



Milieuprijzen afval

Een eerste verkenning



Committed to the Environment

Milieuprijzen afval

Een eerste verkenning

Dit rapport is geschreven door:

Sander de Bruyn, Geert Warringa, Martijn Broeren, Daan Juijn, Maarten Bruinsma, Joukje de Vries

Delft, CE Delft, februari 2022

Publication code: 21.190390.113

Afval / Milieu / Prijsstelling / Economische factoren / Grondstoffen / Hergebruik / Milieuschade / Toxische effecten / Gezondheid

Oprichtgever: Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat en Inspectie Leefomgeving en Transport

Alle openbare publicaties van CE Delft zijn verkrijgbaar via www.ce.nl

Meer informatie over de studie is te verkrijgen bij de projectleider Sander de Bruyn (CE Delft)

© copyright, CE Delft, Delft

CE Delft

Committed to the Environment

CE Delft draagt met onafhankelijk onderzoek en advies bij aan een duurzame samenleving. Wij zijn toonaangevend op het gebied van energie, transport en grondstoffen. Met onze kennis van techniek, beleid en economie helpen we overheden, NGO's en bedrijven structurele veranderingen te realiseren. Al 40 jaar werken betrokken en kundige medewerkers bij CE Delft om dit waar te maken.



Content

	Samenvatting	4
1	Inleiding	8
	1.1 Aanleiding van dit onderzoek	8
	1.2 Doel project	9
	1.3 Achtergronden milieuprijzen afval	9
	1.4 Relatie met andere onderzoeken	13
2	Milieu-impacts van afvalstromen	14
	2.1 Inleiding	14
	2.2 Indeling afvalstromen	14
	2.3 Methode, afbakening en onderzochte technieken	15
	2.4 Modelleren van milieu-impacts afvalverwerkingsroutes	20
	2.5 Recycling van chemisch afval op basis van preventiekosten	20
3	Verdieping humane toxiciteit	23
	3.1 Inleiding	23
	3.2 Behandeling in het Handboek Milieuprijzen 2017	23
	3.3 Onderzoeksroutes voor een nieuwe bepaling van de milieuprijs voor humane toxiciteit	24
	3.4 Nieuwe midpointschatting humane toxiciteit	31
4	Verdieping bodemassen	33
	4.1 Verwerkingsroutes bodemassen	33
	4.2 Milieuprijzen verwerkingsroutes	35
	4.3 Uitloging van verontreinigingen in bodemas	37
	4.4 Wasproces, storten slibresidu en uitgespaarde materialen	42
5	Resultaat: milieuprijzen afval	44
	5.1 Inleiding	44
	5.2 Resultaten milieuprijs per afvalstroom	44
	5.3 Onzekerheid van de resultaten	48
	5.4 Gebruik van de resultaten	50
	Bibliografie	53
	Bijlagen	59
A	Opwerking van bodemas	60
	A.1 Hoeveel bodemas wordt volledig gereinigd tot niet-vormgegeven bouwstof?	60
B	Omvang afvalstromen	62



C	Milieudata op basis van de Nederlandse situatie	63
D	Details modellering milieu-impact	65
	D.1 Gebruikte bronnen per afvalstroom en techniek	65
E	Details resultaten milieuprijzen	73
F	Tabellen humane toxiciteit	79
	F.1 Totale schadekosten EU28	79
	F.2 Schadekosten voor Nederland	80
G	Milieuprijzen omrekenen naar gewenst prijsniveau	82



Samenvatting

Aanleiding

Milieuprijzen geven de welvaartsverliezen weer (uitgedrukt in euro's) die optreden als schade aan het milieu wordt veroorzaakt. Deze welvaartsverliezen zijn berekend op basis van wetenschappelijke inzichten over de verspreiding van emissies in het milieu, de impacts op mens en dier en de waardering van die impacts. CE Delft heeft in diverse handboeken milieuprijzen berekend voor emissies in Nederland, de EU28 en emissies van transport. De milieuprijzen zijn indicatief voor de schade die toegebracht wordt aan het milieu door emissies van stoffen en andere milieu-ingrepen zoals geluidshinder en straling.

Milieuprijzen worden veelvuldig gebruikt in prioriteitsafwegingen, zoals beleidsafwegingen, inkoopprocessen en tools gericht op maatschappelijk verantwoord ondernemen. Daarbij werd van diverse kanten de wens geuit om ook voor samengestelde milieu-ingrepen, zoals het ontstaan van afval, milieuprijzen te kunnen gebruiken. Dit geeft inzicht in de milieukosten van verschillende vormen van afvalverwerking.

Doelstelling

Het doel van dit onderzoek is om een eerste verkenning te doen naar de milieuprijs voor diverse categorieën van afvalstoffen. Hierbij is onderscheid gemaakt naar de verwerkingsroutes verbranden, recyclen of (gecontroleerd en ongecontroleerd) storten.

Aanpak

Op basis van bestaande studies hebben we onderzocht welke milieu-impacts samenhangen met het inzamelen, sorteren en verwerken van afvalstromen. Daarbij is ook het verlies aan materiaal dat door verbranden en storten verloren gaat meegenomen, plus de terugwinning van energie door verbranding. Door bij elke afvalstroom uit te gaan van een typische voorbeeldstroom, hebben we met levenscyclusanalyse berekend wat de tot nu toe bekende milieu-impacts zijn over de gehele afvalstroom. Door deze milieu-impacts te wegen met milieuprijzen uit het Handboek Milieuprijzen 2017, is een milieuprijs per afvalstroom verkregen. Daarbij hebben we een verdiepingsslag aangebracht rondom bodemassen en de waardering van humane toxiciteit: recente onderzoeken laten zien dat de waardering uit het Handboek Milieuprijzen 2017 een onderschatting is. Via een herberekening komen we op een milieuprijs die thans een factor 3 hoger is dan in het Nederlandse Handboek Milieuprijzen 2017 bepaald.

Resultaten

Tabel 1 geeft een indicatie van de milieuprijzen per afvalstroom en verwerkingsroute. Het kan niet genoeg worden onderstreept dat de berekende milieuprijzen zijn gebaseerd op de huidige stand van kennis. Er is daarom meer onderzoek nodig om tot meer nauwkeurige milieuprijzen te komen.

De milieuprijzen gerangschikt in prijzen met een relatief lage en hoge onzekerheid. Een hogere onzekerheid ontstaat bij heterogene afvalstromen en bij afvalstromen waarbij

onvoldoende (Nederlandse) data beschikbaar zijn over de milieueffecten van diverse verwerkingsroutes.

Tabel 1 - Indicatieve milieuprijzen per afvalstroom en verwerkingsroute (€₂₀₁₅/ton afval)

Afvalstroom	Recycling/hogwaardige verwerking	Verbranding	Stort, gecontroleerd	Stort, ongecontroleerd
Specifieke milieuprijzen met relatief lage onzekerheid				
IJzerafval	20	60	689	689
Ander metaalafval	669	1.613	3.658	3.658
Gemengd metaalafval	115	288	1.125	1.125
Glasafval	13	99	77	76
Papierafval	97	282	396	469
Rubberafval	59	428	329	331
Plasticafval	176	728	674	676
Houtafval	11	60	99	101
Textielafval	66	1.238	1.187	1.196
Mineraal afval*	0	25	15	15
Milieuprijzen met relatief hoge onzekerheid				
Chemisch afval*		1.000		p.m.
Overig recyclebaar afval	124	482	755	761
Afgedankt materiaal	260	1.001	777**	780**
Dierlijk en plantaardig afval	5	34	16**	17**
Gemengd afval	124	772	779**	806**
Slib	1	118	p.m.^	p.m.^

* Voor chemisch afval is één milieuprijs berekend op basis van preventiekosten als gemiddelde over de verschillende verwerkingsroutes. Voor het storten van chemisch afval levert dit een onderschatting van de daadwerkelijke schade op (zie Paragraaf 2.5). Er kunnen geen preventiekosten voor het ongecontroleerd storten van chemisch afval worden afgeleid.

** Voor deze milieuprijzen is het opvallend dat storten (relatief) goed scoort. Alhoewel wij hebben ons in dit onderzoek gebaseerd op de best beschikbare data op dit moment (zie o.a. Tabel 4), zijn de milieuprijzen voor het storten van deze afvalcategorieën mogelijk aan de lage kant. We adviseren daarom nader onderzoek naar de integrale milieu-impacts van afgedankt materiaal, dierlijk en plantaardig afval en gemengd afval.

^ Pro Memorie. Er kon in het kader van dit onderzoek geen waardering voor de (illegale) stof van slib worden afgeleid (zie Paragraaf 2.3).

Uit deze tabel blijkt dat recycling voor alle afvalstromen de laagste schadekosten kent. Dit komt voornamelijk omdat er bij de overige verwerkingsroutes materiaal verloren gaat. De milieuprijs van recycling verschilt wel flink tussen verschillende afvalstromen. Zo is de milieuprijs van het recyclen van mineraal afval vrijwel nihil, doordat er voor het breken van mineraal afval weinig energie nodig is.

Bij metalen valt op dat stort tot veel hogere milieuprijzen leidt dan recyclen of verbranden. Dit komt doordat de productie van metalen zeer energie-intensief is, waardoor het verlies van metaal met een relatief hoge milieuprijs is geassocieerd. Ook recyclen scoort beter dan verbranden, omdat niet alle metalen hoogwaardig uit de bodemassen teruggewonnen kunnen worden.

De resultaten kunnen worden gebruikt om afvalstromen te optimaliseren naar verwerkingsroutes. Ook kunnen de resultaten worden gebruikt in kosten-batenanalyses als een inschatting van de externe kosten die met afvalstromen gemoeid zijn. Andere mogelijke toepassingen zijn bedrijfsmatige doorlichten, zoals in een milieujaarverslag, of bij risicoanalyses in beleid of bij bedrijven.

Bij deze toepassingen gelden wel een aantal beperkingen in de berekening van milieuprijzen die goed moeten worden begrepen. De voornaamste beperkingen zijn:

- De milieuprijzen leveren gemiddelde waarden op: gemiddelde situaties voor een gemiddelde afvalstroom op een gemiddelde locatie in Nederland. Binnen deze gemiddelden zijn er aanzienlijke verschillen mogelijk. Er zijn binnen elke afvalroute processen mogelijk die tot veel lagere milieuschadeprijzen leiden.
- De hier gepresenteerde milieuprijzen moeten worden gezien als ‘minimumprijzen’ die een indicatie geven van de tot nu toe bekende effecten van afvalstoffen onder optimale beheerscondities uitgedrukt in prijspeil 2015. In de praktijk zien we dat door de tijd heen er steeds meer wetenschappelijk bewijs komt voor de schadelijkheid van met name niet-of slecht afbreekbare stoffen in het milieu. Daarnaast kan illegale lozing of stort tot hogere milieuschadeprijzen leiden dan hier bepaald.

Bodemassen

Specifiek voor de stroom bodemassen hebben we een nadere analyse uitgevoerd om de milieuprijzen te bepalen. Bodemassen vormen het residu dat achterblijft na de verbranding van afval. Daarmee vormen bodemassen een verzamelcategorie die niet één op één zijn toe te schrijven aan de andere stromen van afval.

In het verleden werd bodemas veel toegepast onder bijvoorbeeld snelwegen, onder voorwaarde dat het materiaal afgedekt en gemonitord werd (om uitloging te voorkomen). Sinds 2021 vindt deze toepassing niet meer plaats omdat deze verboden is. We hebben daarom milieuprijzen bepaald voor drie mogelijk routes:

1. De bodemassen worden gewassen tot een niveau dat deze vrij mag worden toegepast. Bij het wassen ontstaat een slibresidu dat gestort moet worden.
2. De bodemassen worden gebonden in producten (bijvoorbeeld beton) zodat schadelijke stoffen niet kunnen uitloggen.
3. De bodemassen worden illegaal gestort.

De gemiddelde milieuprijs, uitgedrukt in euro per ton bodemas, is per route weergegeven in Tabel 2.

Tabel 2 - Indicatieve milieuprijzen van de drie routes (€ per ton bodemas)

	Gewassen bodemas en vrij toegepast		Ongewassen bodemas als immobilisaat		Ongewassen bodemas dat illegaal is gestort	
	Gem. prijs	Max. prijs	Gem. prijs	Max. prijs	Gem. prijs	Max. prijs
Milieu-impacts uitloging uit bodemas	2	5	19	53	53	100
Milieu-impacts wasproces	1	1	-	-	-	-
Milieu-impacts stort gewassen slibresidu	2	2	-	-	-	-
Milieu-impacts metaalverlies	-	-	-	-	-	73
Vermeden milieu-impacts uitgespaarde bouwstof	-1	-1	-1	-1	-	-
Totaal (€ per ton bodemas)	4	7	18	51*	53	173

* Door afrondingsverschillen tellen de cijfers niet op.

De tabel laat zien dat de milieuprijs varieert van € 4 (gemiddeld bij gewassen bodemas) tot € 173 per ton als maximale prijs bij illegale stort. Bij gewassen bodemassen is de milieuprijs het laagst, omdat het bodemas het minst verontreinigingen bevat. Het midden van de range wordt gevormd door ongewassen bodemas in cement- en betonproducten. Deze toepassing kent hogere milieuprijzen dan gewassen bodemassen, omdat er een risico is op uitloging van verontreinigingen als het beton aan het einde van de levensduur in een puinbreker belandt en niet als immobilisaat wordt toegepast in een volgend leven. De grootste impact vindt plaats bij illegale stort door de uitloging uit het bodemas en de metaalverliezen. Hierbij tekenen we aan dat de kosten mogelijk hoger kunnen zijn, omdat er mogelijk zeer zorgwekkende stoffen in het bodemas aanwezig zijn die nu nog niet gemeten kunnen worden.

Aanbevelingen

Deze studie geeft een eerste inschatting van de milieuprijzen per afvalstroom per verwerkingsroute. De kwaliteit van de onderliggende gegevens is aan onzekerheid onderhevig. Met name bij de (zeer) heterogene afvalstromen is meer vervolgonderzoek nodig. In het bijzonder is het aan te raden om de milieuprijzen verder aan te scherpen van afgedankt materiaal en chemisch afval (alle verwerkingsroutes), van het recyclen van metalen, van het storten en composteren van dierlijk en plantaardig afval en van het verbranden van slib. Als er meer informatie beschikbaar komt over de milieu-impacts van deze afvalstromen, wordt een update van de milieuprijzen aangeraden.

Ook kunnen, naast bodemassen, verdiepingsslagen worden gemaakt voor andere afvalgerelateerde problemen. Voorbeelden hiervan zijn het bijmengen van afvalstromen in brandstoffen of mestvergisters. Hiermee kan meer inzicht worden verkregen in de milieukosten van de verschillende verwerkingsroutes.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding van dit onderzoek

Milieuprijzen zijn kengetallen die de maatschappelijke waarde van milieuvervuiling berekenen en uitdrukken in euro's per kilogram vervuilende stof. Milieuprijzen geven daarmee de welvaartsverliezen weer die optreden als er één extra kilogram van de stof in het milieu terecht komt. Milieuprijzen zijn gebaseerd op wetenschappelijke inzichten over de verspreiding van emissies in het milieu, de impacts op mens en dier en de waardering van die impacts.

CE Delft heeft in 2017 voor het ministerie van I&W het Handboek Milieuprijzen 2017 opgesteld. Dit handboek, en de daarvan afgeleide uitbreidingen zoals het Handbook of Environmental Prices: EU28 version (2018) en het Handbook of External Costs of Transport (CE Delft; INFRAS; TRT; Ricardo, 2019) vormen een integraal methodologisch kader voor het waarderen van de schadelijke effecten van stoffen die in het milieu (lucht, water en bodem) terecht komen. Door economische waardering te koppelen aan milieukundige inzichten is een samenhangende systematiek ontwikkeld waarin emissies op stof-, midpoint-, en endpointniveau gewaardeerd worden. Het Handboek Milieuprijzen 2017 wordt veelvuldig toegepast in beleidsafwegingen, inkoopprocessen en MVO-tools zoals Environmental Profit and Loss accounts.

De Inspectie Leefomgeving en Transport (ILT) maakt elk jaar de ILT-brede risicoanalyse (IBRA). Deze IBRA kwantificeert de maatschappelijke risico's waarbij de ILT een taak heeft in euro's. Door de voor het ILT-domein taakgebonden risico's in euro's uit te drukken, wordt een onderlinge vergelijking van die risico's mogelijk. De IBRA is daarmee een belangrijk onderdeel voor de prioritering van capaciteitsinzet op ILT-taken.

Bij het kwantificeren in euro's maakt de IBRA op een aantal thema's gebruik van het Handboek Milieuprijzen 2017 dat CE Delft in (CE Delft, 2017c) heeft opgesteld op verzoek van het ministerie van I&W. In dit handboek worden voor meer dan 2.500 milieugevaarlijke stoffen een schadeschatting gegeven. Een dergelijke schadeschatting bestaat voor emissies van individuele stoffen. Voor samengestelde stoffen, zoals een afvalstroom die vrijkomt uit een productieproces en die verwerkt wordt, bestaat er echter geen milieuprijs. Wel is een milieuprijs te berekenen als alle emissies bekend zijn van de manier van afvalverwerking maar ILT heeft daar nu zelf onvoldoende gegevens over beschikbaar. Het ILT zou graag op basis van een afvalstroom en haar verwerking een milieuprijs hebben. Om de risico's op het ontstaan van specifieke afvalstromen in kaart te brengen verzoekt ILT aan CE Delft om voor afvalstromen een specifieke milieuprijs te ontwikkelen.

Ook het ministerie van I&W heeft belang bij een dergelijke analyse. Het ministerie laat periodiek het Handboek Milieuprijzen opstellen/actualiseren waarin de maatschappelijke milieukosten van emissies van stoffen is uitgewerkt voor Nederland. Deze prijzen worden onder andere gebruikt in maatschappelijke kosten-batenanalyses (MKBA's). Om een beter beeld te krijgen van de maatschappelijke kosten van afval, het storten, verbranden en het toepassen van afvalstromen in producten of als nuttige toepassing in landschapselementen, is nader onderzoek en de ontwikkeling van een methodiek nodig.

Het ministerie van I&W en ILT hebben CE Delft daarom gevraagd een studie uit te brengen voor het ontwikkelen van milieuprijzen voor afval. Deze milieuprijzen moeten meer houvast geven voor een betere onderbouwing van beleid en het bepalen van de risico's van afvalstromen in het toezicht, waarbij met name het tekort aan recycling geduid kan worden in termen van schadekosten voor de maatschappij.

1.2 Doel project

Het doel van dit onderzoek is om een eerste verkenning te doen naar de milieuprijs voor diverse categorieën van afvalstoffen. Hierbij is onderscheid gemaakt naar de verwerkingsroutes verbranden, recyclen of (gecontroleerd en ongecontroleerd) storten.

1.3 Achtergronden milieuprijzen afval

1.3.1 Samengestelde prijs

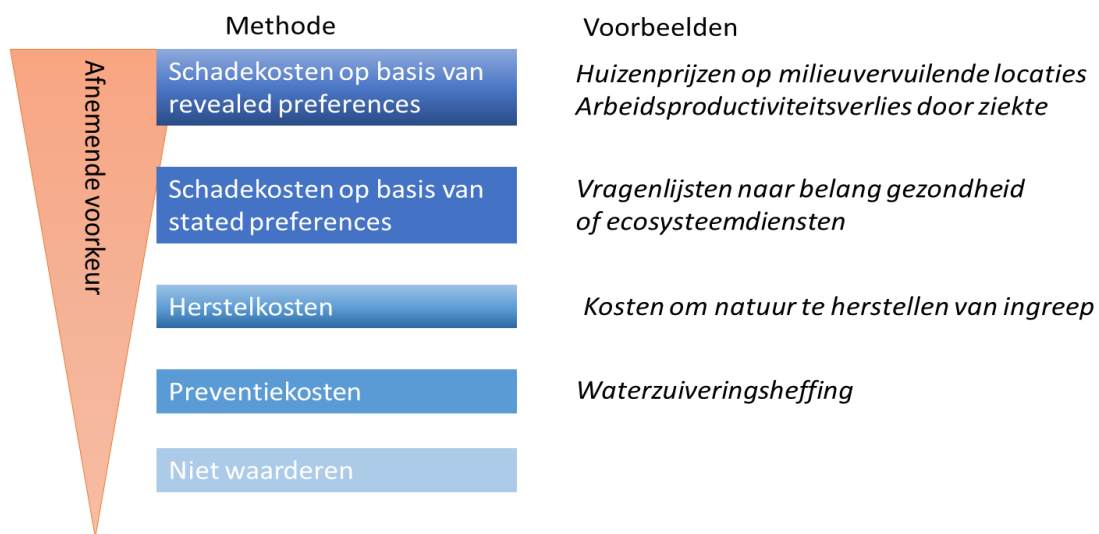
Het Handboek Milieuprijzen 2017 (CE Delft, 2017c) beveelt aan dat schadekosten worden gebruikt als grondslag bij de waardering van milieu-impacts. Schadekosten geven de materiële en immateriële schade weer die de milieu-impacts veroorzaken bij de getroffene. Ze zijn gelijk aan de betalingsbereidheid van de getroffene om milieuschade te voorkomen. Als er geen schadekostenmethoden voorhanden zijn, of de schadekostenmethoden te onzeker zijn, kunnen herstel- of preventiekosten als fallback-optie worden gebruikt.

Voor afval is het ingewikkeld om met specifieke schadekosten te komen omdat afval een samengestelde categorie van materialen is. Afvalstromen geeft diverse emissies, afhankelijk van de verwerkingsroute. Door deze emissies te kwantificeren en te vermenigvuldigen met de milieuprijs zou er een milieuprijs kunnen worden berekend van afval. Voor een dergelijke benadering zouden er voor diverse vormen van afvalstromen een LCA moeten worden uitgevoerd waarbij de milieu-impacts die ontstaan bij het verwerken van het afval volgens diverse verwerkingsroutes (recycling, verbranden of storten) worden bepaald op midpoint-niveau en deze effecten vervolgens worden gemonetariseerd middels milieuprijzen op midpointniveau. Daarbij zijn er veel onzekerheden over de hoeveelheid afvalstromen die zouden moeten worden gekwantificeerd (omdat de effecten van het recyclen of verbranden van verschillende soorten afval sterk uiteenlopen) en over de toerekening van de specifieke afvalstroom aan de milieubelasting van het verbranden of storten van afval (dat vaak in samengestelde vormen wordt verbrand of gestort).

