventueel verder te verminderen en afval naar de (vanuit maatschappelijk oogpunt) juiste afvalverwerker te sturen.

Een aandachtspunt voor beleid is de wettelijke beperking dat de afvalstoffenheffingen (en reinigingsrechten) niet meer dan kostendekkend mogen zijn. Dit kostenbegrip zou vanuit economisch perspectief moeten worden geïnterpreteerd, inclusief eventuele milieuschadelijke beprijzing. Dit betekent bijvoorbeeld dat wanneer gemeenten worden geconfronteerd met de effecten van hogere afvalstoffenbelastingen, deze doorberekend kunnen worden aan de burger.

Een belangrijk inzicht uit deze studie is ook dat het voorkomen van afval een substantiële energiebesparing oplevert ten aanzien van het gebruik van nieuw geproduceerde materialen of grondstoffen. Vooral recycling van materialen maar ook hergebruik leiden in beginsel tot minder milieuschade bij de productie van eindproducten. Daarom is het beprijzen van energiegebruik ook een belangrijke prikkel om de aangeboden hoeveelheid afval te verminderen.

In aanvulling op de hiervoor besproken diftar-systemen zijn er beleidsopties om burgers te prikkelen bepaalde soorten relatief schadelijk afval gescheiden in te leveren bij een daarvoor aangewezen inzamelaar. Dit is een algemene toepassing van het statiegeldprincipe: bij aanschaf wordt een extra bedrag in rekening gebracht dat bij inlevering wordt teruggegeven. Hierbij kan bijvoorbeeld worden gedacht aan uitbreiding van het statiegeldsysteem naar plastics om zo zwerfafval te verminderen (zie CPB 2017) of naar batterijen.

6.4.2 Afvalverwerking en recycling

Een belangrijk inzicht vooraf is dat het van gemeentewege prikkelen van huishoudens en bedrijven om minder afval aan te bieden, niet alleen leidt tot het bewuster aankopen, maar ook vanzelf tot meer hergebruik (via bijvoorbeeld de tweedehandsmarkt) en recycling vóór de afvalverwerkingsfase. De kleinere jaarlijkse aangeboden afvalstroom aan de afvalverwerking

(zie figuur 3.4) bevat daarom bijna per definitie minder direct waardevol materiaal en is van (steeds) lagere kwaliteit. Economisch efficiënt recyclen binnen de afvalverwerkingsfase is daardoor steeds lastiger (zie ook CPB 2017, voor een toepassing op de kunststofketen). Daarnaast leiden de emissies in de afvalverwerkingsfase in Nederland momenteel nog maar tot relatief weinig milieuschade ten opzichte van de milieuschade veroorzaakt door productie (zie tabel 4.3). Wel is het in deze context van belang dat een goede verwerking van bodemassen (die resteren na verbranding in afvalverbrandingsinstallaties) steeds gecompliceerder en duurder wordt, en dat de berekeningen van Exiobase hier geen rekening mee houden.⁹⁰

Bij de beleidsaanbevelingen voor milieubeprijzing bij afvalverwerking maken we onderscheid tussen eindverwerking (storten en verbranden) en recycling en hergebruik. Eindverwerking van afval is vanuit juridisch perspectief een goed aangrijpingspunt voor belastingheffing. De handel in afval tussen regio's is namelijk sterk gereguleerd, en de eindverwerking zelf wordt, juist in verband met milieuschade, sterk gereguleerd. Een afvalstoffenbelasting die wordt geheven bij de verwerker is, als onderdeel van regulerend beleid, een doelmatig instrument om milieuschadelijke emissies bij het storten en/of verbranden van afval te beprijzen. Daarbij is vanuit economische overwegingen in principe geen ruimte voor vrijstellingen daar waar afval daadwerkelijk wordt verbrand of gestort (dus ook niet voor biomassa of zuiverings-slib).⁹¹

Van belang is dat de belastinggrondslag van de heffing het daadwerkelijk verbranden en storten van afval is. Dit betekent dat er over afval dat door nascheiding (of nuttige toepassing) niet wordt verbrand of gestort, ook geen afvalstoffenbelasting wordt betaald (zie ook PBL 2014). Nascheiding en nuttige toepassing zijn vormen van recyclen. Uit de paragrafen 2.3.1 en 2.4.3 volgt dat het beprijzen van de milieuschadelijke emissies die ontstaan bij recycling, afvalverbranding en storten in eerste instantie voldoende prikkels geeft voor een maatschappelijk gewenste hoeveelheid recycling in de afvalfase. Voorwaarde is wel dat materialen en producten uit de *primaire stroom*, het substituut voor de geproduceerde nuttige toepassingen, worden verhandeld tegen de maatschappelijk correcte prijzen, dus inclusief milieuschade. Een doelmatige afvalstoffenbelasting wordt daarom ondersteund door overheidsbeleid waarmee milieuschade die ontstaat bij de productie van een nuttige toepassing wordt gereguleerd. Dit zorgt ervoor dat afvalverwerkers alleen nuttige toepassingen produceren die daadwerkelijk de totale milieuschade reduceren.

Uit paragraaf 3.2.4 (en vooral figuur 3.2) blijkt dat het aandeel 'recycling en overige nuttige toepassing' binnen de afvalstroom flink is toegenomen, van 51 procent in 1985 tot zo'n 93 procent van de totale afvalstroom in 2014. Voor een belangrijk deel is dit gerelateerd aan het herdefiniëren van afvalverbranding in combinatie met energieopwekking als nuttige toepassing. Bij energieopwekking in de afvalverbrandingsinstallatie wordt de afvalstroom in deze interpretatie nuttig gebruikt om het product energie te produceren. Uit dit productieproces ontstaat echter bodemas als afvalproduct, dat voor een deel weer nuttig kan worden gebruikt. Van belang is daarom dat eventuele milieuschade van nuttige toepassingen ook correct wordt beprijsd. Dit is bijvoorbeeld van belang bij toepassingen van bodemas waarvan de effecten onzeker zijn.⁹² Een vrijstelling of een verlaagd tarief voor de afvalverbrandingsinstallaties binnen de afvalstoffenbelasting vanwege nuttige toepassing van energieopwekking ligt niet voor de hand. Ook al omdat in deze fase grondstoffen en materialen vrijkomen die niet eerder in de keten zijn belast. Wanneer bijvoorbeeld *feedstocks* eerder niet zijn belast, ligt het voor de hand dit zeker wel te doen aan het eind van de keten, waar ze immers direct bijdragen aan milieuschade. Dit geldt zeker wanneer de eindproducten in het afval van buitenlandse oorsprong zijn en de milieuschade daarvan niet is belast.

⁹⁰ Een belangrijke factor zijn hier de strenge eisen die in Nederland aan de eindverwerking door stortplaatsen en AVI's worden gesteld. Deze behoren al jaren tot de strengste ter wereld (zie Dijkgraaf & Vollebergh 2004).

⁹¹ Deze aanbeveling komt overeen met de aanbevelingen uit het rapport van de Werkgroep duurzaamheid ten behoeve van de studiegroep Duurzame Groei (Rijksoverheid 2016; zie ook PBL 2014).

⁹² Dit is mede de reden voor beleid gericht op eeuwigdurende nazorg en waarvoor ook een beheerbijdrage wordt geheven (zie ook paragraaf 5.4).

Export van afval (ongeveer 5 procent van het totale in Nederland geproduceerde afval) zou in het verlengde hiervan vanuit economische overwegingen ook moeten worden belast tegen de verwachte milieuschadelijke emissies, vooral emissies van broeikasgassen, om zo te voorkomen dat het weglekken van afval via export de effectiviteit van de afvalstoffenbelasting als regulerende belasting ondermijnt.⁹³ Merk op dat het verhogen van de afvalstoffenbelasting met als doel het compenseren van de belastingderving als gevolg van de juridische beperking om export van afval te belasten, potentieel averechts werkt wanneer deze belastingverhoging op afvalverwerking in Nederland prikkelt tot export. Voor de import van afval (ongeveer 2 procent van het totale in Nederland verwerkte afval) geldt dat er in principe geen importheffing hoeft te worden geheven (aangrijpingspunt het importeren) wanneer de milieuschadelijke emissies bij afvalverwerking (inclusief de milieuschade veroorzaakt door resterend bodemas) worden beprijsd tegen de maatschappelijke schade (aangrijpingspunt het daadwerkelijk verwerken van afval). Het is hierbij van belang dat de afvalverwerker door de afvalstoffenbelasting onder andere wordt geconfronteerd met de vermindering van de lokale luchtkwaliteit. Wanneer de schade aan de lokale leefomgeving als gevolg van het verwerken van geïmporteerd afval niet wordt beprijsd, zal er vanuit maatschappelijk perspectief te veel afval worden geïmporteerd.

6.5 Conclusie

In dit hoofdstuk is voor elk van de vier fases van de productieketen aangegeven waar de meest effectieve aangrijpingspunten voor het belasten van veroorzaakte milieuschade te vinden zijn. Nagegaan is steeds of en hoe aanpassingen aan bestaande belastingen of (her)introductions van belastingen kunnen bijdragen aan een meer efficiënt en effectief grondstoffenverbruik en afvalverwerkings- en recyclingproces. Tabel 6.2 vat de belangrijkste bevindingen nog eens overzichtelijk samen.