1.3.2 Methodiek milieuprijzen leidend voor huidig project

De algemene methodiek voor de bepaling van milieuprijzen zal zijn gebaseerd op het Handboek Milieuprijzen 2017. In het Handboek Milieuprijzen 2017 wordt een voorkeursmethode gehanteerd voor waardering, waarbij waardering via schadekosten methodologisch de voorkeur verdient boven waardering op basis van herstelkosten of preventiekosten (zie Figuur 1). Echter, als waardering met schadekosten te onzeker is, kan waardering met preventiekosten de voorkeur verdienen. In het Handboek Milieuprijzen 2017 wordt klimaatverandering bijvoorbeeld met preventiekosten gewaardeerd omdat de waardering met schadekosten als te onzeker wordt beschouwd.

Figuur 1 - Methoden waarmee milieueffecten kunnen worden gewaardeerd



Deze voorkeur wordt ook gehanteerd in de huidige studie. Hierbij hebben we een drievoudig kwaliteitsniveau gebruikt in de benadering van de milieuprijs van een individuele afval-categorie.

Niveau 1: Een waardering via schadekosten. Waardering met schadekosten is mogelijk als de LCA van de afvalstroom en verwerkingsroute op te stellen is. Dit is over het algemeen goed mogelijk bij afvalstromen waarvan de samenstelling relatief homogeen en bekend is en waarvan de emissies bij diverse verwerkingsroutes bekend zijn en waarvan de milieueffecten vooral op korte termijn (of langere termijn in gecontroleerde stortplaatsen) plaatsvinden. We voorzien dat dit bijvoorbeeld mogelijk zal zijn bij metaalafval, glas en kunststofrecycling (zie ook hieronder).

Niveau 2: Waardering via preventiekosten. Voor afvalstromen die heterogeen zijn of waarvan de milieueffecten zich pas op langere termijn openbaren, is een schadekostenbenadering niet goed mogelijk omdat de LCA niet eenduidig is op te stellen. In dit geval kan er worden gekeken naar een herstelkosten of preventiekostenbenadering waarbij de kosten om het afval te verwerken als uitgangspunt worden genomen. Voor chemisch afval hebben we de preventiekosten methodiek gehanteerd.

Niveau 3: Waardering via gemiddelden. Voor afvalstromen waarvan de milieuprijzen niet zijn te bepalen via hetzij schadekosten of preventiekosten bestaat altijd nog een laatste optie waarbij hetzij de milieuprijzen worden gegeven als een gemiddelde van de prijs per kg afval van de overige categorieën. In kwalitatieve zin kan dan worden aangegeven in hoeverre wij dat gemiddelde aannemelijk vinden, of dat wij verwachten dat de uiteindelijke milieuprijzen hoger of lager dan dit gemiddelde zullen zijn. De opdrachtgever kan in dit geval echter ook rekenen met een milieuprijs voor deze afvalcategorie.

1.3.3 Samengestelde prijs via midpointprijzen

We bepalen de externe kosten per afvalstroom en verwerkingsroute door de LCA-uitkomsten op midpointniveau te vermenigvuldigen met de midpointprijs uit het Handboek Milieuprijzen 2017. We gebruiken daarbij de prijzen uit het Handboek Milieuprijzen 2017, zoals weergegeven in Tabel 3.¹

Tabel 3 - Milieuprijzen in €₂₀₁₅/eenheid op niveau van de midpoints

Thema	Eenheid	Externe kosten
Klimaatverandering	€/kg CO ₂ -eq.	€ 0,057
Aantasting ozonlaag	€/kg CFC-eq.	€ 30,4
Humane toxiciteit	€/kg 1,4 DB-eq.	(€ 0,158)*
Fotochemische oxidantvorming	€/kg NMVOC-eq.	€ 2,1
Fijnstofvorming	€/kg PM ₁₀ -eq.	€ 69
Radiatie, ioniserende straling	€/kg kBq U235-eq.	€ 0,0473
Verzuring	€/kg SO ₂ -eq.	€ 5,4
Vermesting zoetwater	€/kg P-eq.	€ 1,9
Vermesting zoutwater	€/kg N	€ 3,11
Ecotoxiciteit, land	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 8,89
Ecotoxiciteit, zoetwater	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 0,0369
Ecotoxiciteit, zoutwater	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 0,00756
Landgebruik	€/m ² *jaar	€ 0,0261

* Zie toelichting verderop in de tekst.

Twee prijzen behoeven een nadere toelichting: humane toxiciteit en grondstofuitputting.

Humane toxiciteit

Bij de berekening van milieuprijzen voor de verscheidene categorieën van afvalstoffen speelt naar verwachting toxiciteit een grote rol. Echter, de waardering van (humane) toxiciteit in het Handboek Milieuprijzen 2017 is zeer onzeker. In het Handboek Milieuprijzen 2017 staat thans:

“Benadrukt moet worden dat de milieuprijzen voor humane toxiciteit meer onzeker zijn dan voor de andere thema’s. Indien toxiciteit een specifiek onderwerp is van de studie raden we het gebruik van milieuprijzen af en zou de analyse moeten worden uitgevoerd met een specifieke analyse van toxiciteit.”

En:

“Voor specifieke situaties op het gebied van toxiciteit, zoals bij bodemvervuiling met lood of schadelijkheid van plastic coatings op blikken verpakkingen, raden we het gebruik van milieuprijzen af. In dergelijke gevallen is het beter om een specifieke studie te doen naar de verspreiding van de toxische stoffen in het milieu, de opname in mens, plant en dier en de effecten van die opname op de menselijke gezondheid of de ecosysteemdiensten. Het werken met milieuprijzen in deze situaties is te grofmazig, gegeven de onzekerheden die er bestaan.”

¹ De milieuprijzen zijn weergegeven in het prijsniveau van 2015. In Paragraaf 5.2 beschrijven we hoe een milieuprijs kan worden omgerekend naar een recenter prijsniveau met behulp van de Consumenten Prijs Index en relatieve prijsstijgingen van klimaat en natuur.

Juist om deze reden menen wij dat een goede milieuprijs voor afval niet kan worden berekend zonder ook een kwaliteitsslag op het gebied van de waardering van toxiciteit te maken. Daarom hebben we in deze studie een betere waardering gemaakt van toxiciteit.

Ook de verwerking van afvalstoffen en langetermijneffecten kunnen een reden zijn waarom aanvullende studie nodig is. De schadekosten zijn vaak afhankelijk van de mate van controle op naleving van de afvalstromen. In theorie kan de milieuschade beperkt zijn als wordt voldaan aan wetgeving, maar deze zijn veel hoger als in de praktijk niet wordt voldaan aan de wettelijke normen.

Grondstofuitputting

Een ander aandachtspunt is dat een argument om te recyclen is gelegen in het vermijden van uitputbare grondstoffen ('virgin materials'). Er zijn vele redenen om uitputbare grondstoffen te besparen, waaronder het voorkomen van substantiële milieuvervuiling in de extractie en raffinagefase. Deze worden ook in eerdergenoemde methode meegenomen. Een ander belangrijk argument is gelegen in *schaarste* en de maatschappelijke kosten die kunnen ontstaan door uitputting van de grondstof. Daarbij is het belangrijk om te beseffen dat schaarste an sich, in economische termen, een normaal verschijnsel op markten is. Goedwerkende markten kunnen schaarste prima beprijzen zodat er geen externe effecten ontstaan. De vraag is echter of grondstofmarkten wel goed werkende markten zijn. Er is redelijk veel bewijs voor rent-seeking behaviour door mijnbouwbedrijven waarbij een grotere hoeveelheid grondstoffen wordt gewonnen dan intertemporeel efficiënt is. Daarom kan men stellen dat er wel maatschappelijke baten te identificeren vallen door niet kan worden uitgesloten, blijkt het uitermate moeilijk om dit te kwantificeren (CE Delft, 2017b). Mede daarom is besloten om aan grondstofuitputting geen waarde toe te kennen binnen de systematiek van milieuprijzen.

1.3.4 Volledigheid van milieuprijzen

Waardering van milieueffecten is een wetenschappelijk gebied dat constant in ontwikkeling is. Over de tijd heen wordt steeds meer bekend over de schadelijke effecten van vervuulende stoffen in het milieu. Daarom kan men ervan uitgaan dat de huidige kennis van schadelijke effecten ontoereikend is en daarmee de waardering ook een onderschatting oplevert.

Ondanks toegenomen regelgeving rond de introductie van nieuwe stoffen in het milieu, worden de schadelijke effecten van verspreiding van die stoffen in het milieu pas vaak bekend tientallen jaren na marktintroductie. Daarom zou men idealiter ook een risico-component aan de introductie van nieuwe stoffen in het milieu willen toevoegen. Met name voor niet-afbreekbare stoffen lijkt een dergelijke risico-opslag aanvaardbaar. In de wetenschappelijke literatuur is er echter nog geen goede methode gevonden die dit heeft voorgesteld. Daarom bevat dit onderzoek ook geen component voor de mogelijke risico's op de langere termijn van accumulatie van stoffen in het milieu.

Bij de beoordeling van beleidsopties zou daarom, naast de hier beschouwde milieuprijzen van bekende effecten, ook een analyse moeten worden gedaan van mogelijke nog niet bekende effecten die kunnen optreden op de langere termijn. Ook falend beheer van afvalstoffen kunnen leiden tot additionele effecten die in deze studie slechts in beperkte mate kunnen worden meegenomen. De hier gepresenteerde milieuprijzen moeten daarom eerder worden gezien als 'minimumprijzen' die een indicatie geven van de tot nu toe bekende effecten van afvalstoffen onder optimale beheer condities.



1.4 Relatie met andere onderzoeken

Dit onderzoek heeft relatie met andere onderzoeken die CE Delft recent heeft uitgevoerd die een relatie hebben met het berekenen van een milieuprijs voor afval:

- *Milieuprijs afval*, (CE Delft, 2017^e)
In deze studie heeft CE Delft een generieke milieuprijs voor afval berekend op basis van de systematiek die CE Delft gebruikte in hun 2002 update van schaduwrijzen (CE Delft, 2002). De berekende milieuprijs, op basis van preventiekosten, onderscheidt afval algemeen en toxisch afval en is berekend voor gebruik in de Milieubarometer waarbij er geen verder onderscheid wordt gemaakt tussen het soort afval. De milieuprijs die hierbij wordt berekend voor industrieel afval is € 225/t afval in de centrale waarde en voor klein gevaarlijk afval € 1.780/t in prijzen 2015. Deze generieke prijs geeft een eerste vingeroefening welke waarden gevonden kunnen worden indien men gaat rekenen met de (preventiekosten) van afval. Dergelijke berekeningen zijn echter aan grote onzekerheden onderhevig. Een kleine verandering in de uitgangspunten kan grote gevolgen hebben voor de te berekenen prijs.
- *Update weegfactoren SBK* (CE Delft, 2017d)
In dit onderzoek, in opdracht van de Stichting Bouwkwiteit, heeft CE Delft een omrekening gemaakt van de systematiek van het Handboek Milieuprijzen 2017 voor gebruik in de Nieuwe bepalingmethode voor GWW-werken (Dubocalc) die medio 2021 ingevoerd gaat worden. In deze Nieuwe bepalingmethode wordt gebruik gemaakt van karakterisatiemodellen op basis van Europese data (ILCD). Omdat hierbij de milieueffecten andere indelingen en eenheden kennen dan in Tabel 3 vermeld, konden de milieuprijzen uit Tabel 3 niet worden gebruikt en is er, aan de hand van milieuprijzen op stofniveau uit het Handboek Milieuprijzen 2017 (CE Delft, 2017b) een omrekening gemaakt naar prijzen op midpointniveau in de indeling van de ILCD. Hierbij worden voor uitputting abiotische grondstoffen ook waarderingen opgenomen aan de hand van preventiekosten recycling. Dit traject zal niet worden gevolgd in de huidige studie waarbij we een meer directere aansluiting proberen te vinden op het Handboek Milieuprijzen uit 2017. Toepassing van ILCD-karakterisatiefactoren en milieuprijzen zou onderdeel kunnen zijn van een eventuele update van het Milieuprijzen Handboek 2017.

2 Milieu-impacts van afvalstromen

2.1 Inleiding

In dit hoofdstuk gaan we in op de methodiek (LCA), afbakening en milieudata die wij hebben toegepast om de milieu-impacts van afvalverwerking te berekenen waarmee uiteindelijk milieuprijzen kunnen worden bepaald. Voordat we daarop in gaan lichten we eerst kort toe welke indeling van afvalstromen we in deze studie aanhouden.

2.2 Indeling afvalstromen

De indeling van afvalstromen volgt de CBS-indeling (CBS, 2021a). Deze afvalstromen zijn toegelicht in Tabel 4. De omvang van de afvalstromen is ook gegeven in deze tabel. Meer informatie over de omvang van deze afvalstromen is te vinden in Bijlage B.

In aanvulling op de gegevens uit CBS Statline nemen we in deze studie bodemas als aparte afvalstroom mee; in Hoofdstuk 4 maken we een verdiepingsslag rond bodemassen. Bodemas is niet een afvalstroom die vrijkomt bij consumenten en bedrijven, maar een afvalstroom die overblijft bij de verbranding van afval.

Tabel 4 - Indeling afvalstromen en afvalproductie Nederlandse economie in 2018 (per 1.000 ton)

Afvalstroom	Hoeveelheid (1.000 ton)	Toelichting
Totaal afval	60.837	De afvalproductie van alle personen en bedrijven die behoren tot de Nederlandse economie.
Chemisch afval	2.079	Onder andere afgewerkte oplosmiddelen, zure, base en zoute afvalstoffen, afgewerkte oliën, afval van verf, inkt en lijm, slib van industriële processen en afval uit de gezondheidszorg.
Ijzerafval	1.290	Ferrometalen zoals ijzer en staal.
Ander metaalafval	222	Afval van non-ferrometalen zoals aluminium, koper en zink.
Gemengd metaalafval	554	Afval met zowel ferro als non-ferrometalen.
Glasafval	592	Zoals verpakkingsafval van glas (flessen en potten) en vlakglas.
Papierafval	2.043	Zoals papier- en karton (vezels) afkomstig uit het productieproces en verpakkingsafval van papier en karton.
Rubberafval	135	Zoals autobanden en rubberfolie.
Plasticafval	428	Zoals verpakkingsmateriaal van plastic.
Houtafval	2.425	Zoals houten platen, planken, zaagsel, krullen en pallets.
Textielafval	124	Zoals snijrestanten van textiel en leder.
Overig recyclebaar afval	1	Afval van andere materialen dat hergebruikt kan worden.
Afgedankt materiaal	661	Afgedankte elektrische en elektronische apparatuur (AEEA), waaronder afgedankte voertuigen, accu's, (elektronische) apparatuur en onderdelen van machines.

Afvalstroom	Hoeveelheid (1.000 ton)	Toelichting
Dierlijk en plantaardig afval	15.301	Hieronder vallen dierlijk en plantaardig afval van de levensmiddelenbereiding of -productie, groenafval en mest.
Gemengd afval	8.199	Hieronder vallen gemengde afvalstromen zoals huishoudelijk en bedrijfsafval, straat- of veegafval, gemengde verpakkingen en ander gemengd en ongedifferentieerd afval.
Slib	632	Nog niet verharde vaste stoffen die door water worden meegevoerd of zich uit water hebben neergezet. Hieronder vallen afvalwaterzuiveringsslib, drinkwaterslib en de inhoud van septic tanks.
Mineraal afval*	26.151- PM	Het betreft voornamelijk bouw- en sloopafval, beton-, steen en gipsafval van natuurlijke delfstoffen (zoals zand en grond), asbest, afval van kunstmatige mineralen (zoals glasvezel) en afval van vuurvaste materialen.
Bodemas*	1.855	Verbrandingsafval*.

Bron: [Afvalbalans, afvalsoort naar sector; nationale rekeningen](#)

* Binnen dit onderzoek wordt bodemas (verbrandingsafval) als aparte categorie meegenomen, waar bodemas volgens CBS onderdeel is van mineraal afval. Mineraal afval omvat in het huidige onderzoek dus beton-, steen en gipsafval van natuurlijke delfstoffen (zoals zand en grond), asbest, verbrandingsafval, afval van kunstmatige mineralen (zoals glasvezel) en afval van vuurvaste materialen.

2.3 Methode, afbakening en onderzochte technieken

Binnen deze studie berekenen we de milieu-impacts van alle afvalstromen in Tabel 3 voor vier afzonderlijke verwerkingsroutes in Nederland:

1. Recycling/hoogwaardige verwerking (waarbij ten opzichte van stort/verbranding hoogwaardigere materialen of energiedragers teruggewonnen worden).
2. Verbranding in een afvalenergiecentrale (AEC).
3. Gecontroleerde stort.
4. Ongecontroleerde stort.

Bij de analyse richten we ons op afvalverwerking in Nederland. Het doel is om de meest representatieve (of gemiddelde) technologieën die op dit moment worden toegepast in de verwerkingsroute voor de desbetreffende afvalstroom te bepalen. De milieu-impacts worden bepaald door levenscyclusanalyse (LCA). In Paragraaf 2.3.1 wordt deze aanpak en afbakening verder toegelicht.

Voor recycling/hoogwaardige verwerking gaan we uit van reguliere technieken in Nederland. Omdat niet alle afvalstromen gerecycled (kunnen) worden, wordt in sommige gevallen gekeken naar hoogwaardige verwerking (hoogwaardig ten opzichte van verbranding of stort). Dit is bijvoorbeeld het geval bij hout; in deze categorie wordt gekeken naar verspanen. Meer informatie over welke processen zijn meegenomen is opgenomen in Paragraaf 2.3.2.

Sommige combinaties van afvalstromen en -verwerkingsroutes komen in principe niet voor in Nederland. Zo is (ongecontroleerd) storten in Nederland voor veel afvalstromen niet toegestaan. Het is echter wel interessant om te weten wat de milieu-impact van dergelijke afvalverwerking is. Het kan immers zo zijn dat afval illegaal wordt gestort. Daarom

berekenen we voor elke afvalstroom de milieu-impact van elke verwerkingsroute voor de Nederlandse situatie, met uitzondering van de volgende twee gevallen:

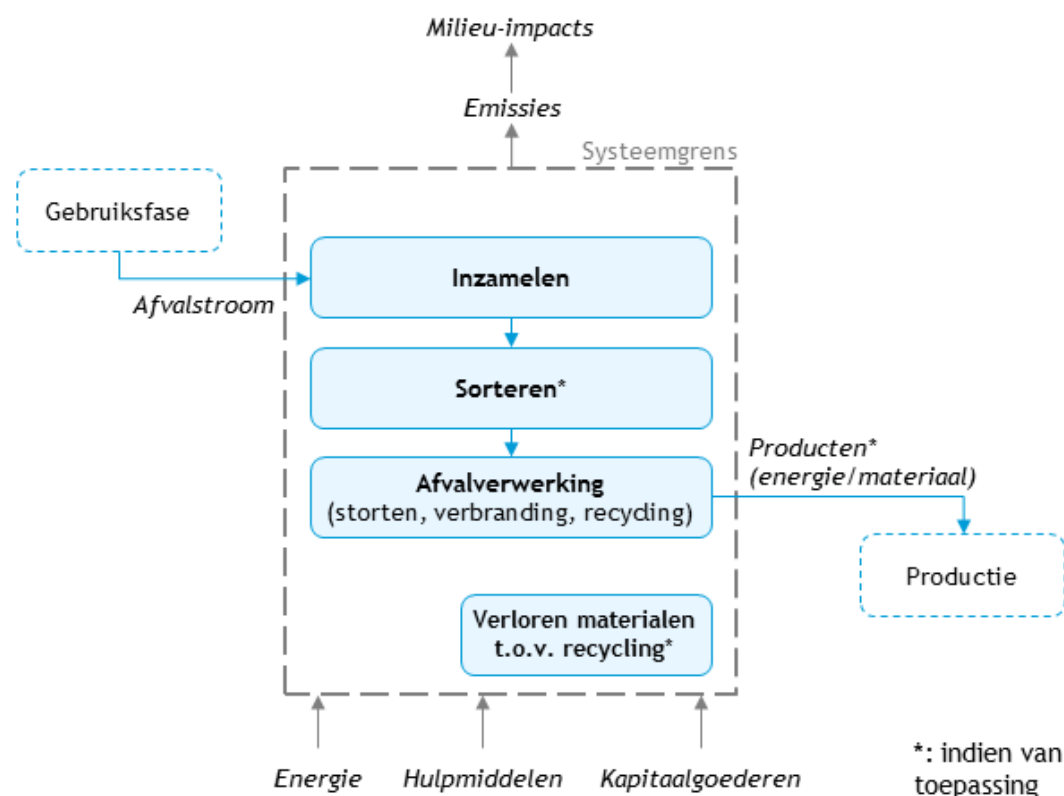
1. Verbranden van bodemas (dit is fysiek onmogelijk², zie ook Hoofdstuk 4).
2. Storten van slib (hiervoor zijn geen milieudata bekend).

2.3.1 Aanpak en afbakening

Alle milieuberekeningen zijn uitgevoerd met behulp van een levenscyclusanalyse (LCA). Levenscyclusanalyse is een methode die de totale milieubelasting van een product, materiaal of dienst gedurende de hele levenscyclus in kaart brengt. Dit betekent dat we niet alleen naar de processen van afvalverwerking zelf kijken, maar ook naar processen die geïnitieerd worden door de afvalverwerking. Zo wordt bijvoorbeeld de productie van brandstoffen, materialen/hulpmiddelen en transportmiddelen die worden ingezet bij de afvalverwerking óók meegenomen.

Toegepast op het huidige onderzoek houdt dit in dat we alle processen vanaf de afvalinzameling tot en met de finale afvalverwerking meenemen in de analyse. De afbakening van deze LCA-studie is weergegeven in Figuur 2 en wordt hieronder nader uitgelegd. Wanneer de resultaten uit deze studie geïnterpreteerd worden of worden vergeleken met andere studies is het belangrijk om rekening te houden met de hier gehanteerde aanpak, bijvoorbeeld wat betreft de verloren materialen (zie toelichting ‘verloren materiaal’ hieronder).

Figuur 2 - Afbakening milieu-impacts afvalverwerking



² Hierbij merken we op dat in ruwe bodemassen nog onverbrande delen voorkomen. Om te komen tot goede kwaliteit bodemassen moeten de onverbrande delen wel uit ruwe bodemassen worden gescheiden en teruggeleverd aan de verbrandingsinstallatie (om alsnog verbrand te worden).

Processen

Zoals in Figuur 2 is uitgebeeld, analyseren we binnen deze studie per afvalstroom en per verwerkingsroute de milieu-impacts van de volgende processen:

- **Inzamelen:** het transport en andere processen die bij de inzameling plaatsvinden.
- **Sorteren:** het sorteren van gemengde materiaalstromen tot monostromen, indien van toepassing.
- **Afvalverwerking:** de bewerking en finale verwerking van afvalstromen. Dit omvat recycling/hoogwaardige verwerking, verbranding, gecontroleerde stort of ongecontroleerde stort van de afvalstroom.
- **Verloren materialen ten opzichte van recycling:** de milieu-impacts gekoppeld aan het verlies van materialen die niet gerecycled worden. Omdat bij verbranding en stort materialen verloren gaan, moeten deze opnieuw geproduceerd worden. Deze post wordt hierna nader uitgelegd.