Tabel 6.2
Overzicht beleidsopties en beoordeling

Beleids optie	Grondslag	Milieuwinst Nederland	Uitvoerbaar	Economische verstooring*	Omvang grondslag
Fase 1 Winning van grondstoffen					
a. Winning in Nederland	Gewonnen grondstoffen	Positief	Ja	Klein	Klein
b. Importheffing	Geïmporteerde ruwe grondstoffen	Klein of negatief	Juridische beperking	Klein	Klein
Fase 2 Verwerking grondstof tot materiaal en eindproduct					
c. Algemene tariefstructuur energiebelasting meer in lijn met milieuschade door verbranding energiedragers + ontvangsten terugsluis via de vennootschapsbelasting	Fossiele energiedragers, inclusief steenkool bij productie ijzer en staal	Positief	Ja	Afhankelijk concurrentiegevoeligheid energie-intensieve industrie	Groot
d. Sectorspecifieke opslag in de energiebelasting + industriebescherming**	Sectoren waar kunststoffen geproduceerd worden: basisplastics en overige chemicaliën. Aardgas bij productie stikstof	Positief	Ja	Afhankelijk concurrentiegevoeligheid energie-intensieve industrie	Groot
e. Sectorspecifieke inputheffing + industriebescherming**	Ertsen (aluminium-, ijzer-, koper-, lood-, tin- en zinkerts) en	Positief	Ja	Afhankelijk concurrentiegevoeligheid	Groot

⁹³ Dit is eveneens conform de aanbevelingen uit het rapport van de Werkgroep duurzaamheid ten behoeve van de studiegroep Duurzame Groei (Rijksoverheid 2016).

	kalksteen bij de productie van cement				input-intensieve industrie	
f. Outputheffing (zoals de verpakkingenbelasting) + industriebescherming**	Verpakkingen	Klein	Lastig		Klein	Klein
Fase 3 Eindgebruik producten						
g. Productspecifieke aanschafbelasting om niet-energetische milieuschade veroorzaakt bij gebruik te beprijsen	Producten die bij gebruik milieuschade veroorzaken	Positief	Ja		Klein	Klein
h. Productspecifieke aanschafbelasting om milieuschade bij productie te beprijsen	Producten met hoge voetafdruk	Klein	Ja		Klein	Groot
i. Positieve stimulans om milieuschade bij productie te verminderen	Relatief schone producten die een substituuat zijn van vuil geproduceerde producten, of diensten die bijdragen aan levensduurverlenging	Minder dan aanschafbelasting	Ja		Groter dan aanschafbelasting	Klein
j. Afvalbeheerbijdragen omzetten in belasting	Producten die in de afvalfase schadelijk zijn, of makkelijk te recyclen	Positief	Ja		Klein	Klein
Fase 4 Afvalverwerking						
k. Statiegeld voor erg schadelijke afvalstromen	Producten die leiden tot schadelijke afvalstromen	Positief	Ja		Klein	Klein
l. Afschaffen vrijstellingen afvalstoffenbelasting	Biomassa, zuiveringsslib, afvalstoffen die buiten Nederland zijn ontstaan (import)	Positief	Ja		Nee	Klein
n. Export van afval belasten	Export van afval	Positief	Ja		Nee	Klein

* Wanneer de belasting niet direct aansluit bij de milieuschadelijke emissie, zal de belasting ook maatschappelijk onschadelijke beslissingen verstoren; dit is een economische verstoring die uit het perspectief van een brede welvaartstheorie zou moeten worden meegenomen in de beleidsafweging, en afgewogen tegen de baten van beleid.

** Eventuele industriebescherming kan zowel generiek van aard zijn door de belastingdruk op alle bedrijven te verlagen, of sectorspecifiek zijn. In het laatste geval zal coördinatie binnen de Europese Unie van belang zijn, omdat sectorspecifiek bevoordelend beleid al snel wordt beperkt vanuit het argument van staatssteun.

Literatuur

- Aalbers, R.F.T. (2016), *Een verkennend onderzoek naar de haalbaarheid en wenselijkheid van doelstellingen met betrekking tot recycling en preventie van huishoudelijk afval*, Centraal Planbureau, Den Haag.
- Aalbers, R.F.T. & H.R.J. Vollebergh (2008), 'An economic analysis of mixing wastes', *Environmental Resource Economics*, 39: 311-330.
- Aalbers, R., G. Renes & G. Romijn (2016), *WLO-klimaatscenario's en de waardering van CO₂-uitstoot in MKBA's*, Centraal Planbureau en Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag.
- Acemoglu, D., P. Aghion, L. Bursztyn & D. Hemous (2012), 'The environment and directed technical change', *American Economic Review*, 102: 131-166.
- Acemoglu, D., U. Akcigit, D. Hanley & W. Kerr (2016), 'Transition to clean technology', *Journal of Political Economic*, 124: 52-104.
- Achard, F., D. Eva, H.-J. Stibig, P. Mayaux, F. Galego, T. Richards & J.P. Malingreau (2002), 'Determination of Deforestation Rates of the World's Humid tropical Forests', *Science*, 297: 999-1002.
- Aguiar, A., B. Narayanan & R. McDougall (2016), 'An Overview of the GTAP 9 Data Base', *Journal of Global Economic Analysis*, 1(1): 181-208.
- Allers, M. & C. Hoeben (2010), 'Effects of Unit-Based Garbage Pricing: A Difference-in-Difference Approach', *Environmental and Resource Economics*, 45(3): 405-428.
- Arlinghaus, J. (2015), *Impacts of Carbon Prices on Indicators of Competitiveness: A Review of Empirical Findings*, OECD Environment Working Papers. No. 87.
- Auerbach, A.J., M.P. Devereux & H. Simpson (2010), 'Taxing Corporate Income', hoofdstuk 9 in: *The Mirrlees Review - Dimensions of Tax Design*.
- Ayres, R.U. & A.V. Kneese (1969), 'Production, Consumption and Externalities', *American Economic Review*, 59(3); 282-297.
- Balcer, Y. (1980), 'Taxation of Externalities: Direct versus Indirect', *Journal of Public Economics*, 13: 121-129.
- Barrios, S., J. Prycroft & B. Saveyn (2013), *The marginal cost of public funds in the EU: the case of labour versus green taxes*, Taxud Taxation Papers, No. 35.
- Belastingdienst (2017), *Handboek Milieubelastingen 2017*.
- Bernheim, B.D. (2016), 'The Good, the Bad, and the Ugly: A Unified Approach to Behavioral Welfare Economics', *Journal of Benefit-Cost Analysis*, 7: 12-68.
- Bijlsma, M., M. Lever, J. Anthony & G. Zwart (2011), *An evaluation of the financial transaction tax*, Centraal Planbureau, Den Haag.
- Bovenberg, L.A. & S. Cnossen (2011), 'Lastenverschuiving heeft nauwelijks effect', *Economisch Statistische Berichten*, 96: 346-348.
- Bovenberg, L.A. & F. van der Ploeg (1996), 'Optimal taxation, public goods and environmental policy with involuntary unemployment', *Journal of Public Economics*, 62: 59-83.

- Brink, C. (2016), *Mogelijke economische gevolgen van herziening Europese emissiehandels-systeem voor Nederland en de EU*, Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag.
- Bucciol, A., N. Montinari & M. Piovesan (2015), 'Do Not Trash the Incentive! Monetary Incentives and Waste Sorting', *Scandinavian Journal of Economics*, 117: 1204-1229.
- Buchanan, J.E. (1969), 'External Diseconomies, Corrective Taxes, and Market Structure', *American Economic Review*, 59: 174-177.
- Caminada, C.L.J. & L. Stevens (2017), 'Instrumenteel fiscaal beleid: oorzaak van complexiteit en scheefgroei', *Weekblad Fiscaal Recht*, 2 maart 2017, pp. 307-326.
- CBS (2015a), *Material Flow Monitor - A Time Series*, Centraal Bureau voor de Statistiek, Den Haag/Heerlen.
- CBS (2015b), *Green Growth in the Netherlands*, Centraal Bureau voor de Statistiek, Den Haag/Heerlen.
- CBS (2016), *Circulaire economie in Nederland, De Nederlandse Economie 06*, Centraal Bureau voor de Statistiek, Den Haag/Heerlen.
- CBS (2017), *Verdere desaggregatie van de invoer en uitvoer van ruwe materialen, halffabrikaten en eindproducte*, Centraal Bureau voor de Statistiek, Den Haag/Heerlen.
- CE Delft (2010a), *Handboek Schaduwrijzen. Waardering en weging van emissies en milieueffecten*, CE Delft, Delft.
- CE Delft (2010b), *Bijlagen - Handboek Schaduwrijzen*, CE Delft, Delft.
- CE Delft (2013), *Is fiscale vergroening goed voor de economie?*, CE Delft, Delft.
- CE Delft (2017), *Handboek Schaduwrijzen 2017*, CE Delft, Delft.
- Cleary, J. (2009), 'Life Cycle Assessments of Municipal Solid Waste Management Systems: A Comparative Analysis of Selected Peer-Reviewed Literature', *Environment International*, 35: 1256-1266.
- Cnossen, S. (2010), 'Excise Taxation in Australia', hoofdstuk 10 in: *Australia's future Tax and Transfer Policy Conference*, Melbourne Institute.
- Coase, R.H. (1960), 'The Problem of Social Cost', *Journal of Law and Economics*, 3: 1-44.
- CPB (2016), *Kansrijk innovatiebeleid*, Centraal Planbureau, Den Haag.
- CPB (2017), *De circulaire economie van kunststof: van grondstoffen tot afval*, Centraal Planbureau, Den Haag.
- Crawford, I., M. Keen & S. Smith (2010), 'Value Added Tax and Excises', hoofdstuk 4 in *The Mirrlees Review - Dimensions of Tax Design*.
- Cremer, H. & F. Gahvari (2002), 'Imperfect Observability of Emissions and Second-best Emission and Output Taxes', *Journal of Public Economics*, 85: 385-407.
- Dasgupta (1998), 'Exhaustible Resources', in: L. Friday & R. Laskey, *The Fragile Environment*, Cambridge, pp. 107-126.
- Diamond, P.A. (1973), 'Consumption Externalities and Imperfect Corrective Pricing', *Bell Journal of Economics and Management Science*, 4: 526-538.