Energie, hulpstoffen, emissies en transport

In Figuur 2 is weergegeven dat we voor alle verwerkingsroutes de gebruikte energie en intermediaire grondstoffen (input), emissies en nuttige producten (output) meenemen. Ook het transport van afval nemen we mee. De energie en intermediaire grondstoffen die zijn gemoeid bij de productie van kapitaalgoederen die worden ingezet bij de specifieke afvalroute (bijvoorbeeld de bouw van een Afval Energie Centrale) nemen we mee indien deze informatie beschikbaar is. Over het algemeen hebben kapitaalgoederen een zeer beperkte invloed op het totaalresultaat, omdat de emissies die ontstaan door de productie van de ingezette kapitaalgoederen heel klein is ten opzichte van de overige categorieën.

De benodigde informatie stemmen we zoveel mogelijk af op de Nederlandse situatie. Hierdoor ontstaan geen onnodige geografische of technische verschillen tussen afvalstromen en verwerkingsroutes. Voor de ingezette elektriciteit betekent dit bijvoorbeeld dat hierbij uit wordt gegaan van de Nederlandse situatie. Gedetailleerde informatie over de modellering van de Nederlandse energieproductie en transportmiddelen is te vinden in Bijlage D.

Verloren materiaal ten opzichte van recycling

Als afvalstromen gerecycled worden, komt hierbij materiaal met een positieve economische waarde vrij. Bij het verbranden van afvalstromen wordt weliswaar energie opgewekt, maar gaat het materiaal verloren. Bij stort gaan zowel het materiaal als de energie verloren. Het is van belang om de diverse routes op een uniforme manier met elkaar te kunnen vergelijken. Daarbij speelt het begrip 'verloren materiaal', dat wil zeggen het materiaal dat recycling opgeleverd zou hebben, een belangrijke rol.

Doordat het verloren materiaal niet gerecycled wordt, is het namelijk niet mogelijk om dit materiaal toe te passen in toekomstige producten. In plaats daarvan moet nieuw primair materiaal worden gemaakt, bijvoorbeeld uit erts, aardolie of hout. Binnen deze studie nemen we dit verlies van materiaal ten opzichte van recycling daarom mee in de bepaling van de milieu-impacts van verbranding en storten. Dit doen we door de milieu-impacts van de primaire productie van het verloren materiaal op te tellen bij de milieu-impacts van de afvalverwerking. Hierbij gaan we voor de verloren milieu-impacts uit van de materiaal-kwaliteit die de recycling zou hebben opgeleverd.

Tekstkader 1 - Voorbeeld van berekening verloren materiaal

Het recycleren van 1 kg staalafval levert 0,95 kg gerecycleerd materiaal op. Dit gerecycleerde materiaal wordt toegepast bij de productie van nieuw staal. Het vervangt daarmee ruwijzer tijdens de staalproductie. Hierdoor hoeft er geen nieuw ruwijzer uit ijzererts gemaakt te worden.

Als staal wordt gestort, gaat 0,95 kg potentieel gerecycleerd staal verloren. Als gevolg van dit verlies moet er 0,95 kg extra ruwijzer uit ijzererts gemaakt worden, ten opzichte van recycling. De milieu-impacts van deze extra primaire ijzererts wordt daarom bij de milieu-impacts van staalstort opgeteld als 'verloren materiaal'.

Bij verbranding gaat het materiaal meestal verloren. Omdat er bij verbranding ook energie wordt opgewerkt, gaat bij deze verwerkingsroute de energie in de materialen niet geheel verloren. Bij verbranding met energierugwinning wordt een gedeelte van het verloren materiaal dus gecompenseerd door de opwekking van energie uit het afval.

Bij verbranding trekken we de milieu-impact van vermeden opwekking van conventionele energie af van de andere onderdelen van de milieuprijs, zoals de directe emissies³ en het verloren materiaal. Aangezien de opgewekte energie in het Nederlandse energienet gebruikt wordt, berekenen we de vermeden energieproductie op basis van de gemiddelde Nederlandse energieproductie. Dit is in meer detail toegelicht in Bijlage C.

2.3.2 Onderzochte technieken afvalverwerkingsroutes

In Tabel 5 is versimpeld weergegeven hoe de verschillende combinaties van afvalstromen en verwerkingsroutes gemodelleerd zijn.

De tabel laat zien dat in sommige gevallen aannames benodigd zijn, omdat goede data voor een specifieke techniek ontbreekt. Er is zoveel mogelijk gebruik gemaakt van recente gegevens over afvalverwerking in Nederland. Voor enkele afvalstromen en/of verwerkingsroutes is echter geen recente data specifiek voor de Nederlandse situatie beschikbaar. Zo is de milieu-impact van het storten van rubberafval gemodelleerd door te kijken naar het storten van gemengd plastic. De representativiteit van de milieudata verschilt daarom tussen afvalstromen en verwerkingsroutes.

Daarnaast bestaan sommige afvalstromen uit één soort materiaal (homogeen), terwijl andere stromen een diversere samenstelling hebben (heterogeen). Bij de heterogene afvalstromen is soms een proxy gebruikt, wat inhoudt dat wordt aangenomen dat één soort afval en de bijbehorende afvalverwerking model staat voor de gehele (diverse) categorie.

Op basis van de homogeniteit van de afvalstromen en de representativiteit van de beschikbare milieudata, verdelen we de eindresultaten in twee groepen (zie Tabel 5):

1. Specifieke milieu-impacts met relatief lage onzekerheid.
2. Generieke milieu-impacts met relatief hoge onzekerheid.

Deze indeling wordt verder onderbouwd in Paragraaf 5.3

³ Naast directe emissies uit de schoorsteen, wordt bij verbrandingsprocessen ook rekening gehouden met de inzet van hulpstoffen voor de rookgasreiniging en intern energieverbruik van de AEC.

Tabel 5 - Details onderzochte technieken en gekozen materialen per afvalcategorie. Let op: teruggewonnen materialen/energie niet weergegeven. Zie details, bronnen en verdere toelichting in Bijlage D

Afvalstroom	Recycling/hogwaardige verwerking	Verbranding	Stort*
Specifieke milieuprijzen met relatief lage onzekerheid			
IJzerafval	Recycling, ijzer	Verbranding, ijzer incl. verwerking bodemas (aluminium)	Stort, schrootijzer
Ander metaalafval	Recycling, aluminium, koper, zink	Verbranding, aluminium, koper, zink incl. verwerking bodemas	Stort, aluminium
Gemengd metaalafval	Gemiddelde van 85% recycling ijzer, 15% recycling ander metaalafval	Gemiddelde van 85% verbranding ijzer, 15% verbranding ander metaalafval	Gemiddelde van 85% stort ijzer, 15% stort ander metaalafval
Glasafval	Recycling, glas	Verbranding, glas	Stort, glas
Papierafval	Recycling, papier	Verbranding, papier	Stort, karton
Rubberafval	Recycling, rubber	Verbranding, rubber	Stort, gemengd plastic
Plasticafval	Mechanische recycling, gemengde plastics	Verbranding, 18% PP, 39% LDPE, 18% HDPE, 18% PET, 7% gemengd plastic	Stort, gemengd plastic
Houtafval	Verspanen, hout	Verbranding, hout	Stort, hout
Textielafval	Recycling, 32% katoen en 68% polyester	Verbranding, 32% textiel, 68% polyester	Stort, 32% textiel, 68% polyester
Mineraal afval	Breken tot steenslag, steenachtig afval	Verbranding, vezel versterkt beton	Stort, inert afval
Milieuprijzen met relatief hoge onzekerheid			
Chemisch afval	Eén milieuprijs, op basis van preventiekosten (zie Paragraaf 2.5)		
Overig recyclebaar afval	Gemiddelde van recycling alle andere afvalstromen, met uitzondering van chemisch afval en gemengd afval	Gemiddelde van verbranding alle andere afvalstromen, met uitzondering van chemisch afval en gemengd afval	Gemiddelde van stort alle andere afvalstromen, met uitzondering van chemisch afval en gemengd afval
Afgedankt materiaal	Gemiddelde van recycling 17 soorten afgedankte elektrische en elektronische apparatuur	Verbranding, gemiddelde van koelkast, stofzuiger en televisie	Stort, afgedankt plastic/consumentelektronica
Dierlijk en plantaardig afval	Vergisting, voedselresten	Verbranding, biologisch afval	Stort, hout
Gemengd afval	Gemiddelde van recycling alle andere afvalstromen, met uitzondering van chemisch afval en gemengd afval	Verbranding, gemeentelijk afval	Stort, gemeentelijk afval
Slib	Vergisten, rioolslib	Verbranden, rioolslib	Niet meegenomen (zie Paragraaf 2.3)

* Zowel gecontroleerde als ongecontroleerde stort (sanitary landfill en unsanitary landfill).

2.4 Modelling van milieu-impacts afvalverwerkingsroutes

Bij het berekenen van de milieu-impacts van de verschillende afvalstromen en -verwerkingsroutes maken we gebruik van eerder onderzoek van CE Delft, literatuuronderzoek en proceskaarten uit bestaande databases. Het LCA-model is softwarematig opgezet in SimaPro 9.1. Vervolgens wordt het ReCiPe 2008 karakterisatiemodel (Goedkoop, et al., 2009) gebruikt om dertien verschillende milieu-impacts te bepalen.

De belangrijkste gebruikte bronnen zijn:

- Ecoinvent 3.5-database (systeemmodel cut-off by classification).
- Nationale Milieudatabase 3.2.
- CE Delft (2020b). Klimaatimpact van afvalverwerkingsroutes in Nederland.
- CE Delft (CE Delft, 2019a). Methodiek duurzaam aanbesteden afval. Opgesplitst in basismethodiek en een gedetailleerde methodiek Versie 1.1.
- CE Delft (2019b). Verwerkingsscenario's Vlaams huishoudelijk afval en gelijkaardig bedrijfsafval 2020-2030.
- CE Delft (2017a). Blik: bron- of nascheiden? Afwegingskader voor gemeenten.
- CE Delft (2015). Milieu-informatie textiel.
- Cuhls, Mähl, & Clemens (2015). Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen.
- Feraldi et al. (2013). Comparative LCA of treatment options for US scrap tires: material recycling and tire-derived fuel combustion.
- Vertrouwelijke data van Nederlandse afvalverwerkers voor glas, papier, plastic, hout, textiel, gft en slib.

Een gedetailleerd overzicht van alle gebruikte bronnen per afvalstroom en verwerkingsroute is te vinden in Bijlage D.

2.5 Recycling van chemisch afval op basis van preventiekosten

Bij de afvalverwerking van chemisch afval wordt geen onderscheid gemaakt tussen verschillende verwerkingsroutes. In plaats daarvan hebben we deze milieuprijs berekend op basis van preventiekosten: de kosten die gemaakt moeten worden om één kilogram chemisch afval te verwerken volgens de geldende beleidsregels (zie ook Paragraaf 1.3.2).

2.5.1 Definitie

Chemisch afval is een verzamelnaam voor diverse afvalstromen die vrij komen bij het gebruik van chemicaliën. Deze variëren van onschuldig tot giftig. Volgens de CBS-categorie bestaat chemisch afval uit (CBS, 2021b):

1. Afgewerkte oplosmiddelen.
2. Zure, base en zoute afvalstoffen.
3. Afgewerkte oliën.
4. Afval van verf, inkt en lijm.
5. Slib van industriële processen.
6. Afval uit de gezondheidszorg.

Voor elke van bovenstaande categorieën en mogelijke subcategorieën zijn aparte verwerkingsnormen ingesteld door de rijksoverheid met sectorplannen. Waar voor sommige stromen verbranding de minimale verwerking is, moeten andere stromen zoveel mogelijk worden hergebruikt. Door de verscheidenheid aan chemische afvalsoorten, en de verschillende manieren waarop deze verwerkt moeten worden, is het lastig om een eenduidige milieuprijs te bepalen.

We bepalen daarom de milieuprijs in dit onderzoek voor Klein Chemisch Afval (KCA). Deze stroom overlapt deels met de categorieën voor chemisch afval (zoals deze door het CBS zijn gedefinieerd) en er is voldoende data beschikbaar om de milieuprijs te bepalen op basis van preventiekosten. Hierbij gaan we uit van de definitie van de Nederlandse Vereniging van Reinigingsdiensten hanteert (NVRD, 2019): *“Klein Chemisch Afval bestaat uit afvalstoffen die als gevaarlijk worden aangemerkt en die in kleine hoeveelheden bij huishoudens vrijkomen. Het gaat hierbij bijvoorbeeld om verfstoffen, spaarlampen en medicijnen. Deze stroom wordt gescheiden ingezameld.”*

Van huishoudens wordt verwacht dat KCA apart wordt aangeboden bij de afvalinzamelaars. Per jaar wordt er ongeveer 1,3 kg KCA per persoon verzameld volgens de Benchmark huishoudelijk afval (NVRD, 2019). Het verwerken van KCA is duurder dan het verwerken van restafval.

We baseren ons hierbij dus op huishoudelijk afval. Voor industrieel chemisch afval kan in theorie ook een milieuprijs worden bepaald op basis van preventiekosten, mits data over de verwerkingskosten voorhanden zijn. Deze zijn bij ons echter niet bekend.

2.5.2 Methodologische aanpak

Het Handboek Milieuprijzen 2017 (CE Delft, 2017c) beveelt aan dat schadekosten worden gebruikt als grondslag bij de waardering van milieu-impacts. Schadekosten geven de materiële en immateriële schade weer die de milieu-impacts veroorzaken bij de getroffen. Ze zijn gelijk aan de betalingsbereidheid van de getroffen om milieuschade te voorkomen.

Alleen als er geen schadekostenmethoden voorhanden zijn, of de schadekostenmethoden te onzeker zijn, beveelt het Handboek Milieuprijzen 2017 het gebruik van herstelkosten of preventiekosten aan. Herstelkosten zijn hierbij de kosten die moeten worden gebruikt om de schade van de emissie te herstellen. Preventiekosten zijn de kosten die moeten worden gemaakt om de emissie te voorkomen.

Voor chemisch afval is het moeilijk om met een specifieke schadekosten te komen. Voor een dergelijke benadering zouden er voor diverse vormen van afvalstromen een LCA moeten worden uitgevoerd waarbij de milieu-impacts die ontstaan bij het verwerken van het afval volgens diverse routes (recycling, verbranden of storten) wordt bepaald op midpointniveau en deze effecten vervolgens worden gemonetariseerd met milieuprijzen op midpointniveau. Daarbij zijn er veel onzekerheden over de hoeveelheid afvalstromen die zouden moeten worden gekwantificeerd (omdat de effecten van het recyclen, verbranden of storten van afval sterk uiteenlopen) en de toerekening van de specifieke afvalstroom aan de milieubelasting van het verbranden of storten van afval.

Mede daarom vormen schadekosten geen duidelijke route voor het bepalen van de milieuprijs voor chemisch afval. Daarom maken we in deze studie een analyse van de preventiekosten van klein chemisch afval. De preventiekostenmethode is een methode die de milieuprijs baseert op basis van de kosten van maatregelen die in de maatschappij genomen hadden moeten worden om de overheidsdoelstelling te realiseren. De kosten die gemaakt moeten worden om aan de doelstelling te voldoen geven daarmee het belang weer dat de maatschappij hecht aan een juiste verwerking van het KCA. Hierbij wordt geen onderscheid gemaakt tussen verschillende verwerkingsroutes.

2.5.3 Bepaling milieuprijs

De inzamel- en verwerkingskosten van KCA halen we uit de Benchmark huishoudelijk afval van 2012 (NVRD, 2012). Deze benchmark wordt jaarlijks uitgevoerd om de afvalinzamelprestaties inzichtelijk te maken van gemeenten in Nederland. De meest recente benchmark die is gepubliceerd gaat over het peiljaar 2019.

Volgens de Benchmark huishoudelijk afval uit 2012 zijn de inzamel- en verwerkingskosten van KCA € 1.904 per ton. Omgerekend naar het prijspeil in 2020 zou dit uitkomen op een milieuprijs van € 2.131 per ton. De kosten van verwerking van KCA zijn echter sterk gedaald. In de NVRD Benchmark van 2019 wordt een gemiddeld verwerkingstarief gerapporteerd van € 384 per ton klein chemisch afval. Volgens de gemeente Velsen en een Nederlandse afvalverwerker liggen de huidige tarieven voor KCA in de range € 530 à € 620 per ton. Er zijn wel chemische afvalstromen waarvan de verwerkingskosten kunnen oplopen tot € 1.000/ton (bijvoorbeeld kwikhoudend afval of halon), maar de volumes hiervan zijn erg laag in vergelijking met overige chemische afvalstromen.

Preventiekosten gaan uit van de duurste maatregel om de gestelde doelen te halen. Op basis van bovenstaande informatie zou men dan op € 1.000/ton kunnen uitkomen voor de kleine stromen van kwikhoudend afval of halon. Een andere manier om op deze waarde te komen is om uit te gaan van de soms gebruikte ervaringsregel in klimaatbeleid dat de marginale kosten ongeveer een factor 2 boven de gemiddelde kosten liggen (zie bijvoorbeeld (Ellerman, et al., 2010)). Als de gemiddelde kosten tussen de € 384 en € 620 per ton afval liggen, is het aannemelijk dat de marginale kosten een factor 2 hoger liggen, dus tussen de € 760 en € 1.240. Een waarde van € 1.000 is dan precies de middenwaarde die daarbij hoort.

Op basis van deze overwegingen adviseren wij om een waarde op basis van preventiekosten van € 1.000 per ton chemisch afval te hanteren. Deze milieuprijs kan als proxy voor de schadekosten worden gebruikt. Een dergelijke milieuprijs valt niet verder te differentiëren naar verwerkingsroutes. Wij achten het daarbij waarschijnlijk dat deze waarde voor het storten van chemisch afval een onderschatting van de schade zal opleveren. Zo kunnen illegale lozingen van chemisch afval, zoals bijvoorbeeld afval XTC-labs, tot grote ecologische en maatschappelijke schade leiden. Via de preventiekostenmethodiek is er echter geen schaduwprijs af te leiden voor het illegaal storten van chemisch afval: aangezien dit verboden is, kunnen er geen preventiekosten voor worden afgeleid.

Tabel 6 - Indicatieve Milieuprijs chemisch afval (€₂₀₂₀)

Kostenpost	Bedrag (€ per ton)
Milieuprijs KCA 2020	€ 1.000

3 Verdieping humane toxiciteit

3.1 Inleiding

In dit hoofdstuk behandelen we de methodiek om een milieuprijs voor humane toxiciteit te bepalen. Hierbij gaan we in op verschillende recente studies naar de schadekosten van toxische stoffen. Een uitgebreide analyse van de schadekosten van humane toxiciteit is gedaan in een recent onderzoek van CE Delft (2021). De uiteindelijke milieuprijs voor humane toxiciteit baseren we op de nieuwe schadekosten per kg van de EEA (EEA, 2021).

In Paragraaf 3.2 geven we eerst aan hoe humane toxiciteit in het Handboek Milieuprijzen 2017 is behandeld. Vervolgens geven we in Paragraaf 3.3 een raamwerk aan waar binnen we hebben gekeken of de waardering uit het Handboek Milieuprijzen 2017 nog steeds voldoet. Op basis van dat raamwerk bepalen we in Paragraaf 3.4 een nieuwe waardering voor humane toxiciteit.

3.2 Behandeling in het Handboek Milieuprijzen 2017

In het Handboek Milieuprijzen 2017 (CE Delft, 2017c) wordt de humane toxiciteit van emissies gewaardeerd door een combinatie van verschillende methoden. Echter berust de waardering van humane toxiciteit in het Handboek Milieuprijzen 2017 nog op veel onzekerheden.

Het Handboek Milieuprijzen 2017 waardeert de externe kosten van emissies op midpoint- en endpointlevel, door het combineren van karakterisatiemodellen, impact-pathway modellen en methodes van economische waardering. In het geval van humane toxiciteit worden vier verschillende benaderingen op basis van toxicologische modellen geanalyseerd. De conclusie hiervan is dat deze benaderingen fundamenteel van elkaar verschillen wat betreft de onderliggende aannames en de resultaten. Daarom is in het handboek gewerkt met een gemiddelde van deze vier benaderingen, en zo is tot een gemiddelde schadekost gekomen die de emissies naar lucht waardeert van vier verschillende stoffen, namelijk kwik, cadmium, arseen en lood. Daar is nog een waardering van IQ-verlies aan toegevoegd (€ 17.500 per IQ-punt), gebaseerd op studies van Rabl, et al., (2014) en (Bellanger, et al., (2015).

Vervolgens is er een midpointprijs uitgerekend (1,4 dichloorbenzeen) van de karakterisatiefactor voor humane toxiciteit uit ReCiPe door de milieuschadecosten van de vier stoffen, uitgedrukt middels de karakterisatiefactoren uit ReCiPe in 1,4 dichloorbenzeen, te wegen met de emissies in Nederland. Dit resulteerde in een midpointprijs van € 0,214 per kilogram 1,4 dichloorbenzeen equivalent voor gebruik in externe kostenschattingen. Voor gebruik in levenscyclusanalyses werd een waarde van € 0,158 aanbevolen.⁴ In Tabel 7 zijn de milieuprijzen uit het Handboek Milieuprijzen 2017 weergegeven.

⁴ Bij externe kostenschattingen worden er verdisconteerde prijzen gebruikt waarbij effecten in karakterisatiemodellen minder erg worden naarmate ze verder in de toekomst liggen. Als er niet kon worden verdisconteerd, is er gewerkt met niet-verdisconteerde effecten met een afkapgrens van effecten van 20 jaar. Voor weegfactoren worden niet-verdisconteerde prijzen gebruikt over een periode van 100 jaar hetgeen gebruikelijk is in levenscyclusanalyses.



Tabel 7 - Indicatieve milieuprijzen in €₂₀₁₅/kg stof ten gevolge van emissies naar lucht van toxische stoffen met in vet gedrukt de waarde voor de ReCiPe-karakterisatiefactor op dit thema

Stof	Onder	Centraal	Boven
Cadmium	€ 798	€ 1.159	€ 1.831
Arseen	€ 703	€ 1.033	€ 1.228
Lood	€ 3.967	€ 5.908	€ 6.596
Kwik	€ 24.770	€ 34.480	€ 53.630
Midpoint: 1,4 DB-eq. externe kosten	€ 0,157	€ 0,214	€ 0,331
Midpoint 1,4 DB-eq. LCA-weegfactor		€ 0,158	

In de milieuprijzen voor humane toxiciteit zitten meer onzekerheden dan bij andere thema's. De voornaamste reden hiervoor is dat er in de wetenschap veel onzekerheid bestaat over de dosis-effectrelaties en de te modelleren verspreiding. Het is namelijk niet duidelijk wanneer een toxicologisch effect als 'bewezen' wordt aangemerkt – zo kent de WHO-classificatie diverse vormen van bewijslast van carcinogene effecten (bijvoorbeeld bewezen op dieren of bewezen bij mensen) en er is geen wetenschappelijke overeenstemming wanneer deze effecten dienen te worden meegenomen bij kosten-batenanalyses. Ook de WHO heeft geen aanbevelingen gedaan over het meenemen van toxicologische effecten in kosten-batenanalyses. Het blijkt dat verschillende studies daarover andere aannames maken, waardoor de resultaten van elkaar verschillen. Daarnaast is de verspreidingsketen van toxische stoffen erg complex. Zware metalen worden namelijk in de lucht uitgestoten, maar worden ook verspreid via voedsel en water. Door internationale handel in voedsel is het daarom mogelijk dat emissies in Nederland over de hele wereld verspreid worden (CE Delft, 2021).

3.3 Onderzoeksroutes voor een nieuwe bepaling van de milieuprijs voor humane toxiciteit

Humane toxiciteit is een belangrijk thema voor afval waar toxische stoffen zich kunnen verspreiden in het milieu. Omdat milieuprijzen voor humane toxiciteit, zoals bepaald in het Handboek Milieuprijzen 2017, zeer onzeker zijn, is ervoor gekozen om in de huidige studie een uitgebreidere studie te maken naar een correcte waardering voor humane toxiciteit. In deze studie stonden twee vragen centraal:

1. Zijn er aanwijzingen dat de waardering voor humane toxiciteit in het huidige Handboek Milieuprijzen 2017 te laag of te hoog is?
2. Wat zou een goede waardering kunnen zijn voor humane toxiciteit?

In de studie naar een betere waardering van humane toxiciteit zijn drie routes onderzocht:

1. Een waardering op basis van schadekostenkentalen uit andere studies. Schadekostenkentalen geven de schade weer die een stof veroorzaakt en drukken die uit in €/kg emissies. In deze route is onderzocht welke *schadekostenkentalen* voor komen in de literatuur voor en hoe die zich verhouden tot de waarden gekozen in het Handboek Milieuprijzen 2017.
2. Een waardering op basis van *totale schadelast* gerapporteerd in de literatuur. De totale schadelast kan worden gedeeld door de emissies waardoor er schadekostenkentalen kunnen worden afgeleid. Daarmee kan worden onderzocht in hoeverre deze schadekostenkentalen zich verhouden tot de gekozen waarden in het Handboek Milieuprijzen 2017. Studies die de totale schadelast inschatten maken geen gebruik van schadekostenkentalen, maar schatten de schades in op basis van bevolkingsonderzoek.



3. Een waardering op basis van *epidemiologische studies*. Deze route kijkt naar de additionele risico's op mortaliteit en morbiditeit ten gevolge van de emissies van toxische stoffen. Op basis hiervan kan worden berekend wat de additionele kosten zijn ten gevolge van concentraties van toxische stoffen in het menselijk lichaam en kan worden berekend in hoeverre emissies bijdragen aan deze concentraties.

Een uitgebreide literatuuronderzoek is onderdeel geweest van een stage die tegelijkertijd met het huidige onderzoek werd uitgevoerd. In deze stage zijn negen stoffen geselecteerd waarvan een redelijk vermoeden bestond dat ze tot aanzienlijke schadelast voor de menselijke gezondheid kunnen leiden en waarvan ook epidemiologische literatuur bekend is. De keuze voor de stoffen was om een mix van zware metalen en chemische stoffen te hebben om zo ook verschillen goed te kunnen meenemen. De geselecteerde stoffen waren:

- Zware metalen: Kwik, Cadmium, Chroom (en dan specifiek Chroom-VI), Arseen.
- Pesticiden: Chloorpyrifos en Glyfosaat.
- Chemische verbindingen die veel voorkomen: Benzo(a)pyreen, Bisfenol A, Ftalaten (en dan specifiek dibutylftalaat).

Van deze negen stoffen zijn meer dan 300 wetenschappelijke publicaties gevonden die ingaan op schadekostenkentalen, totale schadelasten en epidemiologische situatie. Het stageverslag is gepubliceerd als *The value of toxicity* (CE Delft, 2021). De paragrafen hierna bevatten een verkorte samenvatting van de bevindingen uit deze studie en een interpretatie van de resultaten voor het berekenen van een nieuwe milieuprijs voor humane toxiciteit.

3.3.1 Emissies van de negen onderzochte stoffen

In Routes B en C wordt gebruik gemaakt van de emissies in Nederland van de negen vervuulende stoffen. Hierna wordt een overzicht gegeven van de totale emissies van de negen onderzochte stoffen in Nederland op basis van data uit de Emissieregistratie.

Tabel 8 - Emissies van de negen onderzochte stoffen in Nederland in 2017, kg

	Lucht	Water	Ow rioolwater	Bodem	Totaal
Cadmium	665	3.008	962	1.267	4.940
Kwik	591	968	354	549	2.108
Chroom (all)	3.593	13.483	5.134	100.600	117.676
Chroom (VI)	5	20	13	149	174
Arseen	73	17.652	3.992	67.190	84.915
Benzo(a)pyreen	1.681	418	91	107	2.206
Bisphenol A	0	1.258	1.116	0	1.258
Glyfosaat	29.370	11.775	8.608	N/a	N/a
Dibutylftalaat	0	3.385	3.057	2	3.387
Chloorpyrifos	N/a	0,1793*	N/a	N/a	N/a

* Data voor 2015.

Bron: Emissieregistratie, aanvullende inschattingen CE Delft.

Hieruit blijkt dat de meeste emissies van deze negen onderzochte stoffen plaatsvindt naar de bodem, vooral voor chroom en arseen. Benzo(a)pyreen en glyfosaat kennen ook omvangrijke emissies naar lucht.

3.3.2 Route A: Literatuur over schadekosten (€/kg stof)

Er bestaan verschillende studies waarin schadekostenkentalen zijn berekend voor toxische stoffen. Tabel 9 geeft een overzicht van deze studies en de schadekostenkentalen weer waarbij de laatste rij in de tabel deze vergelijkt met de waarden die CE Delft heeft gekozen. Omdat de meeste waarderingen zijn bepaald op het niveau van Europa, hebben we ervoor gekozen om voor de waardering ook gebruik te maken van de EU28 milieuprijzen, zoals bepaald in CE Delft (2018).

Tabel 9 laat zien dat de schadekosten voor toxische stoffen in de literatuur gestegen zijn door de tijd heen. Recentere studies rapporteren hogere schadekosten dan oudere studies. De voornaamste reden van deze stijging is dat de schattingen steeds vollediger worden. Steeds meer schadelijke effecten van luchtvervuiling worden meegenomen in de schatting, welke additioneel doorwerken op de schadekosten per kilogram. Daarnaast worden door de tijd heen ook hogere waarden voor de VOLY (Value of a Life Year; waarde van een levensjaar) gebruikt, waardoor ook de kosten hoger worden.

Tabel 9 - Studies met schadekosten voor toxische stoffen, in €/kg stof

Studie	Prijs-niveau	Compartiment	Land	Kwik	Cadmium	Chroom (VI)	Arseen	Benzo [a]pyreen	VOLY (€/jaar)
(NEEDS, 2008)	€ ₂₀₀₅	Lucht	EU27	8.000	84	66	530	-	40.000
(Spadaro & Rabl, 2008)	\$ ₂₀₀₀	Totaal	Wereld	1.487	-	-	-	-	-
(EEA, 2014)	€ ₂₀₀₅	Lucht	EU28 ^a	910	50	66,7	417	1.298	57.000 ^c
(Rabl, et al., 2014)	€ ₂₀₁₀	Lucht	Europa	-	27	177	130	-	-
(Pizzol, et al., 2015)	€ ₂₀₁₀	Bodem	Denemarken	-	334	-	-	-	40.000
(Nedellec & Rabl, 2016)	€ ₂₀₁₃	Lucht	Europa	22.937	138.969	-	5.713	-	126.000
(EEA, 2021)	€ ₂₀₁₉	Lucht	EU27 ^b	16.903	185.175	5.501	11.044	11.965	101.000
(CE Delft, 2018)	€ ₂₀₁₅	Lucht	EU28	34.490	589	-	862	-	70.000

^a EU28 plus Zwitserland, IJsland, Noorwegen en Servië.

^b EU27 plus het VK, Zwitserland, IJsland, Noorwegen en Servië.

^c Deze waarde wordt niet gebruikt voor zware metalen: daarvoor gebruiken zij een VSL van € 0,5 mln./niet-fataal kanker geval en € 2 mln./fataal kanker geval.

3.3.3 Route B: Literatuur totale schadekosten

Naast de schadekosten per kilogram, zijn ook de totale schadekosten van een enkele stof geschat voor een gebied, bijvoorbeeld de EU28. Deze gegevens staan vermeld in Tabel 10 voor de schadekosten die zijn gemeld in de studie in de EU28.

Deze totale kosten kunnen worden teruggebracht tot een prijs per kg voor Nederland om zo een indicatieve vergelijking mogelijk te maken met de bestaande waarderingen. Om tot een schadekostenkental te komen voor Nederland, zijn een aantal berekeningstappen uitgevoerd (CE Delft, 2021)

1. Kolom 3 geeft de originele resultaten weer van de studie, in de vorm van de totale kosten voor de genoemde stof over een jaar in de gegeven valuta. Deze kosten zijn in kolom 4 omgerekend naar €₍₂₀₁₅₎ voor de EU28.
2. Een inschatting voor de mogelijke kosten voor Nederland is in de volgende kolom gemaakt door te kijken naar het aandeel van de Nederlandse bevolking in de totale bevolking van de EU28, gecorrigeerd voor eventuele extra informatie die beschikbaar is in de literatuur over de vorm van de concentratie-response functie. Hierbij doen we dus de aanname dat de kosten evenredig over de Europese bevolking zijn verdeeld.

Juist omdat de voornaamste verspreidingsbron van toxische materialen de voedselketen is, en voedsel Europees verhandeld wordt, is deze aanname tot op zekere hoogte te rechtvaardigen.

3. Vervolgens zijn de emissies in Nederland opgezocht op basis van gegevens van Emissieregistratie uit 2017. Voor kwik en cadmium is ook een cumulatie effect toegepast om tot de schadekosten te komen, zodat rekening gehouden wordt met de gevolgen van opbouw van eerder geïnhaleerd kwik en cadmium dat zich in het lichaam ophoopt. Voor een uitgebreide uitleg over de berekening van deze cumulatie effecten verwijzen we naar de studie van CE Delft, 2021.
4. Door uiteindelijk de totale kosten te delen door de emissies ontstaat een schadekosten-kengetal.

Tabel 10 - Totale schadekosten van toxische stoffen voor de EU28 en Nederland uit verschillende bronnen

Studie	Stof	Totale schadekosten	Kosten EU28 (€ ₂₀₁₅) ^a	Kosten Nederland (€ ₂₀₁₅) ^b	Indicatieve milieuprijs Nederland (€/kg)
(Bellanger, et al., 2013)	Kwik	€ 9 mld.	10,3 mld.	333,33 mln.	36.342
(Bartlett & Trasande, 2013)	Kwik	\$ 4,8 mld.	3,74 mld.	127,02 mln.	13.849
(Bellanger, et al., 2015)	Organofosfaat-pesticiden (incl. chlorpyrifos)	€ 146 mld.	117,37 mld. ^c	(N.v.t.)	34.500 (USA)
(Bellanger, et al., 2015)	Ftalaten	€ 199 mln.	7,22 mln. ^d	0,24 mln.	72,3
(Hunt, et al., 2016)	Ftalaten	€ 1,25 mld.	45,32 mln. ^d	1,54 mln.	454
(Hauser, et al., 2015)	Ftalaten; benzyl- en butylftalaten	€ 12,67 mld.	1,99 mld. ^d	67,73 mln.	19.999

^a Berekend op basis van aanpassing naar prijsniveau €₂₀₁₅.

^b Berekend op basis van het aandeel inwoners Nederland t.o.v. de EU28.

^c Waarde voor de VS.

^d Gecorrigeerd voor DBP.

De schadekosten in de methodes in de weergegeven studies zijn bepaald op basis van het relatieve risico op gezondheidseffecten dat de aan de stoffen blootgestelde mensen lopen. Deze relatieve risico's worden geschat in epidemiologische onderzoeken en door middel van de zogenaamde population attributable fraction (PAF). Met de PAF wordt bedoeld het deel van de gevallen van een bepaalde ziekte wat kan worden toegerekend aan de blootstelling aan een bepaald risico, in dit geval de emissies van zware metalen. Echter wordt in deze methode geen rekening gehouden de uitstoot van de emissies naar verschillende compartimenten, namelijk de lucht, water, en de bodem. Afhankelijk van hoe de emissie wordt opgenomen in het lichaam (via inhalatie, voedsel- of waterinname), kunnen de effecten van de emissie verschillen. Omdat de schadekosten niet goed onder te verdelen zijn naar compartiment, is het moeilijk om de schadekosten te relateren aan emissies. Wel kan men concluderen dat de schadekostenkentalen zoals bepaald in het Handboek Milieuprijzen 2017 onder die van de totale schadekostenstudies lijken te liggen.

3.3.4 Route C: Literatuur op basis van epidemiologie

In de laatste route is getracht om een nieuwe berekening te maken van de schadeposten per kg emissie voor een brede set toxische stoffen op basis van de 'relative risk' (relatief risico; RR) op het oplopen van een scala aan negatieve gezondheidseffecten door blootstelling aan deze stoffen. Deze analyse is gemaakt op basis van bestaande epidemiologische studies waarin de RR van verschillende ziektes door de negen onderzochte stoffen is berekend.

Methode

Deze route bestaat uit vier stappen:

1. Het bepalen van de *Relative Risk* op basis van de literatuur. De Relative Risk is in deze studie een maatstaf van kans dat iemand een bepaalde ziekte ontwikkelt door te zijn blootgesteld aan een toxische stof. Tabel 11 geeft een overzicht van de meegenomen ziektes in Route C. De aanname is dat de Relative Risks die zijn bepaald in de literatuur (op basis van studies in verschillende landen) maatgevend zijn voor de relatieve risico's voor inwoners in de EU28.

Tabel 11 - Meegenomen ziektelasten bij Route C

Stofnaam	Ziekten/stoornissen	Literatuur
Kwik	Myocardinfarct	(Virtanen, et al., 2005); (Wennberg, et al., 2012)
Cadmium	Chronische nierziekte, Nierkanker, Osteoporose, Longkanker, Myocardinfarct	(Ginsberg, 2012); (Ilyasova & Schwartz, 2005); (Song, et al., 2015); (Engström, et al., 2011); (Chen, et al., 2016); (Tellez-Plaza, et al., 2013)
Chroom	Longkanker, Ademhalingsstelselkankers, Mondholtekanker	(Luippold, et al., 2003); (Deng, et al., 2019)
Arseen	Longkanker, Ischemische hartziekte, Beroerte, COPD, Cardiovasculaire mortaliteit, Cerebrovasculaire aandoeningen, Diabetes	(Medrano, et al., 2010); (D'Ippoliti, et al., 2015); (Jovanovic, et al., 2013)
Benzo[a]pyreen	Longkanker, Blaaskanker	(Armstrong, et al., 2003); (Armstrong & Gibbs, 2009); (Olsson, et al., 2010); (Guerreiro, et al., 2016)
Bisfenol A	Angststoornis, Obesitas	(Braun, et al., 2011); (Trasande, et al., 2012)
Dibutylftalaat	Borstkanker	(Ahern, et al., 2019)
Chloorpyrifos	ADHD, PDD, Borstkanker, Longkanker, Rectale kanker	(Rauh, et al., 2006); (Marks, et al., 2010); (Engel, et al., 2017); (Lee, et al., 2004); (Lee, et al., 2007)
Glyfosaat	Non-Hodgkin lymfoom	(Zhang & al., 2019)

2. Het bepalen van de Population Attributable Fraction (PAF). Vervolgens wordt voor elk van in Tabel 11 bepaalde ziektes gekeken welk deel van de totale ziektelast wordt veroorzaakt door blootstelling aan deze toxische stoffen, door de PAF uit te rekenen. Deze PAF geeft het deel van de ziektegevallen aan wat voorkomen had kunnen worden door afwezigheid van de toxische stoffen.

3. Het bepalen van de totale ziektelast (burden of disease). DALY (disability adjusted life years) is een maat voor de totale ziektelast. Het is een optelsom van de levensjaren dat verloren is door vroegtijdig sterven, en het aantal jaren dat men met beperkingen leeft ten gevolge van de ziekte. De totale ziektelast is vervolgens te berekenen door de PAF te vermenigvuldigen met de incidentie van de ziekte (hoeveel mensen in de bevolking deze ziekte krijgen) en dat te vermenigvuldigen met de DALY die aan deze ziekte gekoppeld zijn. Voor de incidenties en DALY's is gebruik gemaakt van WHO-data voor de EU28.
4. Waardering. Uiteindelijk wordt de totale ziektelast gewaardeerd aan de hand van de human capital approach die ook in het Handboek Milieuprijzen 2017 gebruikt wordt. Deze methode maakt het mogelijk om naast ziektes, ook sociale kosten van andere effecten mee te nemen, zoals IQ-verlies, medische kosten, verloren inkomen of verlies aan productiviteit (CE Delft, 2021). Hierbij is een VOLY van € 70.000 gebruikt, de geschatte waardering voor 1 DALY of VOLY (CE Delft, 2017). Daarnaast is voor kanker-gevallen een 'cost of illness' (CoI) gebruikt van € 0,481 miljoen (Rabl, et al., 2014). De totale ziektelast is vermenigvuldigd met deze monetaire waarden, wat leidt tot de totale schadeprijzen door de opname van de toxische stof in het menselijk lichaam.

Berekening van onder- en bovenwaarde

Bovenstaande stappen vier stappen zijn uitgevoerd op het niveau van de EU28. Bijlage F geeft een overzicht van de resultaten voor de EU28 met een onder- en bovenwaarde per gezondheidseffect. De onderwaarde is gebaseerd op de schadeprijzen binnen de risico-leeftijdsgroepen zoals deze zijn geïdentificeerd in de originele studies, oftewel met de RR voor een specifieke leeftijdsgroep en de bijbehorende ziektegevallen binnen die leeftijdsgroep. Voor de bovenwaarde van de schadeprijzen zijn de Relative Risks die zijn bepaald voor specifieke leeftijdsgroepen in de originele studies, van toepassing verklaard voor de gehele populatie. Hierbij is dus gewerkt met de aanname dat mensen van alle leeftijden aan hetzelfde risico zijn blootgesteld bij het inhaleren van de toxische stoffen.

Van ziektelast tot milieuprijs

Om tot een milieuprijs voor Nederland te komen moet de totale ziektelasten worden gedeeld door de emissies. Hiervoor zijn dezelfde stappen uitgevoerd zoals uitgelegd in Paragraaf 3.3.3 waarbij eerst de EU28 schadeprijzen worden omgerekend naar een schadeprijs per inwoner, en deze schadeprijs vervolgens ook van toepassing op een Nederlander wordt verondersteld. Vervolgens wordt deze schadeprijs vermenigvuldigd met het aantal inwoners in Nederland en gedeeld door de totale emissies in Nederland. Het resultaat geeft de geschatte schadeprijzen per kg emissie voor Nederland.⁵

De gemonetariseerde schadeprijzen van toxische stoffen zijn vervolgens vergeleken en/of gecombineerd met eerder berekende schadeprijzen uit de literatuur volgens Route B. Voor een gedetailleerde beschrijving van de methode per stof en studie verwijzen we naar CE Delft (2021). Het resultaat van de schattingen uit CE Delft (2021) en de overige studies is weergegeven in Tabel 11. De gezondheidseffecten van de stoffen zijn samengevoegd tot één schadeprijs per toxische stof.

⁵ Een overzicht van de kosten per gezondheidseffect voor Nederland (totaal en per kg) is te vinden in Bijlage F.2.

Resultaten via deze route berekend zijn vaak hoger dan schadekostenkentalen uit de literatuur. Vooral de kosten van cadmium, dibutylftalaat en chroomemissies in Nederland zijn volgens Route C berekend erg hoog. Een mogelijke verklaring voor de relatief hoge schadekosten is de relatief brede dekking van potentiële gezondheidseffecten in vergelijking met andere studies. Een tweede verklaring kan zijn het gebruik van een hogere VOLY (€ 70.000 in plaats van € 40.000), waardoor de schadekosten tot 75% hoger kunnen uitvallen. Een uitzondering hierop is de studie van de EEA (2021) waar een VOLY van € 101.000 is gebruikt.

Tabel 12 - Schadekosten toxische stoffen voor Nederland, €₂₀₁₅/kg emissie

Stof	CE Delft, 2021		Andere literatuur*	Totale kosten uit literatuur (CE Delft, 2021 + toevoeging)	
	Onderwaarde	Bovenwaarde	Toevoeging	Onderwaarde	Bovenwaarde
Kwik	37.919	229.201	17.505	53.100	244.382
Cadmium	168.502	207.342	-	168.502	207.342
Chroom	297	297	-	297	297
Chroom (VI)	208.089	208.118	-	208.089	208.118
Arseen	867	938	-	867	938
Benzo(a)pyreen	15.460	15.461	-	15.460	15.461
Bisfenol A	822	822	22.835	23.344	23.344
Dibutylftalaat	80.465	83.539	26.409	80.465	109.948
Chloorpyrifos	950	1.127	34.500	950	35.627
Glyfosaat	0	2.162	-	0	2.162

* Toegevoegde kosten zijn berekend uit de gemiddelde schadekosten afkomstig uit monetaarisatiestudies: voor kwik is gebruik gemaakt van Bellanger et al. (2013), Bartlett et al. (2013) en CE Delft (2018) voor BPA is een gemiddelde genomen van Legler et al. (2015) en CE Delft (2021) (gebaseerd op Trasande et al. (2012)) voor DBP zijn gebruikt Bellanger et al. (2015), Hunt et al. (Hunt, et al., 2016), Hauser et al. (2015) en Legler et al. (2015); voor chloorpyrifos is Bellanger et al. (2015) toegevoegd.

Voor gebruik als milieuprijs geldt een belangrijke beperking in zowel Route B als Route C. Deze resultaten zijn niet goed terug te rekenen naar een milieuprijs per compartiment (lucht, water en bodem). In CE Delft (2021) is getracht om deze milieukosten verder te differentiëren naar compartiment: met de karakterisatiefactoren van ReCiPe 2008 (Goedkoop, et al., 2009) en met de innamefracties van USEtox. Beide resulteerden echter niet in een representatieve benadering van de differentiatie van de resultaten naar de verschillende compartimenten.