Diamond, P.A. & J.A. Mirrlees (1971), 'Optimal Taxation and Public Production I: Production Efficiency', *American Economic Review*, 61: 8-27.

Dijkgraaf, E. & R. Gradus (2014), *The effectiveness of Dutch Municipal Recycling Policies*, Tinbergen Institute Discussion Paper, No. 14-155/VI.

Dijkgraaf, E. & R. Gradus, (2016), 'An EU Recycling Target: What Does the Dutch Evidence Tell Us?', *Environmental and Resource Economics*, Online ISSN 1573-1502, pp. 1-26.

Dijkgraaf, E. & H.R.J. Vollebergh (2004), 'Burn or bury? A social cost comparison of final waste disposal methods', *Ecological Economics*, 50: 230-247.

Drissen, E, J. Dijk, H. Eerens, H. Vollebergh & H. Vrijburg. (2017), *Milieuschade van in Nederland geproduceerde materialen, eindproducten en afvalverwijderingsproducten*, Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag, te verschijnen.

ECN (2001), *The matter project: Integrated energy and materials systems engineering for GHG emission mitigation*, ECN.

Ecoinvent (2013), Life cycle database, <http://www.pre-sustainability.com/ecoinvent-v3-what-is-new>, Zürich.

EEA (2017), *Circular by design: products in the circular economy*, European Environment Agency.

Eichner, T. & R. Pehtig (2001), 'Product Design and Efficient Management of Recycling and Waste Treatment', *Journal of Environmental Economics and Management*, 41: 109-134.

Eichner, T. & R. Pehtig (2003), 'Corrective Taxation and Curbing Pollution and Promoting Green Product Design and Recycling', *Environmental and Resource Economics*, 25: 477-500.

Eichner, T. & R. Pehtig (2011), 'Carbon leakage, the green paradox and perfect future markets', *International Economic Review*, 52: 767-805.

Eichner, T. & R. Pehtig (2014), 'Self-enforcing environmental agreements and capital mobility', *Regional Science and Urban Economics*, 48: 120-132.

Eichner, T. & M. Runkel (2012), 'Interjurisdictional Spillovers, Decentralized Policymaking, and the Elasticity of Capital Supply', *American Economic Review*, 102: 2349-2357.

Europese Unie (2017), *Study on the review of the list of Critical Raw Materials, Criticality Assessments*, Luxemburg, Europese Unie.

Ex'tax (2014), *New era. New plan. Fiscal reforms for an inclusive, circular economy. Case study the Netherlands*, Austerlitz: Deloitte, EY, KPMG Meijburg and PwC.

Ex'tax (2016), *New era. New plan. Europe. A fiscal strategy for an inclusive, circular economy*.

Fullerton, D., I. Hong & G.E. Metcalf (2001), 'A Tax on Output of the Polluting Industry is Not a Tax on Pollution: The importance of Hitting the Target', NBER Chapter in: *Behavioral and Distributional Effects of Environmental Policy*, pp. 13-44.

Fullerton, D. & T.C. Kinnaman (1995), 'Garbage, recycling, and illicit burning or dumping', *Journal of Environmental Economics and Management*, 29: 78-91.

Fullerton, D., A. Leicester & S. Smith (2010), 'Environmental Taxation', hoofdstuk 5 in: *The Mirrlees Review - Dimensions of Tax Design*.

- Fullerton, D. & S. West (2002), 'Can Taxes on Cars and on Gasoline Mimic an Unavailable Tax on Emissions?', *Journal of Environmental Economics and Management*, 43: 135-157.
- Fullerton, D & W. Wu (1998), 'Policies for green design', *Journal of Environmental Economics and Management*, 36: 131-148.
- Gielen, D.J. & P.A. Okken (1994), *Optimisation of integrated energy and materials systems: linked energy and material flows; methodological considerations and model calculations for the Netherlands beyond 2000*, ECN.
- Green, J. & E. Sheshinski (1976), 'Direct versus indirect remedies for externalities', *Journal of Political Economy*, 84: 787-808.
- Griffiths, R., J. Hines & P.B. Sørensen (2010), 'International Capital Taxation', hoofdstuk 10 in: *The Mirrlees Review - Dimensions of Tax Design*.
- Hahn, R.W. (1993), 'Government markets and the theory of the Nth-best', *Journal of Public Economics*, 57: 219-234.
- Hanemaaijer, A., T. Rood & S. Kruitwagen (2014), *Opties voor een afvalstoffenbelasting*, Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag.
- Hassler, J., P. Krusell & D. C. Olovsson (2010), 'Oil monopoly and the climate', *American Economic Review*, 100: 460-464.
- Henckens, M.L.C.M. (2016), *Managing raw materials scarcity: safeguarding the availability of geologically scarce mineral resources for future generations*, Proefschrift Universiteit Utrecht.
- Hoeben C., K. Kwakkel, J. Veenstra & M.A. Allers (2017), *Atlas van de lokale lasten 2017*, Centrum voor Onderzoek van de Economie van de Lagere Overheden, Rijksuniversiteit Groningen.
- Hoel, M. (1978), 'Resource extraction and recycling with environmental costs', *Journal of Environmental Economics and Management*, 5: 220-235.
- Hoel, M. (1996), 'Should a carbon tax be differentiated across sectors?', *Journal of Public Economics*, 59: 17-32.
- Hoel, M. (1998), 'Emission Taxes versus Other Environmental Policies', *Scandinavian Journal of Economics*, 100: 79-104.
- Hoel, M. (2011), 'The supply-side of CO₂ with country heterogeneity', *Scandinavian Journal of Economics*, 113: 846-865.
- Holterman, S. (1976), 'Alternative tax systems to correct for externalities, and the efficiency of paying compensation', *Economica*, 43: 1-16.
- Hotelling, H. (1931), 'The economics of exhaustible resources', *Journal of Political Economy*, 39: 137-175.
- IEEP et al. (2017), *Capacity building, programmatic development and communication in the field of environmental taxation and budgetary reform*, te verschijnen.
- Inomata, S. & A. Owen (2014), 'Comparative Evaluation of MRIO Databases', *Economic Systems Research*, 26(3): 239-244.
- Jacobs, B. & R.A. de Mooij (2015), 'Pigou meets Mirrlees: On the irrelevance of Tax Distortions for the Second-Best Pigouvian Tax', *Journal of Environmental Economics and Management*, 71: 90-108.

- Jacobs, B. & R. van der Ploeg (2017), *Should pollution taxes be targeted at income redistribution?*, CESifo.
- Kinnaman, T.C. (2016), 'Understanding the Economics of Waste: Drivers, Policies and External Costs', *International Review of Environmental and Resource Economics*, 8: 281-320.
- Kinnaman, T.C., T. Shinkuma & M. Yamamoto (2014), 'The socially optimal recycling rate: evidence from Japan', *Journal of Environmental Economics and Management*, 68(1): 54-70.
- Kosonen, K. & G.J.A. Nicodème (2009), 'The role of fiscal instruments in environmental policy', *EC Taxation Papers*.
- Kuik, O., L. Brander & R. Tol (2009), 'Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions: A meta-analysis' *Energy Policy*, 37(4): 1395-1403.
- Lenzen, M., K. Kanemoto, D. Moran & A. Geschke (2012), 'Mapping the Structure of the World Economy', *Environmental Science & Technology*, 46: 8374-8381.
- Li, D., M. Huijbregts & O. Jolliet (2015), 'Life cycle health impacts of polycyclic aromatic hydrocarbon for source-specific mixtures', *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 10(1): 87-99.
- Lusky, R. (1976), 'A model of recycling and pollution control', *Canadian Journal of Economics*, 9: 91-101.
- Medarac H., N. Scarlat, F. Monforti-Ferrario & K. Bódis (2014), *Report on the impact of R1 climate correction factor on the Waste-to-Energy (WtE) plants based on data provided by Member States*, European Commission Joint Research Centre, Institute for Energy and Transport.
- Meijden, van der, G., F. van der Ploeg & C. Withagen (2015), 'International Capital Markets and the Green Paradox', *European Economic Review*, 76: 275-297.
- Ministerie van Binnenlandse Zaken en Koninkrijksrelaties (2010), *Handreiking kostentoekening, leges en tarieven*, Deloitte Belastingadviseurs BV, Adviesgroep WOZ en lokale heffingen, Zwolle.
- Ministerie van Financiën (2017), *Rapportage Werkgroep exportheffing in de afvalstoffenbelasting*, februari 2017.
- Ministerie van VROM (2005), *Handhaving afgedankte elektronica 2005*, VROM-inspectie, Den Haag.
- Ministerie van VROM (2007), *Het beeld verhelderd. Handhavingsactie 2006 op de export van afgedankte elektrische en elektronische apparaten*, VROM-inspectie, Eindhoven.
- Ministerie van VROM (2009), *Nazorgactie elektronica afval 2008*, VROM-inspectie, Den Haag.
- Mooij, de, R.E. & S. Ederveen (2008), 'Corporate tax elasticities: a reader's guide to empirical findings', *Oxford Review of Economics Policy*, 24: 680-697.
- Moran, D. & R. Wood (2014), 'Convergence between the Eora, WIOD, EXIOBASE, and OpenEU's consumption-based carbon accounts', *Economic Systems Research*, 26(3): 245-261.
- NVMP (2012), *Naar een gesloten kringloop voor elektronica. Over de uitdaging van nieuwe doelstellingen en de toekomst van inzameling en recycling van e-waste*, Vereniging Nederlandse Verwijdering Metalektro Producten.