Wel is het over het algemeen te concluderen dat emissies naar lucht schadelijker zijn dan de gemiddelde prijzen, en emissies naar water minder schadelijk. Op basis van de innamefracties van USEtox wordt verder duidelijk dat de meerderheid van de opname van stoffen door middel van voedsel gebeurt. Voor bisfenol A en glyfosaat kan ook drinkwater een belangrijke inname-route zijn. De inhalatie van zware metalen vormt slechts een klein deel van de totale schade (CE Delft, 2021). Echter verdient de mate waarin de schadelijkheid verschilt tussen de compartimenten meer onderzoek in de toekomst.

3.3.5 Implicaties van de onderzoeksroutes op de prijs voor humane toxiciteit in het Handboek Milieuprijzen

Het Handboek Milieuprijzen 2017 heeft een midpointprijs voor humane toxiciteit berekend op basis van een gemiddelde schadelast van vier stoffen: cadmium, lood, kwik en arseen. Via drie onderzoeksroutes hebben we laten zien dat de berekende schadelast van deze vier

stoffen waarschijnlijk lager is in het Handboek Milieuprijzen 2017 dan op grond van recente wetenschappelijke literatuur verwacht kan worden. Daarom concluderen we dat het Handboek Milieuprijzen 2017 een onderschatting oplevert voor de midpointschatting van humane toxiciteit. Zowel de meest recente studies over de 'unit damage costs', alsmede de totale kostenschatting en de epidemiologische effecten tonen aan dat de schadekosten hoger uitpakken dan eerder in het Handboek Milieuprijzen 2017 weergegeven. Daarom stellen we in Paragraaf 3.4 voor om een nieuwe berekening uit te voeren voor een milieuprijs voor humane toxiciteit.

3.4 Nieuwe midpointschatting humane toxiciteit

3.4.1 Inleiding

Voor de keuze van een nieuwe midpointprijs baseren we ons op de Nederlandse prijzen die in de EEA (2021) studie zijn verschenen. Deze hebben als voordeel dat ze schadekosten geven voor specifieke stoffen naar lucht in plaats van generieke opname van schadelijke stoffen in het menselijk lichaam, zoals bij de totale schadekosten en de epidemiologische literatuur te vinden is. Daardoor kunnen we, aan de hand van de EEA (2021) schadekosten, een specifieke inschatting maken van de kosten voor de midpointindicator 1,4 dichloorbenzeen-equivalenten die in ReCiPe wordt gebruikt.

Via deze midpointindicator wordt er dan ook een impliciete waardering voor emissies naar bodem en water gegeven via de karakterisatiefactor van het toxicologisch model dat achter ReCiPe ligt.

3.4.2 Emissies in Nederland

Voor de weging van de verschillende zware metalen in de midpointprijs maken we gebruik van emissiedata van Emissieregistratie. Hierna wordt een overzicht gegeven van de totale emissies van zware metalen in Nederland in het jaar 2017.

Tabel 13 - Emissies van zware metalen in Nederland in 2017 naar lucht

Stof	Emissies 2017 (kg)
Arseen	73
Cadmium	665
Chroom VI	5
Lood	8.649
Kwik	591
Nikkel	3.686
1,3 Butadien	-
Benzeen	2.148.000
Benzo(a)pyreen	1.681
Formaldehyde	1.140.000

Bron: Emissieregistratie.

3.4.3 Update midpointmilieuprijs volgens ReCiPe (2009-2013)

Op basis van de emissies, de karakterisatiefactoren van ReCiPe 2008 (Goedkoop, et al., 2009), en de unit damage cost van EEA (2021) berekenen we in Tabel 14 de midpointprijs voor humane toxiciteit door emissie van toxische stoffen naar lucht.

De stoffen zijn geselecteerd op basis van de beschikbaarheid van de benodigde gegevens. De schade is de vermenigvuldiging van de unit damage cost met de totale emissies in Nederland in 2017. De incidentie is berekend door middel van een vermenigvuldiging van de karakterisatiefactoren van ReCiPe 2008 met de totale emissies (Goedkoop, et al., 2009). De karakterisatiefactor geeft de toxiciteit van de stof weer in 1,4 dichloorbenzeen-equivalenten per kg. Deze factoren maken het mogelijk om de toxiciteit van stoffen onderling te vergelijken, en om ze uiteindelijk samen te voegen in één midpointmilieuprijs voor humane toxiciteit. De berekeningen zijn uitgevoerd met twee verschillende karakterisatiefactoren: de individualistische en de hiërarchische karakterisatiefactor.

De totale schade gedeeld door de totale incidentie van alle metalen geeft de milieuprijs op midpointniveau. Met de individualistische karakterisatiefactor resulteert dit in een milieuprijs van € 0,64 per kg 1,4 DB-eq. Dezelfde berekening met de hiërarchische karakterisatiefactor geeft een milieuprijs van € 0,50 per kg 1,4 DB-eq. Voor het bepalen van externe kosten is het gebruik van de eerste milieuprijs aangeraden (met individualistische karakterisatiefactor). De prijs op basis van de hiërarchische milieuprijs is geschikter bij het afwegen van humane toxiciteit tegen andere thema's, dus om in LCA's tot een zogeheten 'single score' te komen.

Tabel 14 - Midpointmilieuprijs voor humane toxiciteit, € per kg 1,4 DB-eq.-emissies

Stof	Unit damage cost ^a (€/kg)	Schade ^b (€)	Incidentie ^c	
			Individualistisch	Hiërarchisch
Arseen	7.654	558.761	108.770	3.744.900
Cadmium	128.339	85.345.507	3.285.100	23.940.000
Chroom VI	3.813	19.063	0	0
Lood	22.546	195.002.409	40.650.300	136.654.200
Kwik	11.715	6.923.536	296.682.000	306.138.000
Nikkel	30	109.084	1.492.830	1.618.154
1,3 Butadien	1,60	0	0	0
Benzeen	0,44	937.889	2.899.800	2.899.800
Benzo(a)pyreen	8.293	13.939.817	89.765	89.765
Formaldehyde	0,30	347.644	129.960.000	129.960.000
Totaal		303.183.710	475.168.565	605.044.819
Milieuprijs (€/kg 1,4 DB-eq.)			0,64	0,50

^a Afkomstig van EEA, (2021). De schadekosten voor Nederland, geschaald met een VOLY van € 70.000.

^b Schade is de emissies vermenigvuldigd met de schadekost per kg.

^c Incidentie is de emissies vermenigvuldigd met de toxiciteit in 1,4 DB-eq. Van ReCiPe 2008.

4 Verdieping bodemassen

4.1 Verwerkingsroutes bodemassen

In dit hoofdstuk bepalen we de milieuprijs van bodemas. Dit is residu dat achterblijft na de verbranding van afval.⁶ Het bodemas bevat in ruwe vorm nog veel metalen (ferro's⁷ en non-ferro's) die door AEC's en zogenaamde opwerkbedrijven worden teruggewonnen. Na terugwinning van (waardevolle) stoffen resteert nog zo'n 92% van de massa waar een toepassing voor moet worden gevonden. Opwerkingsbedrijven krijgen in de regel geld toe van de AEC's om de bodemassen over te nemen. Na terugwinning van metalen wordt het bodemas opgeschoond en op de juiste maat korrel afgezeefd zodat er een zogenoemd AEC-granulaat overblijft.

Bij de bepaling van milieuprijzen van bodemassen is het van belang dat er drie mogelijke verdere verwerkingsroutes zijn:

1. Het AEC-granulaat wordt toegepast in gebonden toepassingen zodat schadelijke stoffen niet kunnen uitlogen. Wanneer het beton of immobilisaat voldoet aan de eisen die gesteld zijn in de Regeling Bodemkwaliteit, mag het toegepast worden als vormgegeven bouwstof. Dit zijn bouwstoffen die uit flinke brokken bestaan (de kleinste eenheid moet een volume hebben van tenminste 50 cm³) en het materiaal mag onder normale gebruiksomstandigheden nagenoeg geen erosie of slijtage vertonen. Voorbeelden van vormgegeven bouwstoffen zijn bakstenen en asfaltbeton.
2. Het AEC-granulaat wordt verder gereinigd met wastechnieken zodat een granulaat (materiaal in korrelvorm) overblijft dat voldoet aan de eisen van een zogenoemd niet-vormgegeven bouwstof. Dit betekent dat het bodemas niet gebonden hoeft te worden in bijvoorbeeld beton (hoewel het gewassen bodemas natuurlijk alsnog in betonproducten gebruikt kan worden). Bij het wassen blijft een slibresidu achter dat alleen gestort mag worden.
3. Tot 1 januari 2021 was het ook mogelijk om AEC-bodemas toe te passen als IBC-bouwstof⁸. IBC staat voor Isoleren, Beheren en Controleren. Het bodemas kon binnen deze methodiek worden toegepast als ophogingsmateriaal (bijvoorbeeld onder snelwegen) maar moest nauwkeurig afgedekt en gemonitord worden om uitloging te voorkomen. In de praktijk bleek dat de uitvoering van IBC-projecten milieurisico's teweegbracht. In 2012 heeft de rijksoverheid daarom samen met de AEC's een 'Green Deal' gesloten om bodemas van voldoende kwaliteit te produceren. De volgende afspraken werden gemaakt:
 - De AEC's verplichtten zich de kwaliteit van het toe te passen product zodanig te verbeteren dat op uiterlijk 1 januari 2017 minimaal 50% van de AEC-bodemas nuttig wordt toegepast buiten de huidige IBC-toepassingen en stellen zich ten doel om in 2020 geen AEC-bodemas meer toe te passen als IBC-bouwstof.
 - De AEC's verplichtten zich daarnaast om het percentage afgescheiden non-ferrometalen uit AEC-bodemas uiterlijk 1 januari 2017 te verhogen tot tenminste 75% uit de fractie > 6 mm.
 - De opwerkbedrijven verplichtten zich om bij opwerking van de bodemas maximaal 15% van de massa te storten als residu.

⁶ In 2019 werd in totaal 1,9 Mton van dit AEC-bodemas in Nederland geproduceerd.

⁷ Ferrometalen zijn die materialen (doorgaans legeringen) waarbij ijzer het voornaamste bestanddeel vormt.

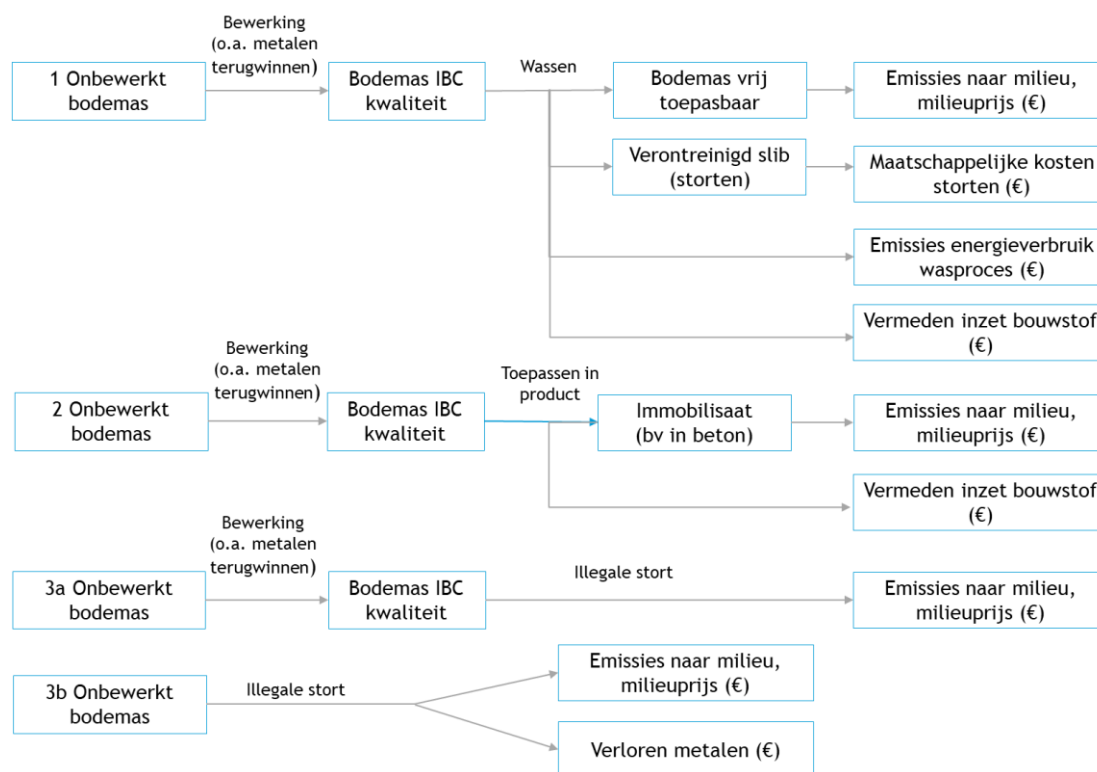
⁸ Tot 1 juli 2021 geldt een overgangsregeling: alleen bestaande voorraden AEC-granulaat mogen toegepast blijven worden als IBC-bouwstof.



- Aanvankelijk was het de bedoeling om een algeheel verbod op toepassing van IBC-bouwstoffen op te nemen in de omgevingswet. Toen deze vertraging opliep is in een apart wijzigingsbesluit het verbod op toepassing van AEC-bodemassen als IBC-bouwstof per 2021 geformaliseerd⁹. Dit betekent dat toepassing van bodemassen als IBC bouwstof niet meer aan de orde is in de toekomst.

De drie verwerkingsroutes zijn schematisch weergegeven in Figuur 3.

Figuur 3 - Verwerkingsroutes bodemassen



Een belangrijk deel de milieuprijs in route 1 bestaat uit de emissies die vanuit de bodemassen uitlogen naar het milieu. Deze kunnen bij gewassen bodemassen vrij naar het milieu uitlogen omdat de bouwstof vrij toepasbaar is. Ook zijn er maatschappelijke kosten door het storten van het verontreinigde slib en emissies door het energieverbruik van het wasproces (diesel en elektriciteit).

Bij toepassing van het bodemas als immobilisaat vindt uitloging potentieel vooral plaats aan het einde van de levensduur van het betonproduct. In het beton zijn de verontreinigingen immers nog gebonden, maar deze kunnen vrijkomen als het beton wordt afgebroken en vermengd worden met andere stromen. In dit scenario is het uitgangspunt dat de bodemassen niet zijn gewassen, omdat het wasproces niet strikt noodzakelijk is om te voldoen aan de norm immobilisaat. In de praktijk kunnen gewassen bodemassen ook worden gebruikt om toe te passen als immobilisaat.

⁹ Het verbod op toepassing van AEC-bodemassen als IBC-bouwstof is per 1 januari 2021 van kracht gegaan. Voor bestaande voorraden geldt een overgangsregeling: deze mogen tot 1 juni 2021 nog toegepast worden als IBC-bouwstof.

Voor de derde route (toepassing als IBC bouwstof) geldt dat de milieuprijs gelijk is aan de maximale milieuprijs voor de tweede route. Deze toepassing is vanaf 2021 verboden en daarom niet meer aan de orde. Omdat er zorgen bestaan over de illegale stort van bodemas wordt wel een prijs berekend voor ongewassen AEC-granulaat dat direct in het milieu terecht komt (dus zonder isolerings- en/of beheersmaatregelen).

De vermeden milieu-impacts van teruggewonnen metalen (na opwerking van het bodemas) nemen we niet mee bij de bepaling van de milieuprijs. Het uitgangspunt is namelijk dat terugwinning van metalen economisch rendabel is en ook in de referentiesituatie plaatsvindt. De vermeden inzet van toegepaste materialen als bouwstof (bodemas als alternatief voor zand in beton) nemen we wel mee. Bij illegale stort van onbewerkt bodemas is ook sprake van verliezen van metalen.

Zoals eerder gesteld krijgt een bedrijf dat bodemassen opwerkt geld toe bij het in ontvangst nemen van bodemassen en moet vervolgens kosten maken om de bodemassen te wassen. Beter wassen kan duurder zijn dan minder goed of niet wassen en zou daarom minder aantrekkelijk kunnen zijn. Om deze reden is de bandbreedte van de milieuprijzen tussen gewassen en niet-gewassen bodemassen in kaart gebracht. Zoals eerder aangegeven is voor het berekenen van de milieu-impacts alleen rekening gehouden met de stoffen die worden gemeten. Met de maatschappelijke kosten van stoffen die nog niet gemeten kunnen worden is geen rekening gehouden in deze milieuprijs.

4.2 Milieuprijzen verwerkingsroutes

De gemiddelde milieuprijs, uitgedrukt in euro per ton bodemas, per route is weergegeven in Tabel 15.

Tabel 15 - Indicatieve milieuprijzen van de drie routes (€₂₀₁₅ per ton bodemas)

	Gewassen bodemas en vrij toegepast		Ongewassen bodemas als immobilisaat		Ongewassen bodemas dat illegaal is gestort	
	Gem. prijs	Max. prijs	Gem. prijs	Max. prijs	Gem. prijs	Max. prijs
Milieu-impacts uitloging uit bodemas	2	5	19	53	53	100
Milieu-impacts wasproces	1	1	-	-	-	-
Milieu-impacts stort gewassen slibresidu	2	2	-	-	-	-
Milieu-impacts metaalverlies	-	-	-	-	-	73
Vermeden milieu-impacts uitgespaarde bouwstof	-1	-1	-1	-1	-	-
Totaal (€ per ton bodemas)	4	7	18	51	53	173

De tabel laat zien dat de milieuprijs varieert van € 4 (gemiddeld bij gewassen bodemas) tot € 173 per ton als maximale prijs bij illegale stort. De grootste impact is door de uitloging uit het bodemas en de metaalverliezen bij illegale stort. Bij gewassen bodemassen zijn de kosten van uitloging veel lager dan bij de andere toepassingen, omdat het bodemas minder verontreinigingen bevat. Hierbij tekenen we aan dat de kosten mogelijk hoger kunnen zijn, omdat er mogelijk zeer zorgwekkende stoffen in het bodemas aanwezig zijn die nu nog niet gemeten kunnen worden.

De milieu-impacts van de stort van het slibresidu (alleen relevant bij gewassen bodemassen) zijn relatief beperkt, omdat in Nederlandse stortplaatsen veel maatregelen worden genomen ter voorkoming van uitloging. Ook de milieu-impacts van het ruimtegebruik zijn relatief beperkt. Dit neemt overigens niet weg dat de maatschappelijke kosten van stort een stuk hoger zijn. Stortplaatsen moeten worden beheerd en er is na beëindiging is eeuwigdurende nazorg noodzakelijk. Deze kosten zijn echter verwerkt in de tarieven voor de stort (fondsvorming), waardoor deze kosten in economisch jargon al zijn geïnternaliseerd. Als we uit zouden gaan van de maatschappelijke kosten inclusief geïnternaliseerde kosten van de stort, dan zou de prijs ongeveer € 8 per ton bodemas hoger zijn en komt de prijs van gewassen bodemas uit op € 12 per ton gemiddeld; € 15 per ton maximaal. Deze kosten worden echter niet opgenomen in de milieuprijzen, omdat het gebruik ervan in bijvoorbeeld MKBA's zou leiden tot dubbeltellingen. Immers, in dat geval komen de private kosten zowel tot uiting in de financiële businesscase als de milieuprijzen. In Tekstkader 2 is het verschil tussen maatschappelijke kosten en externe kosten uitgelegd.

Tekstkader 2 - Verschil maatschappelijke kosten en externe kosten

Vermindering van afval zorgt voor lagere maatschappelijke kosten. Minder afval betekent immers minder kosten voor het verzamelen en verwerken van het afval en maar minder schadelijke gevolgen voor het milieu. Voor een deel van de maatschappelijke kosten wordt al betaald in het economische verkeer. Gemeenten moeten immers betalen voor de inzameling en verwerking van het afval en belasten deze kosten door aan de burger. In financiële en maatschappelijke kosten-batenanalyses zijn deze kosten daarom al automatisch ingeprijsd. De schade die wordt afgewenteld op het milieu, de zogenaamde externe kosten, zijn echter nog niet in het economische verkeer opgenomen. De milieuprijzen die we ontwikkelen geven de externe kosten weer en kunnen worden gebruikt in maatschappelijke kosten-batenanalyses, zodat milieu-impacts een volwaardige plek krijgen in economische afwegingen.

De milieuprijzen voor de bodemassen die wij hebben berekend zijn significant hoger dan prijzen die in eerdere studies zijn gevonden. Een LCA-analyse van SGS kwam uit op een totale milieuprijs van € 2 per ton gewassen bodemas (SGS, 2014). Een mogelijke verklaring voor het verschil is dat SGS de prijs baseerde op de zogenaamde milieukostenindicator (MKI), die gebruik maakt van verouderde milieuprijzen voor emissies. Een andere verklaring is dat het gewassen bodemas in de SGS-studie werd toegepast als funderingsmateriaal in een IBC-omgeving, waarin weinig volgens deze studie weinig uitloging naar het milieu plaatsvindt. SGS heeft geen routes onderzocht waarbij het bodemas als immobilisaat werd toegepast of illegaal gestort.

Hierna gaan we per impact categorie in meer detail in op de berekening van de milieuprijzen.

4.3 Uitloging van verontreinigingen in bodemas

Uitloging gewassen bodemas

Een belangrijke factor voor de bepaling van de milieuprijs is de uitloging naar het milieu. Er zijn twee varianten doorgerekend voor de prijs van de emissies naar het milieu:

1. In de eerste, (gemiddelde) variant is uitgegaan van gemiddelde emissiewaarden op basis van een publiek beschikbare partijkeuring van Certicon en een aan SGS verstrekte partijkeuring door Boskalis.^{10 11}
2. Voor de tweede (maximale) variant is aangenomen dat de emissies gelijk zijn aan de maximaal toegestane emissies van een niet-vormgegeven bouwstof, zoals vastgelegd in het Bodembesluit. In de Regeling Bodemkwaliteit zijn emissie- en samenstellingseisen opgenomen voor bodemmassen die vrij toepasbaar zijn en als IBC-bouwstof. Ook is een keuringsprocedé vastgelegd: hierin wordt beschreven hoe uitlogingswaarden in het lab moeten worden bepaald maar ook hoe en wanneer monsters moeten worden afgenomen.

In Tabel 16 staan de gebruikte emissiewaarden weergegeven.

Tabel 16 - Emissiewaarden die zijn gebruikt voor milieuprijs van uitloging (gewassen bodemas)

Parameter	Variant 1: gemiddelde emissiewaarden van de twee partijkeuringen (mg/kg)	Variant 2: maximale emissiewaarden Niet Vormgegeven bouwstof (mg/kg)
Antimoon (Sb)	0,254	0,32
Arseen (As)	0,16	0,9
Barium (Ba)	0,61	22
Cadmium (Cd)	0,007	0,04
Chroom (Cr)	0,185	0,63
Kobalt (Co)	0,07	0,54
Koper (Cu)	0,555	0,9
Kwik (Hg)	0,005	0,02
Lood (Pb)	0,3	2,3
Molybdeen (Mo)	0,36	1
Nikkel (Ni)	0,245	0,44
Seleen (Se)	0,0095	0,15
Tin (Sn)	0,06	0,4
Vanadium (V)	0,3	1,8
Zink (Zn)	0,7	4,5
Bromide (Br)	2,7	20
Chloride (Cl)	380,5	616
Fluoride (F)	3,7	55
Sulfaat (SO ₄)	1.544	2.430

De bovenstaande emissiewaarden zijn vervolgens voor beide varianten vermenigvuldigd met de milieuprijzen zoals opgesteld in het Handboek Milieuprijzen 2017 van CE Delft (CE Delft,

¹⁰ Bronnen: (SGS, 2014) en [Certicon Bodemexperts, 2020: Rapportage partijkeuring](#)

¹¹ Het reproduceren van de milieu-impacts zoals deze zijn berekend door SGS, bleek niet geheel mogelijk. Er is om toelichting aan SGS gevraagd, maar deze is niet gegeven.

2017b)¹². Vervolgens zijn de uitkomsten voor de individuele stoffen opgeteld om een milieuprijs per kg bodemas te verkrijgen. De uitkomsten voor beide varianten zijn weergegeven in Tabel 17.

Tabel 17 - Indicatieve milieuprijzen uitloging van verontreinigingen in gewassen bodemas (€₂₀₁₅ per ton)

Parameter	Milieuprijs (€ ₂₀₁₅ /kg)	Variant 1: Gemiddelde prijs uitloging (€ ₂₀₁₅ /ton gewassen bodemas)	Variant 2: Maximale prijs uitloging (€ ₂₀₁₅ per ton gewassen bodemas)
Antimoon (Sb)	€ 120,75	€ 0,03	€ 0,04
Arseen (As)	€ 264,96	€ 0,04	€ 0,24
Barium (Ba)	€ 31,38	€ 0,02	€ 0,69
Cadmium (Cd)	€ 8.239,93	€ 0,06	€ 0,33
Chroom (Cr)	€ 0,00	€ 0,00	€ 0,00
Kobalt (Co)	€ 0,29	€ 0,00	€ 0,00
Koper (Cu)	€ 0,88	€ 0,00	€ 0,00
Kwik (Hg)	€ 5.643,59	€ 0,03	€ 0,11
Lood (Pb)	€ 57,33	€ 0,02	€ 0,13
Molybdeen (Mo)	€ 90,37	€ 0,03	€ 0,09
Nikkel (Ni)	€ 1,26	€ 0,00	€ 0,00
Seleen (Se)	€ 478,11	€ 0,00	€ 0,07
Tin (Sn)	€ 0,44	€ 0,00	€ 0,00
Vanadium (V)	€ 18,61	€ 0,01	€ 0,03
Zink (Zn)	€ 35,47	€ 0,02	€ 0,16
Bromide (Br)	€ 0,08	€ 0,00	€ 0,00
Chloride (Cl)	€ 4,97	€ 1,89	€ 3,06
Fluoride (F)	€ 0,17	€ 0,00	€ 0,01
Sulfaat (SO ₄)	PM	PM	PM
Totaal		€ 2,20	€ 5,00

Zoals te zien is in bedragen de totale kosten van emissies naar het milieu in beide varianten relatief beperkt met € 2 tot € 5 per ton gewassen bodemas. Het is belangrijk om dit resultaat te nuanceren: het is nog onbekend of AEC-granulaat ook Zeer Zorgwekkende Stoffen (ZZS'en) bevat – deze zijn dus ook niet meegenomen in de berekeningen.¹³ Wanneer AEC-granulaat ZZS'en zoals PFAS blijkt te bevatten, kan de werkelijke milieuprijs voor uitloging significant hoger zijn.

Naast maximale emissiewaarden bestaan er ook maximale samenstellingswaarden voor bouwstoffen die gelden voor zowel IBC als vrij toepasbare bouwstoffen. Deze zijn weergegeven in Tabel 18.

¹² Voor de stoffen chloride, fluoride en sulfaat waren geen directe milieuprijzen beschikbaar in het Handboek Milieuprijzen 2017. Voor chloride en fluoride is daarom gerekend met een gemiddelde van de prijzen voor de verschillende chloride- en fluorideverbindingen uit het Handboek Milieuprijzen 2017. Voor sulfaat was geen milieuprijs beschikbaar.

¹³ Bij IL&T loopt momenteel een onderzoek naar de mogelijke aanwezigheid van ZZS'en in bodemas.

Tabel 18 - Maximale samenstellingswaarden voor vormgegeven, niet-vormgegeven en IBC-bouwstoffen

Parameter	Maximale samenstellingswaarde (mg/kg droge stof)
Naftaleen	5
Fenantreen	20
Antraceen	10
Fluoranteen	35
Chryseen	10
Benzo(a)antraceen	40
Benzo(a)pyreen	10
Benzo(k)fluoranteen	40
Indeno (1, 2, 3cd) pyreen	40
Benzo(ghi)peryleen	40
PAK's (som)	50
PCB's (som)	0,5
Minerale olie	500

Bron: Regeling Bodemkwaliteit.

In de berekening van de milieuprijzen zijn de maximale samenstellingswaarden niet meegenomen. Dit heeft twee redenen. Allereerst kunnen we niet aannemen dat een samenstellingswaarde gelijk is aan een emissiewaarde; daarvoor zou alle schadelijke stof moeten uitlogen, en in werkelijkheid is dit vaak niet het geval. Daarnaast blijkt dat gebruik van de maximale samenstellingswaarden in de praktijk tot een grote overschatting van de milieuprijs zou leiden – bodemas scoort geregeld meer dan een factor duizend lager op de bovenstaande samenstellingsparameters¹⁴.

Uitloging bodemas in immobilisaat

De methode om de kosten van uitloging te bepalen is grotendeels hetzelfde als bij gewassen bodemas. Voor bodemmassen die worden toegepast als immobilisaat zijn geen specifieke normen. Wel is er een emissienorm voor het product zelf waar het bodemas in verwerkt is. Deze norm wordt echter bepaald voor product dat nog intact is. Bij afbraak aan het einde van de levensduur, hoeft deze norm niet representatief te zijn, omdat de bodemas alsnog kan uitlogen. Aan het eind van de levensduur is de kans namelijk reëel dat het werk in een puinbreker belandt, waar de binding tussen het AEC-granulaat en het beton grotendeels verloren zal gaan.

In theorie kan het AEC-granulaat vervolgens opnieuw worden gebruikt als toeslagmateriaal en begint de cyclus opnieuw. In de praktijk zal het AEC-granulaat echter op een opslagplaats liggen, omringd door andere afgebroken werken. Het is in dit geval ondoenlijk om het AEC-granulaat te scheiden van het andere menggranulaat. Gerecycled granulaat zal officieel opnieuw aan de eisen van een niet-vormgegeven bouwstof moeten voldoen. In de praktijk is de kans dat het gerecyclede granulaat opnieuw gekeurd wordt echter klein. En zelfs wanneer er wel een partijkeuring plaatsvindt, voorkomt dit niet noodzakelijkerwijs dat de verontreinigingen in het AEC-granulaat uitlogen naar het milieu: wanneer het AEC-granulaat gemengd wordt met ander granulaat van hogere kwaliteit, kan het geheel aan de eisen van een niet-vormgegeven bouwstof voldoen. Op deze manier kunnen verontreinigingen weggemengd worden en uiteindelijk toch uitlogen.

¹⁴ Bron: vertrouwelijke stukken van ILT.

Omdat in de praktijk veelal bodemassen van IBC kwaliteit worden toegepast in immobilisaten¹⁵, hanteren we deze kwaliteit als worst case voor de uitloging aan het einde van de levensduur als het afgebroken immobilisaat niet correct wordt verwerkt.

Waar eerder voor de maximale variant de maximale emissiewaarden voor een NV-bouwstof werden gebruikt, wordt nu echter gebruikgemaakt van de maximale emissiewaarden van een IBC-bouwstof (we nemen aan dat AEC-granulaat dat wordt geïmmobiliseerd aan deze kwaliteit voldoet omdat vergelijkbare partijen voorheen werden ingezet voor IBC-toepassingen). Voor de gemiddelde variant is gebruikgemaakt van de gemiddelde emissiewaarden uit een onderzoek van het RIVM uit 2008 op basis van tientallen partijkeuringen (RIVM, 2008). De gebruikte emissiewaarden en de resultaten staan weergegeven in Tabel 19.

Tabel 19 - Gebruikte emissiewaarden en indicatieve milieuprijs voor uitloging van AEC-granulaat in immobilisaat (€₂₀₁₅ per ton)

Parameter	Milieuprijs (€ ₂₀₁₅ /kg)	Gemiddelde emissiewaarden van ongewassen bodemas (mg/kg)	Maximale emissiewaarden IBC-bouwstof (mg/kg)	Gemiddelde prijs uitloging (€ ₂₀₁₅ /ton ongewassen bodemas)	Maximale prijs uitloging (€ ₂₀₁₅ /ton ongewassen bodemas)
Antimoon (Sb)	€ 120,75	0,31	0,7	€ 0,04	€ 0,08
Arseen (As)	€ 264,96	0,12	2	€ 0,03	€ 0,53
Barium (Ba)	€ 31,38	0,85	100	€ 0,03	€ 3,14
Cadmium (Cd)	€ 8.239,93	0,01	0,06	€ 0,08	€ 0,49
Chroom (Cr)	€ 0,00	0,27	7	€ 0,00	€ 0,00
Kobalt (Co)	€ 0,29	0,05	2,4	€ 0,00	€ 0,00
Koper (Cu)	€ 0,88	4,60	10	€ 0,00	€ 0,01
Kwik (Hg)	€ 5.643,59	0,00	0,08	€ 0,01	€ 0,45
Lood (Pb)	€ 57,33	0,23	8,3	€ 0,01	€ 0,48
Molybdeen (Mo)	€ 90,37	1,89	15	€ 0,17	€ 1,36
Nikkel (Ni)	€ 1,26	0,28	2,1	€ 0,00	€ 0,00
Seleen (Se)	€ 478,11	0,01	3	€ 0,00	€ 1,43
Tin (Sn)	€ 0,44	0,03	2,3	€ 0,00	€ 0,00
Vanadium (V)	€ 18,61	0,10	20	€ 0,00	€ 0,37
Zink (Zn)	€ 35,47	0,30	14	€ 0,01	€ 0,50
Bromide (Br)	€ 0,08	14,00	34	€ 0,00	€ 0,00
Chloride (Cl)	€ 4,97	3.729,00	8.800	€ 18,53	€ 43,74
Fluoride (F)	€ 0,17	2,60	1.500	€ 0,00	€ 0,26
Sulfaat (SO ₄)	PM	PM	PM	PM	PM
Totaal				€ 18,93	€ 52,58

Zoals is te zien in Tabel 19 bedragen de kosten voor uitloging van verontreinigingen ongeveer tien keer zoveel als bij gewassen bodemas. Ook hier geldt dat beide prijzen mogelijk een onderschatting geven van de werkelijke prijs omdat eventuele aanwezigheid van ZZS'en niet is meegenomen in de berekeningen.

¹⁵ Bron: interview ILT.

De milieuprijzen voor ongewassen bodemas dat wordt toegepast in cement- en beton-producten zijn fors hoger dan die voor bodemas dat gewassen wordt. De voornaamste oorzaak van de hogere prijzen betreft de uitloging van verontreinigingen in een tweede, derde, vierde of vijfde leven. Het is belangrijk om te noemen dat bijbehorende kosten pas later in de toekomst optreden. Wanneer de prijzen in een MKBA worden toegepast kan er daarom voor gekozen worden om de kosten te disconteren op basis van een effecttermijn van 50 tot 100 jaar.

Uitloging illegale stort van bodemas

Wanneer de metalen worden teruggewonnen uit het bodemas voordat het illegaal wordt gestort, kunnen we ervan uitgaan dat de kwaliteit van het illegaal gestorte bodemas ongeveer gelijk is aan de minimumkwaliteit van een IBC-bouwstof. De prijs wordt in dit geval volledig bepaald door de kosten van uitloging. Wanneer de metalen niet worden teruggewonnen, moeten we bij de prijs de kosten van de verloren metalen optellen (deze metalen zullen nu immers elders gewonnen moeten worden, wat leidt tot negatieve milieu-impacts). Ook nemen we in het maximale scenario aan dat de non-ferro metalen die niet zijn teruggewonnen zullen uitlogen naar het milieu¹⁶. In Tabel 20 staan de kosten per ton bodemas weergegeven.

Tabel 20 - Indicatieve milieuprijs van bodemas dat illegaal wordt gestort (€₂₀₁₅ per ton)

Parameter	Milieuprijs (€/kg)	Maximale emissiewaarden IBC-bouwstof (mg/kg)	Gemiddelde prijs (€/ton illegaal gestorte bodemas)	Maximale prijs (€/ton illegaal gestorte bodemas)
Antimoon (Sb)	€ 120,75	0,7	€ 0,08	€ 0,08
Arseen (As)	€ 264,96	2	€ 0,53	€ 0,53
Barium (Ba)	€ 31,38	100	€ 3,14	€ 3,14
Cadmium (Cd)	€ 8.239,93	0,06	€ 0,49	€ 0,49
Chroom (Cr)	€ 0,00	7	€ 0,00	€ 0,00
Kobalt (Co)	€ 0,29	2,4	€ 0,00	€ 0,00
Koper (Cu)	€ 0,88	10	€ 0,01	€ 0,45
Kwik (Hg)	€ 5.643,59	0,08	€ 0,45	€ 0,45
Lood (Pb)	€ 57,33	8,3	€ 0,48	€ 29,13
Molybdeen (Mo)	€ 90,37	15	€ 1,36	€ 1,36
Nikkel (Ni)	€ 1,26	2,1	€ 0,00	€ 0,00
Seleen (Se)	€ 478,11	3	€ 1,43	€ 1,43
Tin (Sn)	€ 0,44	2,3	€ 0,00	€ 0,00
Vanadium (V)	€ 18,61	20	€ 0,37	€ 0,37
Zink (Zn)	€ 35,47	14	€ 0,50	€ 18,24
Bromide (Br)	€ 0,08	34	€ 0,00	€ 0,00
Chloride (Cl)	€ 4,97	8.800	€ 43,74	€ 43,74
Fluoride (F)	€ 0,17	1.500	€ 0,26	€ 0,26
Overige stoffen	PM	PM	PM	PM
Verloren metalen			-	€ 73,50
Totaal			€ 52,58	€ 173,17

¹⁶ Per kg bodemas wordt normaliter 20 kg aan non-ferro metalen teruggewonnen (bron: AVR). We hebben aangenomen dat hiervan 15 kg afkomstig is van koper, lood en zink, in gelijke verhouding. Voor de andere vaak voorkomende non-ferrometalen zijn geen milieuprijzen bekend. Hetzelfde geldt voor de ferrometalen.

4.4 Wasproces, storten slibresidu en uitgespaarde materialen

De milieuprijs van het wasproces, het gestorte residu en de uitgespaarde bouwstoffen hebben we bepaald door het proces te modelleren in SimaPro en de milieu-impacts te vermenigvuldigen met de milieuprijzen van CE Delft. Als uitgespaard materiaal is zand gehanteerd. De resultaten zijn weergegeven in Tabel 21.

Tabel 21 - Indicatieve milieuprijs wasproces, storten en uitgespaarde bouwstoffen (€₂₀₁₅ per ton)

Impact category	Eenheid	Milieuprijs (€/eenheid)	Wasproces	Storten	Vermeden inzet bouwstof
Climate change	kg CO ₂ -eq.	0,057	0,30	0,12	-0,20
Ozone depletion	kg CFC-11-eq.	30,4	0,00	0,00	0,00
Terrestrial acidification	kg SO ₂ -eq.	5,4	0,11	0,06	-0,11
Freshwater eutrophication	kg P-eq.	1,90	0,00	0,00	0,00
Marine eutrophication	kg N-eq.	3,11	0,00	0,00	0,00
Human toxicity	kg 1,4-DB-eq.	0,64	0,10	0,46	-0,19
Photochemical oxidant formation	kg NMVOC	2,10	0,06	0,03	-0,05
Particulate matter formation	kg PM ₁₀ -eq.	69,00	0,62	0,35	-0,77
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB-eq.	8,89	0,00	0,56	0,00
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DB-eq.	0,04	0,00	0,14	0,00
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DB-eq.	0,01	0,00	0,00	0,00
Ionising radiation	kBq U235-eq.	0,05	0,01	0,01	-0,01
Agricultural land occupation	m ² a	0,03	0,02	0,00	0,00
Urban land occupation	m ² a	0,03	0,00	0,02	-0,01
Prijs (€/ton bodemas)			1,2	1,8	-1,4

De tabel laat zien dat de milieuprijzen respectievelijk € 1,2, € 1,8 en € -1,4 per ton bedragen. De milieuprijs voor storten is relatief beperkt, omdat er veel maatregelen worden getroffen om uitloging te voorkomen. De maatschappelijke kosten van storten zijn ongeveer € 10 per ton (zie Tekstkader 3), maar deze zijn geïnternaliseerd in de prijs.

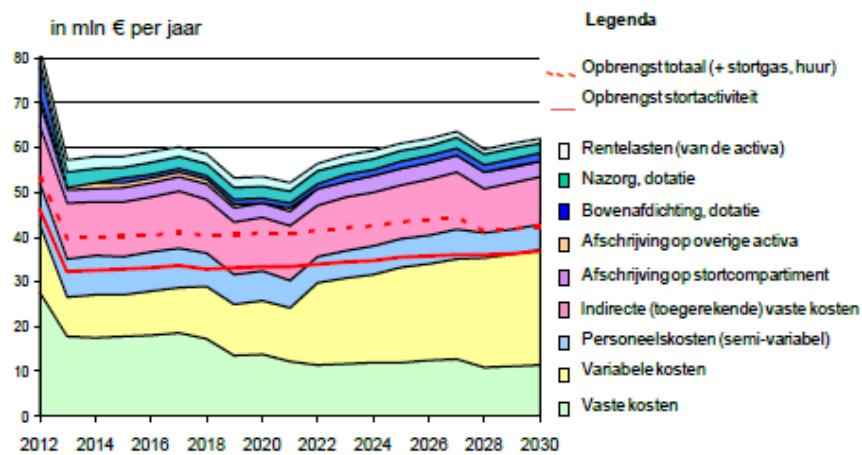
Tekstkader 3 - Maatschappelijke kosten van storten afval

Het storten van het opgewerkte residu van bodemassen heeft verschillende maatschappelijke kosten tot gevolg. Zo zijn er kosten voor het beheer van de stortplaats, de maatregelen die getroffen moeten worden om milieuschade te beperken of voorkomen en kosten van eeuwigdurende nazorg en monitoring nadat de stortplaats is gesloten (de provincie is in Nederland verantwoordelijk voor deze nazorg¹⁷).

In een studie van de Erasmus Universiteit en FFact (SEOR ; FFact, 2013) is een analyse gemaakt van de exploitatiekosten van stortplaatsen. In onderstaande grafiek zijn deze weergegeven voor de drie grootste exploitanten in Nederland. De kosten bedragen jaarlijks € 60 tot € 80 mln. De kosten omvatten onder andere nazorg, personeelskosten en bovenafdeling als de exploitatie stopt.

¹⁷ Om de kosten van de eeuwigdurende nazorg te betalen, brengt de provincie een heffing in rekening bij de exploitant. Met deze heffingen wordt in het provinciaal nazorgfonds het zogenaamde doelvermogen opgebouwd zodat de provincie de nazorg voor de betreffende stortplaats eeuwigdurend kan betalen.

Figuur 4 - Jaarlijkse exploitatiekosten stortplaatsen



Volgens deze studie is een neutrale exploitatie mogelijk bij tarieven van € 35 per ton afval (exclusief opbrengsten uit stortgas en huur). Deze waarde kan daarom worden beschouwd als ondergrens van de kosten die noodzakelijk zijn om de stort mogelijk te maken, de milieuschade van storten te minimaliseren en te voldoen aan de wettelijke normen.

De € 35 per ton geven echter niet alle kosten van storten weer. Om storten (en verbranden) van afval te ontmoedigen, heeft de overheid een stortbelasting ingevoerd. Deze stortbelasting bedraagt € 33,15 per ton. Deze belasting kan worden beschouwd als de waarde die de maatschappij over heeft om storten zoveel mogelijk te voorkomen. Deze kosten tellen we op bij de kosten die exploitanten moeten maken voor de stortplaatsen (inclusief de heffingen voor provincies voor eeuwigdurende nazorg).

De totale maatschappelijke kosten van de stort van reinigingsresidu van bodemassen bedragen daarmee € 35,- (exploitatiekosten, kosten eeuwigdurende nazorg) plus de kosten van de heffing (€ 33,15 in 2021) is € 68 per ton. Uitgaande van 15% slibresidu komt dit neer op een maatschappelijke kostenpost van 10 euro per ton bodemas dat gewassen wordt (15% van € 68). De maatschappelijke kosten van het storten van bodemas zijn daarmee ongeveer € 8 per ton hoger dan de externe kosten.

Maatschappelijke kosten storten reinigingsresidu bodemassen

Categorie	Milieuprijs (€/ton)
Exploitatie stortplaatsen en kosten nazorg	35
Overige maatschappelijke kosten	33
Totaal (afgerond)	68

5 Resultaat: milieuprijzen afval

5.1 Inleiding

Op basis van de analyses uit de voorgaande hoofdstukken kan nu een eerste verkenning worden uitgevoerd van de milieuprijs per afvalcategorie. Deze milieuprijs geeft een eerste indicatie hoeveel schade er aan de menselijke gezondheid, ecosysteemdiensten en gebouwen/materialen er ontstaat door emissies die veroorzaakt worden door deze afvalstroom. De milieuprijs wordt weergegeven in euro per ton afval.

In dit hoofdstuk geven we eerst, in Paragraaf 5.2, de resultaten weer van de indicatieve milieuprijzen per afvalstroom en behandelen we de onzekerheden die met deze milieuprijzen samenhangen in Paragraaf 5.3. Vervolgens gaan we in Paragraaf 5.4 in op het gebruik van deze milieuprijzen en bediscussiëren we de beperkingen in het gebruik en identificeren zinvolle vervolgonderzoeken die gedaan zouden kunnen worden om bestaande onzekerheden te verminderen.