O'Donoghue, T., & M. Rabin (2003), 'Studying Optimal Paternalism, Illustrated by a Model of Sin Taxes', *American Economic Review*, 93: 186-191.

OESO (2010), *Taxation, Innovation and the Environment*, OESO.

Ogawa, H. & D.E. Wildasin (2009), 'Think Locally, Act Locally: Spillovers, Spillbacks, and Efficient Decentralized Policymaking', *American Economic Review*, 99: 1206-1217.

Overduin, E. & A. Ozinga (2011a), *Grip op aluminium scrap; een analyse van afvalstromen en een verkenning van optimalisatiekansen*, Casteller Strategie en Projectadviesing, Den Haag.

Overduin, E. & A., Ozinga (2011b); *Grip op ijzer en staal scrap; een analyse van afvalstromen en een verkenning van kansen voor de Nederlandse staalproducenten*, Casteller Strategie en Projectadviesing, Den Haag.

PBL (2016), *Balans van de Leefomgeving 2016, Richting geven – Ruimte maken*, Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag.

Ploeg, van der, F. & C. Withagen (2015), 'Global Warming and the Green Paradox: A Review of Adverse Effects of Climate Policies', *Review of Environmental Economics and Policy*, 9: 285-303.

Potting, J., M. Hekkert, E. Worrell & A. Hanemaaijer (2016), *Circulaire Economie: Innovatie meten in de keten*, Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag.

Prins, A.G., S. Slingerland, A.J.G. Manders, P.L. Lucas, H.B.M. Hilderink & M.T.J. Kok (2011), *Scarcity in a sea of plenty? Global resource scarcity and policies in the European Union and the Netherlands*, Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag.

Rijksoverheid (2016a), *Rapport werkgroep duurzaamheid ten behoeve van de studiegroep Duurzame Groei*, Den Haag, juli 2016.

Rijksoverheid (2016b), *Nederland Circulair in 2050*, Rijksbreed programma Circulaire Economie, Den Haag, september 2016.

Rijksoverheid (2017), *Miljoenennota 2018*, Den Haag.

Rijkswaterstaat (2013), *Afvalstoffenheffing 2013*, Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving, Utrecht.

Rijkswaterstaat (2015), *Afvalstoffenheffing 2015*, Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving, Utrecht.

Rijkswaterstaat (2016), *Afvalverwerking in Nederland, gegevens 2015*, Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving, Utrecht.

RVO (2017), *Gerwaarde lijst 2017*, <https://www.rvo.nl/file/ger-waarden-en-co2-lijst-januari-2017>.

Ryszka, K. & C. Withagen (2016), 'Unilateral climate policies: Incentives and effects', *Environmental and Resource Economics*, 63(2): 471-504.

Sandmo, A. (1976), 'Direct versus indirect Pigouvian taxation', *European Economic Review*, 7: 337-349.

Schaafsma, M. & F. Oosterhuis (2009), *BTW-verlaging voor milieuvriendelijke producten en diensten*, Instituut voor Milieuvraagstukken, Amsterdam.

- Schöb, R. (1998), *The Double Dividend Hypothesis of Environmental Taxes: A Survey*, mimeo.
- Schuyt, C.J.M. (1985), 'Sturing en recht', opstel in: *Het schip van Staat*, Tjeenk Willink, Zwolle.
- SER (2016), *Werken aan een circulaire economie, geen tijd te verliezen*, advies 16/05, SER, Den Haag.
- Shortle, J.S., R.D. Horan & D.G. Abler (1998), 'Research Issues in Nonpoint Pollution Control', *Environmental and Resource Economics*, 11: 571-585.
- Sinn, H.W. (2015), 'The Green Paradox: A supply-side view of the Climate Problem', *Review of Environmental Economics and Policy*, 9: 285-303.
- Smith, V.L. (1972), 'Dynamics of waste accumulation: disposal versus recycling', *Quarterly Journal of Economic*, 86: 600-602.
- Smulders, S. & H.R.J. Vollebergh (2001), 'Green Taxes and Administrative Costs: the case of Carbon Taxation', hoofdstuk in: Cararo and Metcalf (eds), *Behavioral and Distributional Effects of Environmental Policy*, NBER, University of Chicago Press, pp. 91-125.
- Smulders, S. & H.R.J. Vollebergh (2015), *Choosing corrective taxes in the presence of administrative costs*, mimeo.
- Stiglitz, J.E. & J.K. Rosengard (2015), *Economics of the Public Sector*, vierde editie, W.W. Norton & Company, Inc., New York.
- Ter Haar, B. (2010), 'Nieuwe Paden voor Vergroening', In: *Studiecommissie Belastingstelsel: Continuïteit en vernieuwing. Een visie op het belastingstelsel*, pp. 165-174, Den Haag.
- Timmer, M.P., E. Dietzenbacher, B. Los, R. Stehrer & G.J. de Vries (2015), 'An Illustrated User Guide to the World Input-Output Database: the Case of Global Automotive Production', *Review of International Economics*, 23: 575-605.
- TNO (2013), *Kansen voor de circulaire economie*, TNO, Delft.
- TNO (2015), *Rapport Vervolgonderzoek Materialen in de Nederlandse economie*, TNO, Delft
- Tukker, A. & E. Dietzenbacher (2013), 'Global Multiregional Input-Output Frameworks: An Introduction and Outlook', *Economic Systems Research*, 25(1): 1-19.
- Tukker, A., A. de Koning, R. Wood, T. Hawkins, S. Lutter, J. Acosta, J.M. Rueda Cantuche, M. Bouwmeester, J. Oosterhaven, T. Drosdowski & J. Kuenen (2013), 'Exiopol – Development and Illustrative Analyses of a Detailed Global MR EE SUT/IOT', *Economic Systems Research*, 25 (1): 50-70.
- Tukker, A., E. Poliakov, R. Heijungs, T. Hawkins, F. Neuwahl, J.M. Rueda-Cantuche, S. Giljum, S. Moll, S., J. Oosterhaven & M. Bouwmeester (2009), 'Towards a Global Multi-Regional Environmentally Extended Input-Output Database', *Ecological Economics*, 68(7): 1928-1937.
- Tweede Kamer (2014), *Herziening Belastingstelsel*, Tweede Kamer, Kamerstuk 32 140, 's-Gravenhage.
- Tweede Kamer (2015a), Afvalstoffenbelasting, Kamerstuk: kamerbrief 23 juni 2015.
- Tweede Kamer (2015b), Afvalstoffenbelasting, Kamerstuk: kamerbrief 24 september 2015

Tweede Kamer (2017), Bijlage Rapportage werkgroep exportheffing in de afvalstoffenbelasting, 19-05-2017.

Voet, E. van der, L. van Oers & I. Nikolic (2003), *Dematerialisation: Not Just a Matter of Weight*, CML Report 160, Centrum voor Milieuwetenschappen Leiden, Leiden.

Vollebergh, H. (2012), *Milieubelastingen en Groene Groei. Verkenning van de mogelijkheden in het kader van het energie- en klimaatbeleid*, Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag.

Vollebergh, H. (2014), *Fiscale vergroening: uitdagingen voor de belastingen op energie*, Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag.

Vollebergh, H., J. Dijk, E. Drissen, H. Eerens & G. Geilenkirchen (2016), *Belastingverschuiving: meer vergroening en minder complexiteit? Verkenning van trends en opties*, Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag.

Vollebergh, H., E. Drissen, H. Eerens & G. Geilenkirchen (2014), *Milieubelastingen en Groene Groei Deel II. Evaluatie van belastingen op energie in Nederland vanuit milieuperspectief*, Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag.