5.2 Resultaten milieuprijs per afvalstroom

5.2.1 Milieuprijzen op midpointniveau voor gebruik in LCA's

De milieu-impacts die in Hoofdstuk 2 zijn bepaald kunnen worden gewogen met milieuprijzen. De milieuprijzen die zijn gehanteerd betreffen de milieuprijzen voor Nederland en zijn volledig hetzelfde als in het Handboek Milieuprijzen 2017 met uitzondering van Humane Toxiciteit waarvoor de hogere waardering is genomen uit Hoofdstuk 3. Tabel 22 geeft een overzicht van de gehanteerde milieuprijzen in deze studie.

Tabel 22 - Indicatieve milieuprijzen op midpointniveau gehanteerd in deze studie in prijzen voor het jaar 2015

Thema	Eenheid	Prijzen 2015
Klimaatverandering	€/kg CO ₂ -eq.	€ 0,057
Aantasting ozonlaag	€/kg CFC-eq.	€ 30,40
Humane toxiciteit	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 0,64*
Fotochemische smogvorming	€/kg NMVOC-eq.	€ 2,10
Fijnstofvorming	€/kg PM ₁₀ -eq.	€ 69,0
Ioniserende straling	€/kg kBq U235-eq.	€ 0,047
Verzuring	€/kg SO ₂ -eq.	€ 5,40
Vermesting zoetwater	€/kg P-eq.	€ 1,90
Vermesting zoutwater	€/kg N	€ 3,11
Ecotoxiciteit, land	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 8,89
Ecotoxiciteit, zoetwater	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 0,037
Ecotoxiciteit, zoutwater	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 0,008
Landgebruik	€/m ² *jaar	€ 0,026

* De weegfactor voor humane toxiciteit is specifiek voor deze studie berekend in Hoofdstuk 3. Deze weegfactor wijkt af van Handboek Milieuprijzen 2017 (CE Delft, 2017b) waar een externe kostfactor voor humane toxiciteit van € 0,214/kg 1,4 DB-eq. Wordt aangehouden.

De prijzen in deze tabel zijn gesteld in prijspeil van het jaar 2015. Als een onderzoeker deze prijzen wilt omrekenen in prijzen voor het jaar 2020 moeten de volgende stappen worden ondernomen:

1. Alle milieuprijzen moeten worden aangepast aan het prijspeil voor het jaar 2020. Zoals in Bijlage G uitgelegd moeten de prijzen dan worden vermenigvuldigd met een factor 1,0751 als inflatiecorrectie. De prijzen in 2020 zijn dus hoger dan die in het jaar 2015.
2. Voor klimaatverandering geldt er daarnaast een reële prijsstijging van 3,5% per jaar conform Aalbers *et al.*, (2016) en het Handboek Milieuprijzen 2017 (CE Delft, 2017b). Dit komt neer op een vermenigvuldiging met een factor 1,1877.
3. Voor alle effecten op ecosysteemdiensten geldt een prijsverhoging van 1% per jaar conform PBL (PBL, 2017) komt neer op een prijsverhoging met een factor 1,051 in elk geval voor de thema's die vooral effecten op ecosysteemdiensten hebben: verzuring, vermessing, landgebruik en ecotoxiciteit.
4. Tot slot zijn er ook nog gemengde thema's met effecten zowel op menselijke gezondheid en gebouwen/materialen aan de ene kant en ecosysteemdiensten aan de andere kant. Het gaat dan om fotochemische oxidantvorming en ozonlaagaantasting. Het is in het kader van dit onderzoek evenwel niet mogelijk om de waardering voor ecosysteemdiensten af te splitsen van de waardering van menselijke gezondheid omdat dit verweven is met de gehele systematiek van milieuprijzen. Een nieuwe milieuprijs rekening houdend met de stijgende waardering van ecosysteemdiensten voor deze thema's kan daarom alleen bepaald worden in een nieuw Handboek Milieuprijzen. We merken hierbij wel op dat op beide thema's de effecten op menselijke gezondheid veel groter zijn dan die op ecosysteemdiensten. Daarom kan men er ook voor kiezen om deze thema's alleen op te hogen met het inflatiecijfer (onder 1 bepaald).

Tabel 23 geeft een tentatief overzicht van de prijzen uitgedrukt in het prijspeil van het jaar 2020.

Tabel 23 - Tentatieve milieuprijzen per midpoint in het prijspeil voor het jaar 2020

Thema	Eenheid	Prijzen 2015	Factor inflatie	Factor natuur	Factor klimaat	Prijzen 2020
Klimaatverandering	€/kg CO ₂ -eq.	€ 0,0566	1,0751	1	1,1877	€ 0,072
Aantasting ozonlaag	€/kg CFC-eq.	€ 30,40	1,0751	1	1	€ 32,68**
Humane toxiciteit	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 0,64*	1,0751	1	1	€ 0,69
Fotochemische smogvorming**	€/kg NMVOC-eq.	€ 2,10	1,0751	1	1	€ 2,26**
Fijnstofvorming	€/kg PM ₁₀ -eq.	€ 69,0	1,0751	1	1	€ 74,2
Ioniserende straling	€/kg kBq U235-eq.	€ 0,047	1,0751	1	1	€ 0,051
Verzuring	€/kg SO ₂ -eq.	€ 5,40	1,0751	1,0510	1	€ 6,10
Vermesting zoetwater	€/kg P-eq.	€ 1,90	1,0751	1,0510	1	€ 2,15
Vermesting zoutwater	€/kg N	€ 3,11	1,0751	1,0510	1	€ 3,51
Ecotoxiciteit, land	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 8,89	1,0751	1,0510	1	€ 10,05
Ecotoxiciteit, zoetwater	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 0,037	1,0751	1,0510	1	€ 0,042
Ecotoxiciteit, zoutwater	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 0,008	1,0751	1,0510	1	€ 0,009
Landgebruik	€/m ² *jaar	€ 0,026	1,0751	1,0510	1	€ 0,029

* De weegfactor voor humane toxiciteit is specifiek voor deze studie berekend in Hoofdstuk 3. Deze weegfactor wijkt af van Handboek Milieuprijzen 2017 (CE Delft, 2017b), waar een externe kostfactor voor humane toxiciteit van € 0,214/kg 1,4 DB-eq. wordt aangehouden.

** Potentieel een onderschatting omdat de prijsstijging van natuur niet is meegenomen bij de berekening.



Voor de milieuprijs voor afval kiezen we er toch voor om het prijspeil 2015 te handhaven in de analyse omdat de ILT reeds milieuprijzen gebruikt in de IBRA. Aangezien de IBRA reeds componenten bevat die zijn doorgerekend met het milieuprijzen uit 2015 kan niet bij de analyse van afvalstromen plotseling worden gerekend met prijzen 2020. Juist vanwege de consistentie is het van belang om een uniform prijspeil te houden. Daarom bevelen we aan om analyses van de milieuprijzen van afval in het prijspeil van 2015 te houden. Ook in kostenbatenanalyses betekent dit dat er een consistent prijspeil wordt gehandhaafd waarbij prijzen op stofniveau (van emissies van bijvoorbeeld PM_{2.5}, NO_x en SO₂) dezelfde informatie bevatten als de prijzen van afval.

Ons advies is daarom om milieuprijzen voor afval opnieuw te berekenen in een courant prijsniveau als er een nieuwe versie van het Handboek Milieuprijzen is verschenen.

5.2.2 Milieuprijzen per afvalstroom

Op basis van de milieu-impacts en de prijzen per midpointthema kan een indicatieve milieuprijs per ton afval worden berekend. Deze resultaten zijn te zien in Tabel 24.

De resultaten zijn opgedeeld in relatief lage en relatief hoge onzekerheid. Deze onzekerheden worden verder toegelicht in Paragraaf 5.3.

Tabel 24 - Indicatieve milieuprijzen per afvalstroom en verwerkingsroute (€₂₀₁₅/ton afval)

Afvalstroom	Recycling/hogwaardige verwerking	Verbranding	Stort, gecontroleerd	Stort, ongecontroleerd
Specifieke milieuprijzen met relatief lage onzekerheid				
IJzerafval	20	60	689	689
Ander metaalafval	669	1.613	3.658	3.658
Gemengd metaalafval	115	288	1.125	1.125
Glasafval	13	99	77	76
Papierafval	97	282	396	469
Rubberafval	59	428	329	331
Plasticafval	176	728	674	676
Houtafval	11	60	99	101
Textielafval	66	1.238	1.187	1.196
Mineraal afval*	0	25	15	15
Milieuprijzen met relatief hoge onzekerheid				
Chemisch afval*		1.000		p.m.
Overig recyclebaar afval	124	482	755	761
Afgedankt materiaal	260	1.001	777**	780**
Dierlijk en plantaardig afval	5	34	16**	17**
Gemengd afval	124	772	779**	806**
Slib	1	118	p.m.^	p.m.^

* Voor chemisch afval is één milieuprijs berekend op basis van preventiekosten als gemiddelde over de verschillende verwerkingsroutes. Voor het storten van chemisch afval levert dit een onderschatting van de daadwerkelijke schade op (zie Paragraaf 2.5). Er kunnen geen preventiekosten voor het ongecontroleerd storten van chemisch afval worden afgeleid.

** Voor deze milieuprijzen is het opvallend dat storten (relatief) goed scoort. Alhoewel wij hebben ons in dit onderzoek gebaseerd op de best beschikbare data op dit moment (zie o.a. Tabel 4), zijn de milieuprijzen voor het storten van deze afvalcategorieën mogelijk aan de lage kant. We adviseren daarom nader onderzoek naar de integrale milieu-impacts van afgedankt materiaal, dierlijk en plantaardig afval en gemengd afval.

^ Pro Memorie. Er kon in het kader van dit onderzoek geen waardering voor de (illegale) stof van slib worden afgeleid (zie Paragraaf 2.3).

Uit deze tabel blijkt dat recycling voor alle afvalstromen de laagste schadekosten kent. Dit komt voornamelijk omdat er bij de overige verwerkingsroutes materiaal verloren gaat. De milieuprijs van recycling verschilt wel flink tussen verschillende afvalstromen. Zo is de milieuprijs van het recyclen van mineraal afval vrijwel nihil, doordat er voor het breken van mineraal afval weinig energie nodig is.

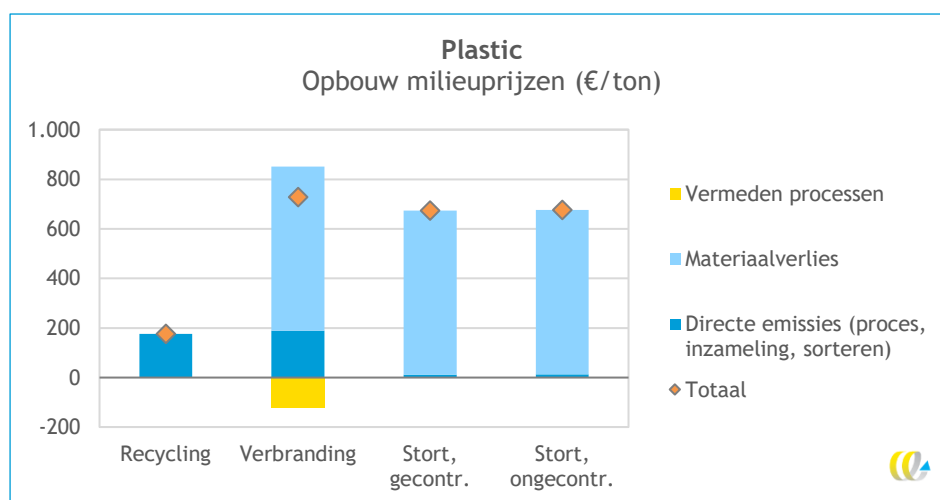
Bij metalen valt op dat stort tot veel hogere milieuprijzen leidt dan recyclen of verbranden. Dit komt doordat de productie van metalen zeer energie-intensief is, waardoor het verlies van metaal met een relatief hoge milieuprijs is geassocieerd. De milieuprijzen van verbranding zijn aanzienlijk lager dan stort, doordat metalen na verbranding deels teruggewonnen worden. De hoeveelheid metaal die teruggewonnen kan worden na verbranding is echter wel wat lager dan bij het direct recyclen van metaal.¹⁸

De milieuprijzen in Tabel 24 zijn een optelsom van de milieu-impacts van a) de inzameling, het sorteren en de afvalverwerking zelf, b) vermeden processen (bijvoorbeeld door het opwekken van energie in een AEC), en c) materiaal dat verloren gaat bij afvalverwerking.

In Figuur 5 is deze opbouw voor de verwerking van plasticafval schematisch weergegeven. Hier is te zien dat de grootste bijdrage aan de milieuprijs van zowel verbranding als storten geleverd wordt doordat materiaal verloren gaat (ten opzichte van recycling). Bij plastics valt verder op dat de milieuprijs van verbranding in een AEC hoger is dan van storten, wat bij veel van de andere afvalstromen niet het geval is. Figuur 4 laat zien dat verbranding van plastics (als koolstofrijk materiaal) leidt tot directe emissies, wat zorgt voor een klimaat-impact die relatief zwaar doorweegt in de milieuprijs. Bij verbranding wordt ook energie opgewekt die weer ingezet wordt waardoor minder conventionele energie opgewekt hoeft te worden. Deze terugwinning ('vermeden processen' in Figuur 5) compenseert echter niet volledig voor de directe emissies van de verbranding.

In Bijlage E zijn voor alle afvalstromen en -verwerkingsroutes vergelijkbare grafieken opgenomen.

Figuur 5 - Opbouw indicatieve milieuprijzen verwerking plastic (€₂₀₁₅ per ton)



¹⁸ Het gaat in deze studie uitsluitend om de externe kosten: het economische verlies ten waarde van de marktprijs van het metaal is niet in deze rekensommen inbegrepen.

5.3 Onzekerheid van de resultaten

De indicatieve milieuprijzen die in dit onderzoek zijn bepaald zijn gebaseerd op een analyse van milieu-impacts op basis van LCA's. De onzekerheid van de resultaten verschilt door twee factoren:

- de mate van heterogeniteit van een afvalstroom, waarbij homogene afvalstromen zekerder zijn en heterogene afvalstromen meer onzekerheid kennen;
- de representativiteit van de gebruikte milieudata, waarbij specifieke data voor Nederland een zekerdere schatting opleveren en generieke LCA-data een meer onzekere schatting opleveren.

Op basis van deze twee factoren zijn de resultaten in twee groepen ingedeeld: specifieke milieuprijzen met relatief lage onzekerheid en milieuprijzen met een relatief hoge onzekerheid. In de tabel is de representativiteit van de gebruikte milieudata uitgesplitst per verwerkingsroute. Hierbij houden we een hiërarchie aan, van zeer representatief tot grof. Dit doen we aan de hand van de volgende letters en kleuren:

- A/Lichtgroen: Zeer representatief, op basis van data van Nederlandse afvalverwerkers.
- B/Donkerroen: Goed representatief, op basis van data van Nederlandse afvalcijfers, in combinatie met Ecoinvent uitgaande van Nederlandse energiedata.
- C/Geel: Representatief, op basis van literatuur, in combinatie met Ecoinvent en Nederlandse energiedata.
- D/Donkerblauw: Generiek, op basis van Ecoinvent, vermeden emissies (energie-opwekking) gemodelleerd met Nederlandse energiedata.
- E/Lichtblauw: Generiek, op basis van Ecoinvent, Europees of wereldwijd.
- F/Oranje: Grove benadering op basis van grove aannames en/of Ecoinvent-data van vergelijkbare materialen.
- G/Donker grijs: Grove benadering, op basis van preventiekosten.

Tabel 25 - Heterogeniteit van afvalstromen en representativiteit van milieudata voor afvalverwerking in Nederland

Afvalstroom	Heterogeniteit	Representativiteit milieudata			
		Recycling	Verbranding	Stort, gecontroleerd	Stort, ongecontroleerd
Specifieke milieuprijzen met relatief lage onzekerheid					
Ijzerafval	1. Homogeen	B	D	E	E
Ander metaalafval	2. Heterogeen	B	D	E	E
Gemengd metaalafval	2. Heterogeen	B	D	E	E
Glasafval	1. Homogeen	A	D	E	E
Papierafval	1. Homogeen	A	D	E	E
Rubberafval	1. Homogeen	C	D	F	F
Plasticafval	2. Heterogeen	A	B	E	E
Houtafval	1. Homogeen	A	D	E	E
Textielafval	2. Heterogeen	A	B	E	E
Mineraal afval	2. Heterogeen	A	D	E	E
Milieuprijzen met relatief hoge onzekerheid					
Chemisch afval	3. Zeer heterogeen	G	G	G	G
Overig recyclebaar afval	3. Zeer heterogeen	F	F	F	F
Afgedankt materiaal	3. Zeer heterogeen	F	F	F	F
Dierlijk en plantaardig afval	3. Zeer heterogeen	B	D	F	F
Gemengd afval	3. Zeer heterogeen	F	D	E	E

Afvalstroom	Heterogeniteit	Representativiteit milieudata			
		Recycling	Verbranding	Stort, gecontroleerd	Stort, ongecontroleerd
Slib	3. Zeer heterogeen	D	B	N.v.t.*	N.v.t.*
Bodemassen	2. Heterogeen	C	N.v.t.**	E	E

* Stort van slib is niet van toepassing, doordat hier geen milieugegevens over bekend zijn. Stort van riool- en RWZI slib is daarnaast zeer onwaarschijnlijk in Nederland, aangezien de verwerking van dit slib plaatsvindt in zuiveringsinstallaties die onder strenge controle staan.

** Verbranding van bodemas is fysiek onmogelijk, aangezien bodemas het restproduct van verbranding is.

Uit deze analyse blijkt dat de milieuprijzen voor de recycling van glas, papier en hout de grootste zekerheid kennen aangezien het hierbij gaat om homogene stromen en de milieudata zijn gebaseerd zijn op representatieve data afkomstig van Nederlandse afvalverwerkers. Ook de materialen die verloren gaan als deze afvalstromen niet gerecycled worden, zijn gemodelleerd op basis van studies voor deze afvalverwerkers. Dit verloren materiaal is in de meeste gevallen verantwoordelijk voor het grootste deel van de milieuprijs van met name storten. Plastics, textiel en mineraal afval kennen dezelfde kwaliteit van data, maar zijn toch onzekerder omdat de stromen meer heterogeen zijn.

De resultaten voor andere stromen zijn minder zeker. De milieuprijzen van afgedankt materiaal zijn bijvoorbeeld erg onzeker, aangezien dit een zeer heterogene afvalstroom is. Om deze milieuprijzen te benaderen zijn we uitgegaan van een koelkast, een stofzuiger en televisie als proxy en hebben daarvan een ongewogen gemiddelde berekend. Een andere benadering zou mogelijk tot andere milieuprijzen kunnen leiden.

Ook overig recyclebaar afval en gemengd afval zijn zeer heterogene afvalstromen, waarvan de samenstelling niet bij ons bekend is. Er is daarom een zeer grove inschatting gemaakt door uit te gaan van een gemiddelde van alle afvalstromen die vrijkomen bij bedrijven en particulieren. Deze geschatte milieuprijzen zijn daarmee dus afhankelijk van de milieuprijzen van andere afvalstromen maar bevatten geen oorspronkelijke gegevens op basis waarvan de berekening kon worden uitgevoerd.

Bij de milieuprijzen voor dierlijk afval speelt de representativiteit van de achterliggende data een grotere rol bij de onzekerheid. De milieuprijzen van dierlijk afval zijn waarschijnlijk een onderschatting, aangezien we hierbij uitgegaan zijn van vergisting (recycling) en het verlies van groengas (overige verwerkingsroutes). In de praktijk wordt met name plantaardig afval ook verwerkt tot compost, maar hiervoor konden we met de huidige data geen milieuprijs berekenen. Het storten van plantaardig en dierlijk afval is daarnaast gebaseerd op storten van hout. Het is hierbij aannemelijk dat er bij minder methaan vrijkomt dan bij dierlijk en plantaardig afval, waardoor dit waarschijnlijk een onderschatting van de milieuprijs is. Geschikte milieudata over het storten van dierlijk en plantaardig afval is niet voorhanden.

De milieuprijs van slibverbranding kan ten slotte lager uitvallen dan in Tabel 24 gepresenteerd. Zo wordt er bij SNB namelijk CO₂ afgevangen worden voor de productie van calciumcarbonaat, dat wordt gebruikt als witmaker bij papier. Na de verbranding kan bovendien fosfaat teruggewonnen worden. Volgens de berekeningen van CE Delft (2017d) zouden deze maatregelen in theorie zelfs tot een negatieve milieuprijs kunnen leiden, wat inhoudt dat de verbranding van slib netto een positieve invloed zou kunnen hebben op het milieu – al hangt dit wel af van de aanname hoe lang het duurt voordat de in het calciumcarbonaat gevangen CO₂ weer vrijkomt.

De milieuprijs van chemisch afval is een benadering op basis van preventiekosten, waarbij we geen onderscheid hebben gemaakt tussen verschillende verwerkingsroutes. Dit is in meer detail toegelicht in Paragraaf 2.5. De milieuprijs van deze stroom moet daarom als zeer onzeker worden beschouwd.

5.4 Gebruik van de resultaten

5.4.1 Gebruik en beperkingen in gebruik

De indicatieve milieuprijzen geven een inschatting welke verwerkingsroute per afvalstroom de grootste milieuschade oplevert. Daarmee geven milieuprijzen een prioritering aan het beleid: met milieuprijzen kan men onderzoeken welke beleidsinspanningen de meeste externe baten opleveren. We zien vier mogelijke toepassingen van milieuprijzen voor afval:

1. **Beleidsoptimalisatie.** De resultaten kunnen worden gebruikt om afvalstromen te optimaliseren naar verwerkingsroutes. Bij de meeste afvalstromen blijkt uit de analyse dat recycling lagere milieuschadecosten kent dan verbranding of storten. Van hieruit kan men een verdere optimalisering van de afvalstromen onderzoeken (zie ook de beperkingen hieronder bij deze toepassing).
2. **Kosten-batenanalyses.** Milieuprijzen voor afval kunnen worden gebruikt in kosten-batenanalyses als een inschatting van de externe kosten die met afvalstromen gemoeid zijn. Ook de schadecosten van bodemassen kunnen worden gebruikt in analyses om bijvoorbeeld verschillende manieren van de verwerking van bodemassen te vergelijken.¹⁹
3. **Bedrijfsmatige doorlichting.** Milieuprijzen voor afval kunnen ook door bedrijven worden gebruikt bij een doorlichting van de impact van bedrijfsprocessen op het milieu. Op dit moment gebruiken bedrijven zoals de Nationale Spoorwegen, Philips, Repsol, Vodafone en Novartis milieuprijzen bij hun sociale jaarverslag. Door een expliciete milieuprijs van afvalstromen mee te nemen kan in een aantal gevallen een beter jaarverslag worden gemaakt als het bedrijf zelf nog geen analyse heeft gemaakt van de milieu-impacts van hun afvalstromen. Bedrijven die zelf al analyses hebben gemaakt van hun afvalstromen, kunnen met deze analyse kijken in hoeverre hun analyses overeenkomen met onze bevindingen. In een tool als de *Milieubarometer* van Stichting Stimular, kunnen deze milieuprijzen worden gebruikt om de prestaties van bedrijven bij milieuverbeteringen inzichtelijk te maken.
4. **Risicoanalyses.** Tot slot kunnen deze resultaten gebruikt worden om afvalstromen in de economie te beoordelen naar hun risico's. Men kan onderzoeken bij welke afvalstromen de grootste milieurisico's ontstaan en deze risico's tegen elkaar afwegen en zo beleidsinzet ter voorkomen van deze risico's vormgeven. Ook kan men kijken hoeveel winst er kan worden gerealiseerd indien afval niet langer via de ene route wordt verwerkt, maar via de andere route.