Vringer, K., R. Benders, H. Wilting, C. Brink, E. Drissen, D. Nijdam & N. Hoogervorst (2010), 'A Hybrid Multi-Region Method (HMR) for Assessing the Environmental Impact of Private Consumption', *Ecological Economics*, 69(12): 2510-2561.

Wereldbank (2017), *World Development Indicators: GDP per Capita*, International Comparison Program database, http://data.worldbank.org/indicator/NY.GDP.PCAP.PP.CD?year_high_desc=true.

Werf, E. van der & S. Peterson (2009), 'Modeling Linkages between Climate Policy and Land Use: An Overview', *Agricultural Economics*, 40(5): 507-517.

Wijkander, H. (1985), 'Correcting externalities through taxes on/subsidies to related goods', *Journal of Public Economics*, 28: 111-125.

Wilting, H., A. Hanemaaijer, M. van Oorschot & T. Rood (2015), *Trends in Nederlandse voetafdrukken 1995-2010*, Planbureau van de Leefomgeving, Den Haag.

Witthuis, J. de, T. Manders & J. Timmerhuis (2012), *Schaarste van grondstoffen*, Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag.

Zwick, E. & J. Mahon (2017), 'Tax Policy and Heterogeneous Investment Behavior', *American Economic Review*, 107: 217-248.

Appendix A

Energieverbruik in Nederland

In tekstkader 3.3 is het energieverbruik van Nederland weergegeven op basis van het verbruikssaldo. Ook de inschatting van de belastinggrondslag in Nederland in paragraaf 5.2 is hierop gebaseerd. Voor deze weergave is gekozen omdat het verbruikssaldo beter aansluit bij het doel van dit rapport, namelijk nagaan welke rol grondstoffen in de Nederlandse economie spelen en hoe deze rol is gerelateerd aan milieuschade. In plaats van het verbruikssaldo kan het finale energieverbruik worden gebruikt om het energieverbruik en de belastinggrondslag weer te geven. Het verschil tussen beide bestaat vooral uit de omzettingsverliezen bij de productie van energie, het eigen verbruik van energiedragers door de energiesector en distributieverliezen. Het verbruikssaldo is inclusief de omzettingsverliezen, het energieverbruik van de energiesector en de distributieverliezen, maar het finale energieverbruik niet. Als de energiesector meer energie produceert dan er in Nederland wordt verbruikt, is het verbruikssaldo negatief, zoals in het geval van benzine, diesel en kerosine. Voor elektriciteit is het verbruikssaldo positief, omdat er meer elektriciteit wordt ingevoerd dan uitgevoerd.

Tabel A1
Finaal energieverbruik in Nederland in 2015 en aandeel belastinggrondslag op basis van finaal verbruik

Fossiele b energiedrager	Energetisch gebruik			Niet-energetisch gebruik			Totaal	
	PJ	% Totaal finaal ge- bruik	% Grond- slag belast	PJ	% Totaal finaal ge- bruik	% Grond- slag belast	PJ	Be- last- deel
Aardolie grondstoffen	0	0%	0%	102	100%	0%	102	0
Aardolieproducten	577	62%	79%	353	38%	0%	930	455
Aardgas	627	88%	95%	87	12%	0%	714	597
Koolproducten	20	99%	16%	0,3 ²⁾	1%	0%	21	3
Hernieuwbaar	22	100%	0%	0 ³⁾	0%	0%	22	0
Elektriciteit	370	100%	78%	0 ⁴⁾	0%	0%	370	288
Overig ¹⁾	176	100%	0%	0	0%	0%	176	0
Totaal	1.792	77%	75%	542	23%	0%	2.334	1.344

Bron: CBS (omvang) en eigen berekeningen (aandeel belast)

- 1) 'Overig' bestaat voor ongeveer 97,5 procent uit warmte en daarnaast nog uit energie uit niet-bio-geen afval en reststromen en uit overige bronnen.
- 2) In de oude definitie werd het gebruik van steenkool voor de productie van ijzer en staal (circa 60 petajoule) als niet-energetisch meegeteld, in de nieuwe definitie is dit verlaten.
- 3) Substitutie van bijvoorbeeld aardolieproducten door biomassamaterialen (bijvoorbeeld poly-melkzuur of polyetheen) wordt niet toegerekend aan energiedragers maar zit in landbouwproducten.
- 4) Gebruik van elektriciteit voor het vervaardigen van aluminium uit bauxiet (was circa 20 petajoule) wordt niet meer als niet-energetisch meegerekend.

De energiebalans op basis van finaal energieverbruik bestaat uit het finale energieverbruik en het niet-energetisch gebruik van energiedragers. Het finale energieverbruik is de energie die de energieafnemers gebruiken voor energetische doeleinden. De laatste vorm van energieverbruik is het niet-energetische gebruik van energiedragers. Dit is het gebruiken van een energiedrager voor het maken van een product dat geen energiedrager is. Tabel A1 geeft deze alternatieve presentatie op basis van finaal verbruik. In Nederland bedraagt het totale finale energieverbruik van energie 2.334 petajoule in 2015. Daarvan is 77 procent energetisch en 23 procent niet-energetisch – volgens de nieuwe CBS-definitie (in gebruik sinds 2016). Het beeld voor Nederland voor het energetische en niet-energetische finale verbruik volgens de nieuwe definitie is in Tabel A1 weergegeven.

Voor 2015 is hier duidelijk te zien dat in termen van volumes en percentages het niet-energetische verbruik voornamelijk bestaat uit de inzet van aardolieproducten en -grondstoffen, aardgas en nog een relatief klein aandeel uit de inzet van koolproducten (steen­kool, bruin­kool, cokes, en dergelijke). De categorie 'aardoliegrondstoffen' bestaat voornamelijk uit ruwe aardolie en aardgascondensaat dat voor de productie van plastic wordt gebruikt. Bij aardolie­grondstoffen worden overigens geen grondstoffen vermeld voor energieproducten die ener­getisch worden verbruikt (zoals benzine en diesel), aangezien het verbruik van de ruwe olie in aardolieproducten als benzine en diesel anders een dubbeltelling zou opleveren. Bij de aardolieproducten kan ook een behoorlijk aandeel van het verbruik (38 procent) worden toe­gewezen aan de inzet als grondstof, denk hierbij bijvoorbeeld aan de productie van kunst­stoffen in de petrochemische industrie. Bij aardgas gaat het om een aandeel van 12 procent van het totale finale verbruik, waarvan de toepassing voornamelijk kan worden gevonden in de productie van kunstmest.

Appendix B

Productgroepen in Exiobase

Van de 200 in Exiobase onderscheiden productgroepen zijn er 16 die in geen enkel land worden geproduceerd. Daarvan hebben 13 productgroepen betrekking op het gebruik van secundair materiaal, twee op biovergisting en één betreft de diensten van extraterritoriale organisaties (zoals de Verenigde Naties, de OESO, de Europese Unie of de Wereldbank). In Nederland worden 156 van de 200 productgroepen gemaakt. Vooral bij de fossiele grondstoffen en de metaalertsen zijn er veel producten die niet in Nederland worden gemaakt (zie Tabel B1). Van de overige mineralen, die naast aardgas het meest in Nederland worden gewonnen, onderscheidt Exiobase maar drie categorieën: stenen (die niet in Nederland worden gewonnen), zand en klei en overige mineralen (waar onder andere zout, chemische mineralen en minerale meststoffen onder vallen). Van de materialen en eindproducten wordt een kleiner deel van de in Exiobase aanwezige producten niet in Nederland geproduceerd. Van de basismetalen wordt wel een relatief groot aandeel niet in Nederland geproduceerd, maar dat zijn alleen metalen gebaseerd op secundaire materialen. Verder valt het grote aantal elektriciteits- en afvalproducten in Nederland op.

Tabel B1
De 18 geaggregeerde productgroepen in relatie tot het aantal onderliggende productgroepen

	In Exiobase	In Nederland
Fase 1		
Landbouw, bosbouw en visserij	19	15
Fossiele grondstoffen	12	5
Metaalertsen	8	1
Overige mineralen	3	2
Fase 2 en 3		
Voedings- en genotsmiddelen	12	12
Raffinageproducten	21	17
Plastics en overige chemische producten	7	6
Biobrandstoffen	4	4
Bouwmaterialen en glas	9	6
Basismetalen	13	7
Metaalproducten	9	9
Overige producten	10	8
Elektriciteit	14	11
Overige nutsvoorzieningen (gas en water)	8	6
Bouw	2	1
Vervoersdiensten	7	7
Overige diensten	22	21
Fase 4		
Afval	20	19
Totaal	200	157

Appendix C

Schaduwrijzen

De in deze studie gebruikte kengetallen komen uit het *Handboek Schaduwrijzen 2017* (CE Delft 2017). Dit handboek geeft schaduwrijzen voor emissies van verontreinigende stoffen en voor landgebruik. Het handboek van 2017 geeft alleen schaduwrijzen voor Nederland en niet voor andere regio's van landen. Voor broeikasgassen is dat niet zo'n probleem, omdat de door broeikasgassen veroorzaakte klimaatverandering een mondiaal probleem is. Waar de schadeveroorzakende stoffen (broeikasgassen) worden geëmitteerd, is voor klimaatverandering niet relevant, zodat de milieuschade en de waardering daarvan niet plaatsgebonden zijn. Daarom kunnen voor broeikasgassen voor alle regio's dezelfde schaduwrijzen worden genomen. Voor andere stoffen ligt dat in beginsel anders en is het effect van de milieuschade afhankelijk van de plaats waar de milieuschadelijke stof wordt uitgestoten. De gezondheidsschade die de stof veroorzaakt is bijvoorbeeld afhankelijk van de bevolkingsdichtheid en bevolkingssamenstelling (vooral naar leeftijd) rond de emitterende bron.

In een eerdere versie van het handboek werden aparte schaduwrijzen voor de Europese Unie gegeven (CE Delft 2010a,b), maar in het nieuwe handboek uit 2017 is dat niet het geval. Deze Europese schaduwrijzen uit het oude handboek zijn met de schaduwrijzen voor Nederland uit het nieuwe handboek gebruikt, om ook voor het nieuwe handboek Europese schaduwrijzen af te leiden.⁹⁴ Voor de andere regio's, de overige OESO-landen en de rest van de wereld, is geen informatie beschikbaar over de veroorzaakte schade en de waardering daarvan. Voor die regio's is daarom aangenomen dat de schaduwrijks hetzelfde is als de prijs voor de Europese landen. Wel is bij de waardering nog rekening gehouden met verschillen in inkomen (zie paragraaf 4.3).

Het handboek geeft afzonderlijke prijzen voor de emissie naar lucht, bodem en water van diverse verontreinigende stoffen. Omdat het grootste deel van de schade die deze stoffen veroorzaken gezondheidsschade is en deze schade in de rest van de Europese Unie lager is dan in Nederland (omdat de bevolkingsdichtheid daar lager is), zijn de prijzen voor de Europese Unie in de regel lager dan die van Nederland. De schaduwrijzen voor Nederland en de Europese Unie zijn weergegeven in Tabel C1.

De milieuschade door fijnstof die wordt geëmitteerd door het wegverkeer is groter dan de milieuschade door fijnstof door andere activiteiten. Het fijnstof door verkeer wordt namelijk dichter bij dichte bevolkingsconcentraties geëmitteerd. Dat geldt vooral voor fijnstof die door verbranding vrijkomt, de roetdeeltjes. Deze vallen onder de fijnere fractie fijnstof (PM_{2,5}). In het handboek (CE Delft 2017) zijn aparte schaduwrijzen voor verkeer gegeven voor twee verschillende typen weglocaties: het sterk verstedelijkt gebied en het landelijk gebied. In Exiobase wordt echter géén onderscheid gemaakt naar de weglocatie waar het verkeer fijnstof uitstoot. Daarom is een gemiddelde schaduwrijks voor de emissies van de fijnere fractie fijnstof voor verkeer bepaald, door rekening te houden met het aandeel van het verkeer dat in Nederland een bepaalde weglocatie gebruikt. Daarbij is ervan uitgegaan dat 5 procent van de emissie van de roetdeeltjes in sterk verstedelijkt gebied plaatsvindt. Deze gemiddelde schaduwrijks wordt gebruikt voor de emissies van de fijnere fractie fijnstof door wegverkeer in Nederland. Voor de andere regio's is verondersteld dat die zich op eenzelfde manier tot de

⁹⁴ Hiertoe zijn de Nederlandse schaduwrijzen uit het nieuwe handboek vermenigvuldigd met de verhouding tussen de Europese en Nederlandse schaduwrijzen uit het oude handboek.

Tabel C1
Schaduw prijzen voor Nederland en de Europese Unie (in euro2015 per ton)

Stofnaam	Formule	Nederland	Europese Unie
<i>Broeikasgassen</i>			
Koolstofdioxide	CO ₂	57	57
Methaan	CH ₄	1.750	1.750
Lachgas	N ₂ O	15.010	15.010
Zwavelhexafluoride	SF ₆	1.331.040	1.331.040
Fluorkoolwaterstoffen ¹	HFK's	57	57
Perfluorkoolwaterstoffen ¹	PFK's	57	57
<i>Luchtverontreinigende stoffen</i>			
Zwaveldioxide	SO _x	24.930	14.974
Stikstofoxiden	NO _x	34.660	31.521
Ammoniak	NH ₃	30.530	19.219
Vluchtige organische stoffen (niet-methaan)	NMVOS	2.100	1.174
Grovere Fractie Fijnstof	PM _{2,5-10}	4.930	2.335
Fijnere Fractie Fijnstof	PM _{2,5}	79.530	4.1483
Fijnere Fijnstof Verkeer	PM _{2,5} -verkeer	149.350	7.7902
<i>Overige stoffen naar lucht</i>			
Koolstofmonoxide	CO	96	96
Polychloorbifenyyl	PCB	11	11
Dioxines	PCDD/PCDF	67.055.950.000	67.027.338.337
Hexachloorbenzeen	HCB	195.000	195.000
Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's)			
Benzo(a)Pyreen		11.430	11.430
Benzo(b)fluorantheen ²		2.281	2.281
Benzo(k)fluorantheen ²		1.773	1.773
Indeen(1,2,3-cd)pyreen ²		6.236	6.236
Overige PAK's ³		162	162
Zware Metalen			
Arsenicum	As	1.033.000	927.280
Cadmium	Cd	1.159.000	1.049.488
Chroom	Cr	531	288
Koper	Cu	4.200	4.200
Kwik	Hg	34.481.000	34.481.000
Nikkel	Ni	133.000	78.264
Lood	Pb	5.908.000	5.545.990
Seleen	Se	90.200	90.200
Zink	Zn	11.820	11.820
<i>Stoffen naar water</i>			
Stikstof naar water	N	3.110	3.110
Fosfaat naar water	P	1.900	1.900

Bron: CE Delft (2017) en voor de schaduw prijzen voor de Europese Unie eigen berekening op basis van CE Delft (2010a, 2010b en 2017)

¹ De schaduw prijzen voor HFK's en PFK's zijn uitgedrukt in ton CO₂-equivalenten omdat Exiobase de emissies van deze stoffen ook in CO₂-equivalenten geeft. De schaduw prijs voor SF₆ is echter per ton SF₆.

² Voor Benzo(b)fluorantheen, Benzo(k)fluorantheen, Indeen(1,2,3-cd)pyreen en de overige Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's) zijn in het *Handboek Schaduw prijzen* uit 2017 geen schaduw prijzen gegeven. De hier gegeven schaduw prijzen zijn afgeleid van de schaduw prijs van Benzo(a)pyreen, waarbij gebruik is gemaakt van de karakterisatiefactoren van de stoffen uit Li et al. (2015).

schaduwprijs voor Nederland verhoudt als de schaduwprijs van de fijnere fractie fijnstof door andere bronnen.

De zeevaart stoot een groot deel van de emissies uit op open zee. Van deze emissies wordt aangenomen dat ze geen milieuschade veroorzaken. Daarom wordt voor stoffen die vooral schade aan de gezondheid veroorzaken alleen de emissie dicht bij land gewaardeerd, waarbij de emissie binnen de zone van 500 kilometer volledig wordt meegenomen en de emissies binnen de zone van 500-1.000 kilometer voor de helft. Aangenomen wordt dat in beide zones ongeveer 10 procent van de afstand door de zeevaart wordt afgelegd (opgeteld voor vertrek en aankomst), zodat 15 procent van de emissie van deze stoffen door de zeevaart zal worden gewaardeerd. Dit zal worden gedaan voor alle emissies naar lucht, behalve voor de broeikasgassen en voor de stoffen die bijdragen aan grootschalige luchtverontreiniging (NO_x, SO₂, NH₃ en NMVOS). Voor de milieuschade veroorzaakt door de luchtvaart zijn geen correcties toegepast.

Voor de analyse zijn de centrale waarden van de schaduwrijzen uit het *Handboek Schaduwrijzen 2017* gebruikt (CE Delft 2017). De centrale waarden geven de best mogelijke schatting van de milieuschade, gegeven de onzekerheden van de waardering van de endpoints zoals gezondheid en biodiversiteit (CE Delft 2017: 30). Daarnaast geeft het handboek boven- en onderwaarden van de schaduwrijzen, die zijn voorgeschreven voor maatschappelijke kosten-batenanalyses van overheidsbeleid.

Hoewel de boven- en onderwaarden niet direct een bandbreedte geven voor onzekerheid van de centrale waarden van de schaduwrijzen, geven ze wel enig inzicht in die onzekerheid. Voor de broeikasgassen is de bovenwaarde van de schaduwrijzen echter gelijk aan de centrale waarde. De onder- en bovenwaarden van de broeikasgassen zijn gebaseerd op de twee energie- en klimaatscenario's uit de WLO (Welvaart en Leefomgeving), waarbij de onderwaarden horen bij een mondiaal beleidsdoel om de opwarming van de aarde te beperken tot 3,5 á 4 graden en de bovenwaarden bij een beleidsdoel van maximaal 2,5 á 3 graden opwarming (Aalbers et al. 2016). In het handboek wordt dat laatste doel ook voor de centrale waarde van de schaduwrijzen voor broeikasgassen gebruikt, omdat die volgens de opstellers van het handboek het meest overeenkomt met het huidige beleid. Als bovenwaarde voor broeikasgassen zou dan de schaduwrijzen kunnen worden genomen die hoort bij een beleidsdoel om de aarde tot maximaal 2 graden op te warmen. Daarvoor geldt een schaduwrijzen van 60 tot 300 euro (Aalbers et al. 2016).

Het handboek komt op basis van de meta-analyse uit Kuik et al. (2009) tot een schaduwrijzen voor broeikasgassen bij een '2 graden-scenario' van 79 euro per ton CO₂ (CE Delft 2017: 40 en 108). Deze schaduwrijzen zal hier worden gebruikt om de bovengrens van de milieuschade te bepalen, waarbij die prijs wel nog inclusief btw moet worden gemaakt. De schaduwrijzen voor de ondergrens en de bovengrens zijn in tabel C2 weergegeven. De tabel geeft alleen schaduwrijzen voor Nederland, maar op eenzelfde manier als voor de centrale waarde (zie paragraaf 4.3), kan ook voor de onder- en bovengrens een Europese schaduwrijzen worden bepaald.

Tabel C2
Ondergrens en bovengrens van schaduw prijzen voor Nederland (in euro2015 per ton)

Stofnaam	Formule	Ondergrens	Centrale waarde	Bovengrens
<i>Broeikasgassen</i>				
Koolstofdioxide	CO ₂	14	57	93
Methaan	CH ₄	448	1.750	2.880
Lachgas	N ₂ O	3.750	15.010	24.704
Zwavelhexafluoride	SF ₆	333.000	1.331.000	2.190.604
Fluorkoolwaterstoffen	HFK's	14	57	93
Perfluorkoolwaterstoffen	PFK's	14	57	93
<i>Luchtverontreinigende stoffen</i>				
Zwavel dioxide	SO _x	17.740	24.930	38.730
Stikstofoxiden	NO _x	24.050	34.660	53.700
Ammoniak	NH ₃	19.700	30.530	48.810
Vluchtige organische stoffen (niet-methaan)	NMVOS	1.610	2.100	3.150
Grovere Fractie Fijnstof	PM _{2,5-10}	3.512	4.930	8.787
Fijnere Fractie Fijnstof	PM _{2,5}	56.810	79.530	122.170
Fijnere Fijnstof Verkeer	PM _{2,5} -verkeer	106.550	149.350	229.250
<i>Overige stoffen naar lucht</i>				
Koolstofmonoxide	CO	74	96	152
Polychloorbifenyyl	PCB	3	11	22
Dioxines	PCDD/PCDF	49.020.220.000	67.055.950.000	103.589.890.000
Hexachloorbenzeen	HCB	142.000	195.000	30.2000
Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's)				
Benzo(a)Pyreen		8.360	11.430	17.660
Benzo(b)fluorantheen		1.668	2.281	3.524
Benzo(k)fluorantheen		1.297	1.773	2.740
Indeen(1,2,3-cd)pyreen		4.561	6.236	9.635
Overige PAK's		119	162	251
Zware Metalen				
Arsenicum	As	703.000	1.033.000	1.228.000
Cadmium	Cd	798.000	1.159.000	1.831.000
Chroom	Cr	152	531	1.020
Koper	Cu	1.150	4.200	8.250
Kwik	Hg	24.766.000	34.481.000	53.632.000
Nikkel	Ni	75.000	133.000	225.000
Lood	Pb	3.967.000	5.908.000	6.596.000
Seleen	Se	65.100	90.200	140.100
Zink	Zn	2.250	11.820	31.550
<i>Stoffen naar water</i>				
Stikstof naar water	N	3.110	3.110	3.110
Fosfaat naar water	P	470	1.900	3710

Bron: CE Delft (2017)

Appendix D

Milieuschade landgebruik

Naast milieuschade door de emissie van gevaarlijke stoffen, is met Exiobase ook de milieuschade door landgebruik bepaald. Exiobase geeft alleen het landgebruik dat nodig is voor gewassen, grasland en bossen. Daarbij wordt landgebruik voor 13 gewassen, voor grasland en voor bossen onderscheiden. In totaal wordt er volgens Exiobase ongeveer 88 miljoen vierkante kilometer land gebruikt, waarvan bijna 26.000 vierkante kilometer in Nederland. Dat is 0,03 procent van het mondiale landgebruik. Het grootste deel van het land wordt gebruikt in de rest van de wereld. Bijna driekwart van het land wordt daar gebruikt. Bosgronden hebben het grootste aandeel in het mondiale landgebruik. Ongeveer 46 procent is bosgrond en ruim 38 procent is grasland. Voor de diverse gewassen wordt nog geen 16 procent van het land gebruikt.

Tabel D1

Landgebruik voor landbouwproducten, opgesplitst naar regio en gewas

	Nederland	Rest Europa	Rest OESO	Rest wereld	Totaal
Rijst	0,0%	0,1%	0,2%	2,0%	1,5%
Tarwe	5,8%	7,4%	2,8%	1,9%	2,3%
Overige granen	3,0%	10,1%	3,8%	3,2%	3,7%
Wortel- en knolgewassen	6,5%	1,0%	0,1%	0,8%	0,6%
Suikerbieten	3,4%	0,6%	0,1%	0,3%	0,3%
Peulvruchten	0,1%	0,4%	0,4%	0,9%	0,8%
Notengewassen	0,0%	0,2%	0,1%	0,1%	0,1%
Oliegewassen	0,3%	4,9%	2,5%	2,5%	2,7%
Groentegewassen	4,1%	0,8%	0,2%	0,6%	0,5%
Fruiteelt en boomgaarden	0,9%	1,7%	0,2%	0,6%	0,6%
Vezelgewassen	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Overige gewassen	0,0%	0,1%	0,6%	0,6%	0,6%
Voedergewassen	29,9%	9,2%	4,3%	0,8%	2,0%
Grasland	31,8%	19,3%	38,4%	39,6%	38,3%
Bosgronden	14,1%	44,2%	46,3%	46,1%	46,0%
Totaal	0,03%	5,0%	21,4%	73,6%	100,00%

Bron: eigen berekeningen met behulp van Exiobase

Omdat hier het landgebruik over de hele keten wordt meegenomen, kan er ook landgebruik nodig zijn bij het maken van materialen die géén hout of gewas als primaire grondstof hebben. Uit de berekeningen met Exiobase blijkt dan ook dat voor alle grondstoffen die in Nederland worden gewonnen en voor alle materialen die in Nederland worden geproduceerd wel land wordt gebruikt, maar voor een aantal materialen is dat landgebruik toch wel bijzonder hoog.

Het vermoeden is dat er in Exiobase te veel landgebruik wordt toegewezen aan producten die geen gewassen, gras of hout als primaire grondstof hebben. Vooral het hoge landgebruik voor basisplastics valt op. Voor de productie van basisplastics in Nederland is meer dan 90.000 vierkante kilometer land nodig. Dat is meer dan tweeëneenhalf keer het landoppervlak van Nederland. Meer dan de helft van het land dat nodig is voor basisplastics, is grasland, dat wordt gebruikt voor overige gewassen⁹⁵ en ongeveer een kwart voor bosgrond. Onduidelijk is welke grondstoffen voor basisplastics daar dan voor worden gewonnen. Van de overige gewassen lijken dat alleen natuurrubber en planten die primair worden gebruikt voor parfums, medicijnen, bestrijdingsmiddelen en dergelijke te zijn. Daarnaast kan land ook worden gebruikt voor intermediaire producten, zoals land voor hout dat wordt bijgestookt in elektriciteitscentrales. Maar een omvang van meer dan 90.000 vierkante kilometer lijkt onwaarschijnlijk, ook als rekening wordt gehouden met de grote productieomvang van basisplastics (meer dan 44 miljard euro).

Tabel D2

Oppervlakte en milieuschade van landgebruik voor de winning van grondstoffen en de productie van materialen in Nederland

	Oppervlakte (km ²)	Milieuschade (mln. euro)	Percentage productie
Fase 1			
Houtwinning	4.595	88,8	47,1%
Zand-, klei- en grindwinning	733	5,3	0,7%
Fase 2			
Textiel	4.574	33,0	1,0%
Bewerkt hout en houtproducten	51.353	376,9	10,9%
Pulp	11.278	81,8	1,7%
IJzer en staal	578	8,6	1,2%
Aluminium	1.088	9,0	0,5%
Lood, zink en tin	539	5,0	0,4%
Koperproducten	1.215	9,4	0,4%
Edelmetalen	223	2,1	0,5%
Overige non-ferro metalen	1.530	13,1	0,6%
Glas	520	4,1	0,9%
Bakstenen en tegels	828	6,7	0,8%
Cement	5.344	38,7	0,7%
Nafta	1.856	14,9	0,5%
Basisplastics	92.460	681,3	1,5%
Chemicaliën overig	11.419	87,5	1,3%
Bitumen	34	0,3	0,5%
Fosfor	176	1,3	0,7%
Stikstof	82	0,6	0,6%
Secundaire ruwe materialen	904	7,9	1,1%

⁹⁵ Voor basisplastics wordt in Exiobase al het grasland, evenals alle voedergrassen, toegekend aan de overige gewassen die in de productieketen van basisplastics worden gebruikt.

Ook bij andere materialen, zoals cement en overige chemicaliën, die ook een relatief hoog landgebruik kennen, is ongeveer de helft van het landgebruik grasland en ongeveer een kwart bosgrond. Bij de metaalmaterialen is het aandeel van bosgronden echter hoger en het aandeel van grasland lager. Voor ijzer en staal is zelfs meer dan de helft van het landgebruik bosgrond. En voor de materialen waarvoor hout een primaire grondstof is, is het aandeel van bosgrond ook hoger. Voor pulp is ongeveer driekwart van het landgebruik bosgrond, voor houtwinning iets meer dan 80 procent en voor bewerkt hout en houtproducten zelfs meer dan 95 procent. Het totale landgebruik voor bewerkt hout en houtproducten is ruim 51.000 vierkante kilometer, ongeveer anderhalf keer de landoppervlakte van Nederland. Textiel gebruikt vezelgewassen als katoen, vlas en hennep als grondstof, maar minder dan 0,5 procent van het landgebruik voor textiel bestaat uit vezelgewassen. Ook voor textiel is meer dan de helft van het landgebruik grasland en meer dan een kwart bosgrond.

Bijna al het landgebruik vindt plaats buiten Nederland. Voor alle producten geldt dat minder dan 4 procent van het land binnen Nederland wordt gebruikt. Een uitzondering is houtwinning. Daarvan vindt ruim 93 procent van het landgebruik binnen Nederland plaats en dat is dan ook nog eens bijna allemaal binnen de sector zélf. Omdat alleen aan producten uit de landbouw en bosbouw landgebruik wordt toegekend, kennen de andere producten géén landgebruik in de eigen sector.

Zoals aangeven is het landgebruik het hoogst voor basisplastics. De veroorzaakte milieuschade is dan ook het hoogst voor basisplastics, bijna 700 miljoen euro. Voor bewerkt hout en houtproducten is de milieuschade ongeveer 375 miljoen euro en voor houtwinning, pulp en overige chemicaliën ligt de milieuschade tussen de 80 en 90 miljoen euro. Van textiel en cement ligt de milieuschade van landgebruik rond de 35 miljoen euro en van de andere producten is dat lager dan 15 miljoen euro. Als aandeel van de productie ligt de milieuschade voor bijna alle producten onder de 1,5 procent. Voor pulp ligt dat percentage er iets boven. Voor bewerkt hout en houtproducten is de milieuschade ruim 10 procent van de productiewaarde en voor houtwinning is dat zelfs bijna de helft.

Appendix E Recycling- en beheerbijdragen in detail

Het overgrote deel van de winkeliers, goed voor circa 90 procent van de detailhandelsmarkt voor elektronica en energiezuinige verlichting, heeft zich aangesloten bij Wecycle (NVMP 2012). Volgens de Vereniging Nederlandse Verwijdering Metalelektro Producten (NVMP 2012) verzamelde in 2011 ook een op de zes gemeenten e-waste in de ijzercontainer en verkocht deze aan commerciële verwerkers, ondanks het exclusieve contract met Wecycle. Op deze manier lekt volgens het onderzoek van NVMP jaarlijks 0,4 kilogram per hoofd van de bevolking (6,7 miljoen kilogram in totaal) weg uit de gecontroleerde inzameling. De spanning tussen het tegen een onkostenvergoeding leveren aan de inzamelsystemen en verkopen aan de schroothandel neemt toe naarmate de grondstofprijzen verder stijgen. Als een beduidend hogere opbrengst kan worden gerealiseerd, zal de neiging groter worden om (bepaalde soorten) e-waste te verkopen. Een bijzonder schadelijk lek in de verantwoorde verwerking van e-waste is dan ook de illegale uitvoer ervan naar ontwikkelingslanden. Uitvoer van e-waste is verboden, maar wordt vaak 'vermomd' als export van elektronica voor hergebruik, wat wel is toegestaan. In de grote stroom containers die door de havens gaat, zijn zulke illegale ladingen moeilijk te traceren. Daarbij moeten justitie en douane ook nog aantonen dat de oude apparaten niet functioneren en dat er dus sprake is van illegale export. Volgens NVMP (2012) wordt de aanpak van illegale export van e-waste effectiever als de bewijslast wordt omgekeerd. De exporteur moet dan aantonen dat de apparaten zijn getest op hun geschiktheid voor hergebruik in het land van bestemming en zijn voorzien van een certificaat van die strekking. Export van een container met elektronica zonder zulke certificaten kan dan met weinig inspanning van de autoriteiten worden geblokkeerd (zie ook Ministerie van VROM, 2005, 2007 en 2009).

Voor auto's, accu's, autobanden en scooters geldt, in tegenstelling tot de bijdragen voor consumentenbatterijen, elektrische apparaten, energiezuinige lampen en armaturen, dat consumenten de recyclingbijdragen nog wel expliciet op de bon zien staan. In 2015 waren de inkomsten van Auto Recycling Nederland (ARN) uit de recyclingbijdrage voor auto's ongeveer 22,5 miljoen euro en voor (grote) batterijen en accu's 4,5 miljoen euro.⁹⁶ Voor auto's geldt al een aantal jaar dat de inkomsten uit de recyclingbijdrage de recyclingkosten niet dekken en dus aanspraak moet worden gedaan op het fonds, dat tussen 2010 en 2015 met 20,9 miljoen euro is gedaald. Bij grote batterijen en accu's is juist sprake van een stijging. Het fonds is tussen 2010-2015 met ongeveer 7,3 miljoen euro toegenomen. Batterijen uit elektrische auto's worden nu nog niet in groten getale afgedankt, maar de verwachting is dat deze toename op korte termijn zal moeten worden aangesproken om het aanbod van afgedankte batterijen uit elektrische auto's en de daarbij behorende recyclingkosten op te vangen. Per 7 juli 2015 heeft het ministerie van Infrastructuur en Milieu het RecyBEM-systeem algemeen verbindend verklaard. Voor iedere nieuwe autoband die op de Nederlandse markt wordt gebracht, dient de bijdrage betaald te worden aan de Stichting Fonds Band en Milieu. De

⁹⁶ De recycling van consumentenbatterijen en batterijen voor e-bikes wordt georganiseerd door Stichting Batterijen (Stibat). Batterijen zwaarder dan 350 kilo en accu's vallen onder ARN. Accu's van brom- en snorfietsen (en de voertuigen zelf) worden door Scooter Recycling Nederland (SRN) verwerkt.

algemeenverbindendverklaring verplicht alle producenten en importeurs van autobanden, caravans en aanhangwagens om de bijdrage te betalen. Consumenten zien in het algemeen de bijdrage bij de aanschaf van nieuwe banden bij montagepunten of garagebedrijven. Jaarlijks zamelt RecyBEM ongeveer 7,5 tot 8 miljoen gebruikte banden in, tegen een bijdrage van 1,30 euro per band. Dat resulteert in een opbrengst van ongeveer 9,8 tot 10,4 miljoen euro per jaar. In tabel E1 wordt een overzicht van de tarieven in 2017 gegeven.

Tabel E3
Recycling- en beheerbijdragen 2017

	Euro:	Eenheid:
ARN-tarieven (incl. btw):		
Personenauto	€ 42,50	euro/auto
Li-ion accu (hybride/elektr. auto; ≤5 kg)	€ 10,00	euro/accu
Li-ion accu (hybride/elektr. auto; >5 kg en ≤25 kg)	€ 25,00	euro/accu
Li-ion accu (hybride/elektr. auto; >25 kg en ≤100 kg)	€ 75,00	euro/accu
Li-ion accu (hybride/elektr. auto; >100 kg en ≤350 kg)	€ 75,00	euro/accu
Industriële batterijen (high voltage; >350 kg)	Variabel	euro/accu
Li-ion industriële batterijen (voor e-bike)	€ 3,00	euro/kg
RecyBEM-tarief (incl. btw):		
Autoband	€ 1,30	euro/band
SRN-tarief (incl. btw):		
Bromfiets/snorfiets	€ 5,00	euro/bromfiets
Stibat-tarieven (excl. btw): ^{a)}		
Consumentenbatterijen (excl. knoopcellen; ≤50 g)	€ 0,02	euro/batterij
Consumentenbatterijen (excl. knoopcellen; >50 g en ≤150 g)	€ 0,10	euro/batterij
Consumentenbatterijen (excl. knoopcellen; >150 g en ≤250 g)	€ 0,20	euro/batterij
Consumentenbatterijen (excl. knoopcellen; >250 g en ≤500 g)	€ 0,36	euro/batterij
Consumentenbatterijen (excl. knoopcellen; >500 g en ≤750 g)	€ 0,60	euro/batterij
Consumentenbatterijen (excl. knoopcellen; >750 g en ≤1 kg)	€ 0,92	euro/batterij
Knoopcellen	€ 0,005	euro/batterij
Draagbare batterijen (>1 kg)	€ 2,37	euro/batterij

Bron: Compendium voor de Leefomgeving, ARN, SRN, Stibat, NVMP, RecyBEM

^{a)} Voor de consumentenbatterijen worden de tarieven voor lithium/lithium-ionbatterijen gepresenteerd. Voor overige batterijen gelden lagere tarieven per categorie.