Bij deze toepassingen gelden wel een aantal beperkingen in de berekening van de indicatieve milieuprijzen die goed moeten worden begrepen. Deze beperkingen zijn:

1. De milieuprijzen leveren een conservatieve schatting op van de schadecosten op en zijn dus waarschijnlijk op te vatten als 'minimumwaarden'. De reden dat de schatting conservatief is, is gelegen in de gebrekkige kennis van de effecten van milieugevaarlijke stoffen, met name op de langere termijn. In Hoofdstuk 3 zagen we dat over de tijd heen

¹⁹ De prijzen van de bodemassen zijn vooral geschikt voor de vergelijking van verwerkingsmethoden voor de bodemassen. Alhoewel bodemassen ontstaan door verbranding van de overige categorieën afval, kunnen deze prijzen niet één op één worden opgeteld bij de milieuprijzen van de overige afvalstromen. Dit komt omdat de brandbaarheid per afvalstroom verschilt (en dus de mate waarin bodemassen ontstaan) en ook de mate waarin afvalstromen bijdragen aan schadelijke stoffen in de bodemassen.

steeds meer ziekten worden gerelateerd aan het voorkomen van schadelijke stoffen in het milieu. Dat is een proces dat niet tot een einde is gekomen. Met name stoffen die in sterke mate bio-accumulatief zijn (en dus niet of beperkt afbreken in het milieu) zijn daarbij van grote zorg. Ook alle activiteiten die stoffen verspreiden door het milieu zijn gevaarlijker dan stoffen die terecht komen op gecontroleerde stortplaatsen.

2. De milieuprijzen betreffen in principe afvalstromen met emissies die geoorloofd zijn binnen de huidige wetgeving. Illegale lozingen en toepassingen kunnen slechts gedeeltelijk worden benaderd door de categorie 'ongecontroleerde stort'. Het is echter een misvatting om milieuprijzen in deze verwerkingsroute te gebruiken voor alle illegale verwerkingsroutes. Illegale activiteiten kunnen een grotere schade aan het milieu toebrengen dan hier berekend.
3. De resultaten kunnen niet gebruikt worden om tussen afvalstromen te optimaliseren. Bijvoorbeeld, het mengen van afval tot gemengd afval is meestal een bewuste keuze. Men kan niet beargumenteren dat het beter is om metaalafval voortaan door het gemengde afval te mengen omdat de milieuschadecosten van deze afvalstroom lager is. Het klopt dat gemiddeld genomen gemengd afval lagere milieuschadecosten kent, maar dat geldt voor het gemiddelde, niet aan de marge. Daarom kunnen beleidsveranderingen die afval van de ene naar de andere afvalstroom onderbrengen niet worden gemotiveerd met een beroep op deze milieuprijzen.
4. Tot slot dient de gebruiker zich er goed van te vergewissen dat alle data gebaseerd zijn op gemiddelde situaties voor een gemiddelde afvalstroom op een gemiddelde locatie in Nederland. Binnen deze gemiddelden zijn er aanzienlijke verschillen mogelijk. Zo noemden we al de situatie rondom slibverbranding. Momenteel wordt er door slibverwerker SNB en Energie- en hergebruikbedrijf HVC met praktijktests gekeken hoe fosfaat teruggewonnen kan worden uit de as van verbrand slib (SNB, 2020). Ook wordt bij SNB de CO₂ uit de rookgassen na verbranding afgevangen en verwerkt tot calciumcarbonaat. Zowel fosfaat teruggewinning als het afvangen van CO₂ is in deze studie niet meegenomen. Dit kan grote invloed hebben op de milieuprijs van slibverbranding.

5.4.2 Mogelijke vervolgonderzoeken

Deze studie geeft een eerste inschatting van de milieuprijzen per afvalstroom per verwerkingsroute. De kwaliteit van de onderliggende gegevens is aan onzekerheid onderhevig, zoals op diverse plaatsen aangekaart. Ook is het belangrijk dat er meer onderzoek wordt uitgevoerd naar de samenstelling van met name de heterogene afvalstromen en de emissies die eruit vrij kunnen komen bij verbranding en storten.

Met name bij de (zeer) heterogene afvalstromen is meer vervolgonderzoek nodig. In het bijzonder is het aan te raden om de milieuprijzen verder aan te scherpen van afgedankt materiaal (alle verwerkingsroutes), van het recyclen van metalen, van het storten en composteren van dierlijk en plantaardig afval, van het verbranden van slib en van chemisch afval (alle verwerkingsroutes). Als er meer informatie beschikbaar komt over de milieu-impacts van deze afvalstromen, wordt een update van de milieuprijzen aangeraden.

De gepresenteerde milieuprijzen voor afgedankt materiaal zijn berekend op basis van grove milieudata en aannames. Dit is een zeer heterogene afvalstroom die relatief simplistisch is benaderd. Het is dus mogelijk dat de milieuprijs anders uit kan vallen op basis bij diepgaander onderzoek. Het specifiekere berekenen van de milieuprijs behoeft meer aandacht en een eigen uitgebreid onderzoeksproject.

De milieuprijzen voor de recycling van metaal zijn gebaseerd op Nederlandse afvalcijfers, in combinatie met milieudata uit Ecoinvent die is aangepast naar de Nederlandse situatie (wat betreft de energiemix). De efficiëntie van recycling in Nederland wijkt mogelijk af van

Ecoinvent, waardoor de milieuprijs hoger of lager uit kan vallen. Om een representatievere milieuprijs te berekenen voor metaalrecycling is ook een eigen uitgebreid onderzoeksproject benodigd.

Bij het recyclen van dierlijk en plantaardig afval is binnen deze studie alleen uitgegaan van vergisting. Dit afval wordt vaak gecomposteerd, maar huidige studies over composteren van gft zijn niet toereikend gebleken voor de berekening van een milieuprijs. Om deze recycle-route te kunnen modelleren is meer onderzoek nodig naar de vervangingswaarde van compost.

Bij het storten van dierlijk en plantaardig afval is binnen deze studie uitgegaan van een proxy van storten van houtafval. Deze milieuprijzen zijn daarom zeer waarschijnlijk een onderschatting. Het is aannemelijk dat bij dierlijk en plantaardig afval meer methaan vrijkomt tijdens de stort. Hier is meer onderzoek voor nodig.

Bij slibverbranding wordt er momenteel geïnoveerd, waardoor verbranding van slib de komende jaren meer restproducten op kan leveren. De milieuprijs kan zelfs negatief worden volgens CE Delft (2017d), wat zou duiden op een positief effect op het milieu (milieuwinst) door het verbranden van rioolslib.

De schadekosten van chemisch afval zijn daarnaast niet berekend binnen deze studie. Meer onderzoek is nodig naar de samenstelling van deze afvalstroom, voordat een milieuprijs berekend kan worden.

Tot slot kent deze studie een verdieping op het gebied van bodemassen. Dergelijke verdiepingsslagen zijn ook te maken voor andere afvalgerelateerde problemen, zoals het bijmengen van afvalstromen in brandstoffen of mestvergisters.

Bibliografie

Aalbers, R., Renes, G. & Romijn, G., 2016. *WLO-klimaatscenario's en de waardering van CO₂-uitstoot in MKBA's*, Den Haag: Centraal Planbureau (CPB); Planbureau voor de Leefomgeving (CPB).

Afvalfonds Verpakkingen, 2019. *Monitoring verpakkingen. Resultaten inzameling en recycling 2018*, sl: sn

Ahern, T. et al., 2019. Phthalate Exposure and Breast Cancer Incidence: A Danish Nationwide Cohort Study. *Journal of Clinical Oncology*, 37(21), pp. 1800-1809.

Ahmad, A. et al., 2020. Arsenic reduction to <1 µg/L in Dutch drinking water. *Environment International*, Volume 134.

Armstrong, B. & Gibbs, G., 2009. Exposure-response relationship between lung cancer and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Occupational and Environmental Medicine*, 66(11), pp. 740-746.

Armstrong, B., Hutchinson, E. & Fletcher, T., 2003. *Cancer Risk Following Exposure to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A Meta-Analysis*, Sudbury (UK): HSE Books.

Armstrong, B., Hutchinson, E., Unwin, J. & Fletcher, T., 2004. Lung Cancer Risk after Exposure to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: A Review and Meta-Analysis. *Environmental Health Perspectives*, 112(9), pp. 970-978.

Bartlett, E. & Trasande, L., 2013. Economic impacts of environmentally attributable childhood health outcomes in the European Union. *European Journal of Public Health*, 24(1), pp. 21-26.

Bellanger, M. et al., 2015. Neurobehavioral deficits, diseases and associated costs of exposure to endocrine disrupting chemicals in the European Union. *Journal of Clinical Endocrinology & Metabolism*, 100(4), pp. 1256-1266.

Bellanger, M., Pichery, C., Aerts, D. & al., e., 2013. Economic benefits of methylmercury exposure control in Europe: monetary value of neurotoxicity prevention. *Journal of Environmental Health*, Volume 12, p. 3.

Boomsma, W. & Anemaet, F., 2013. *Haalbaarheidsstudie havenplan Lelystad Flevokust*, Lelystad: Dutch Water Managers.

Braun, J. et al., 2011. Impact of Early-Life Bisphenol A Exposure on Behavior and Executive Function in Children. *Pediatrics*, 128(5), pp. 873-882.

BVOR; IVAM, 2013. *CO₂-effecten van het opwerken van groenafval en van daarmee vergelijkbare reststromen ; Achtergrond document bij de BVOR CO₂-rekentool*, Amsterdam: IVAM.

CBS, 2021a. *Statline Afvalbalans, afvalsoort naar sector; nationale rekeningen*. [Online] Available at: <https://opendata.cbs.nl/#/CBS/nl/dataset/83554NED/table> [Geopend 2021].

CBS, 2021b. *Statline Afvalbalans, afvalsoort naar sector; nationale rekeningen*. [Online] Available at: <https://opendata.cbs.nl/statline/#/CBS/nl/dataset/83554NED/table?ts=1626774598642> [Geopend 2021].



- CE Delft; INFRAS; TRT; Ricardo, 2019. *Handbook on the External Costs of Transport - Version 2019*, Delft: CE Delft.
- CE Delft, 2002. *Update schaduw prijzen, financiële waardering van milieu-emissies op basis van Nederlandse overheidsdoelen*, Delft: CE Delft.
- CE Delft, 2015. *Milieu-informatie textiel*, Delft: CE Delft.
- CE Delft, 2017a. *Blik: bron- of nascheiden? Afwegingskader voor gemeenten*, Delft: CE Delft.
- CE Delft, 2017b. *Handboek Milieuprijzen 2017*, Delft: CE Delft.
- CE Delft, 2017c. *Handboek Milieuprijzen 2017. Methodische onderbouwing van kengetallen gebruikt voor waardering van emissies en milieu-impacts*, 2017: CE Delft.
- CE Delft, 2017d. *Milieuscore SNB slibverwerking: update 2015 en 2017*, Delft: CE Delft.
- CE Delft, 2017e. *Milieuprijzen afval : Voor gebruik in de Milieubarometer*, Delft: CE Delft.
- CE Delft, 2018. *Environmental Prices Handbook, EU 28 version*, Delft: CE Delft.
- CE Delft, 2019a. *Methodiek duurzaam aanbesteden afval : Opgesplitst in basismethodiek en een gedetailleerde methodiek Versie 1.1*, Delft: CE Delft.
- CE Delft, 2019b. *Verwerkingsscenario's Vlaams huishoudelijk afval en gelijkaardig bedrijfsafval 2020-2030*, Delft: CE Delft.
- CE Delft, 2020a. *Emissiekentallen elektriciteit*. Delft: CE Delft.
- CE Delft, 2020b. *Klimaatimpact van afvalverwerk routes in Nederland*, Delft: CE Delft.
- CE Delft, 2020c. *Kostencurve beton*, Delft: CE Delft.
- CE Delft, 2020d. *Milieuprijzen als weegfactor in de bepalingsmethode milieuprestatie bouwwerken*, Delft: CE Delft.
- CE Delft, 2021. *The value of human toxicity. An explorative research for use in environmental prices*, Delft: CE Delft.
- Chen, C., Xun, P., Nishijo, M. & He, K., 2016. Cadmium exposure and risk of lung cancer: a meta-analysis of cohort and case-control studies among general and occupational populations. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 26(5), pp. 437-444.
- Cuhls, C., Mähl, B. & Clemens, J., 2015. *Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen*, Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt (UBA).
- Deng, Y. et al., 2019. The Effect of Hexavalent Chromium on the Incidence and Mortality of Human Cancers: A Meta-Analysis Based on Published Epidemiological Cohort Studies. *Frontiers in Oncology*, Volume 9, p. 24.
- D'Ippoliti, D. et al., 2015. Arsenic in Drinking Water and Mortality for Cancer and Chronic Diseases in Central Italy, 1990-2010. *PLoS one*, 10(9).
- EC; JRC; IES, 2010. *JRC International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment*, Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Ecoinvent, 2018. *Ecoinvent 3.5 - allocation, cut-off by classification*. Ecoinvent: Zurich.
- ECP, 2013. *ECP technologie beschrijving : Versnipperen*. [Online] Available at: <http://ecp-biomass.eu/sites/ecp->



biomass.eu/files/books/ECP%20TF%20Versnipperen_LG_HP_2nd.pdf
[Geopend 7 Juli 2020].

EEA, 2014. *Costs of air pollution from European industrial facilities 2008-2012 an updated assessment*, Luxemburg: European Environmental Agency (EEA).

EEA, 2021. *Costs of air pollution from European industrial facilities 2008-2017*, Copenhagen: European Environmental Agency.

Ellerman, A. D., Convery, F. J. & De Perthuis, C., 2010. *Pricing Carbon: The European Union Emissions Trading Scheme*, Cambridge: Cambridge University Press.

Engel, L. et al., 2017. Insecticide use and breast cancer risk among farmers' wives in the agricultural health study. *Environmental Health Perspectives*, Volume 125.

Engström, A. et al., 2011. Long-term cadmium exposure and the association with bone mineral density and fractures in a population-based study among women. *Journal of Bone and Mineral Research*, 26(3), pp. 486-495.

Feraldi, R., Cashman, S., Huff, M. & Raahauge, L., 2013. Comparative LCA of treatment options for US scrap tires: material recycling and tire-derived fuel combustion. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(3), pp. 613-625.

GHDx, 2017. *Global Health Data Exchange*. [Online]
Available at: <http://ghdx.healthdata.org/>
[Geopend 31 augustus 2020].

Ginsberg, G., 2012. Cadmium Risk Assessment in Relation to Background Risk of Chronic Kidney Disease. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 75(7), pp. 374-390.

Goedkoop, M. et al., 2009. *ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level; First edition (version 1.08) Report I: Characterisation*, Den Haag: Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM).

Green Deal, 2018. *GD076: Green Deal Verduurzaming nuttige toepassing AEC bodemas*. [Online]
Available at: <https://www.greendeals.nl/sites/default/files/downloads/GD076-Verduurzaming-Nuttige-Toepassing-AEC-bodemassen.pdf>
[Geopend 2021].

Guerreiro, C., Horálek, J., De Leeuw, F. & Couvidat, F., 2016. Benzo(a)pyrene in Europe: Ambient air concentrations, population exposure and health effects. *Environmental Pollution*, Volume 214, pp. 657-667.

Hauser, R. et al., 2015. Male Reproductive Disorders, Diseases, and Costs of Exposure to Endocrine-Disrupting Chemicals in the European Union. *The Journal of Clinical Endocrinology and Metabolism*, 100(4), pp. 1267-1277.

Hischier, R. & Baudin, I., 2010. LCA study of a plasma television device. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Issue 15, pp. 428-438.

Huijbregts, M. A. J., Rombouts, L. J. A., Ragas, A. M. J. & van de Meent, D., 2005. Human-Toxicological Effect and Damage Factors of Carcinogenic and Noncarcinogenic Chemicals for Life Cycle Impact Assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 1(3), p. 181-244.

Hunt, P., Sathyanarayana, S., Fowler, P. & Trasande, L., 2016. Female Reproductive Disorders, Diseases, and Costs of Exposure to Endocrine Disrupting Chemicals in the



European Union. *The Journal of Clinical Endocrinology and Metabolism*, 101(4), pp. 1562-1570.

ILT, 2019. *Signaalrapportage: Analyse risico's in de keten van bodemas*, sl: sn

Ilyasova, D. & Schwartz, G., 2005. Cadmium and renal cancer. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 207(2), pp. 179-186.

JEMA, 2014. *Report on life cycle inventory (LCI) analyses of refrigerators*, Tokyo: Japanese Electrical Manufacturers' Association (JEMA).

Jovanovic, D. et al., 2013. Low levels of arsenic in drinking water and type 2 diabetes in Middle Banat region, Serbia. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 216(1), pp. 50-55.

Lee, W. et al., 2004. Cancer incidence among pesticide applicators exposed to chlorpyrifos in the Agricultural Health Study. *J Natl Cancer Inst*, Volume 96, pp. 1781-1789.

Lee, W. et al., 2007. Pesticide use and colorectal cancer risk in the Agricultural Health Study. *Int J Cancer*, Volume 121, pp. 339-346.

Luippold, R., Mundt, K. & Austin, R. e. a., 2003. Lung cancer mortality among chromate production workers. *Occupational and Environmental Medicine*, Volume 60, pp. 451-457.

Marks, A. et al., 2010. Organophosphate pesticide exposure and attention in young Mexican-American children: the CHAMACOS Study. *Environmental Health Perspectives*, Volume 118, pp. 1768-1774.

Medrano, M. et al., 2010. Arsenic in public water supplies and cardiovascular mortality in Spain. *Environmental Research*, 110(5), pp. 448-454.

Nationale Milieudatabase, 2020. *Bepalingsmethode Milieuprestatie Bouwwerken versie 1.0 (juli 2020)*, sl: NMD.

Nedellec, V. & Rabl, A., 2016. Costs of health damage from atmospheric emissions of toxic metals: Part 2-analysis for mercury and lead. *Risk Analysis*, 36(11), pp. 2096-2104.

NEEDS, 2008. *Report on the procedure and data to generate averaged/aggregated data*, Brussel: European Commission.

NVRD, 2012. *NVRD benchmark afvalinzamling peiljaar 2012*, Arnhem: NVRD.

NVRD, 2019. *Benchmark huishoudelijk afval peiljaar 2019*, Arnhem: NTVD.

Olsson, A. et al., 2010. Exposure Assessment for a Nested Case-Control Study of Lung Cancer among European Asphalt Workers. *The Annals of Occupational Hygiene*.

PBL, 2017. *De discontovoet voor natuur: de relatieve prijsstijging voor ecosysteemdiensten*. , Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.

PBL, 2019. *Klimaat- en energieverkenning 2019 (KEV)*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving (PBL).

Perera, F., Weiland, K., Neidell, M. & Wang, S., 2014. Prenatal exposure to airborne polycyclic aromatic hydrocarbons and IQ: Estimated benefit of pollution reduction. *Journal of Public Health Policy*, Volume 35, pp. 327-336.

Pizzol, M., Weidema, B., Brandão, M. & Osset, P., 2015. External costs of cadmium emissions to soil: A drawback of phosphorus fertilizers. *Journal of Cleaner Production*, Volume 86, pp. 170-179.

Rabl, A., Spadaro, J. & Holland, M., 2014. *How much is clean air worth? Calculating the benefits of pollution control*. Cambridge: Cambridge University Press.



Rauh, V., Garfinkel, R. & Perera, F. e. a., 2006. Impact of prenatal chlorpyrifos exposure on neurodevelopment in the first 3 years of life among inner-city children. *Pediatrics*, Volume 118, pp. 1845-1859.

Rijksoverheid, 2020. *Afzet van zuiveringsslib naar bestemming, 1981-2018*. [Online] Available at: <https://www.clo.nl/indicatoren/nl0154-afzet-van-zuiveringsslib-naar-bestemming> [Geopend 2021].

Rijkswaterstaat, 2020. *Afvalverwerking in Nederland, gegevens 2018*, sl: Rijkswaterstaat.

RIVM, 2008. *Monitoring environmental quality of stony construction materials 2003-2006*, Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid (RIVM).

Rosenbaum, R. K. et al., 2008. USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(7), p. 532-546.

Schmid, A. & Mendoza, J., 2016. *Life cycle environmental impacts of vacuum cleaners and the effects of European regulation*, Manchester: Science of The Total Environment.

SEOR ; FFact, 2013. *Modernisering en verduurzaming stortsector. Financiële quick scan, probleemanalyse en formulering onderzoeksvragen en oplossingsrichtingen*, Delft ; Rotterdam: FFact & SEOR-Erasmus Universiteit.

SGS, 2014. *Vergelijkende LCA bodemas in verschillende toepassingen*, Sittard: SGS INTRON B.V..

SNB, 2020. *HVC en SNB testen fosfaatterugwinning uit slib nu in de praktijk*. [Online] Available at: <https://www.snb.nl/hvc-en-snb-testen-fosfaatterugwinning-uit-slib-nu-in-de-praktijk/> [Geopend 2021].

Song, K. et al., 2015. Association between cadmium exposure and renal cancer risk: A meta-analysis of observational studies. *Scientief Reports*, 5(1), pp. 1-8.

Spadaro, J. & Rabl, A., 2008. Global health impacts and costs due to mercury emissions. *Risk Analysis*, 120(11), p. 15.

Stichting RIONED ; STOWA, 2015. *Huishoudelijke voedselresten in de afvalwaterketen*, sl: Stichting RIONED ; STOWA.

Tellez-Plaza, M. et al., 2013. Cadmium exposure and all-cause and cardiovascular mortality in the U.S. general population. *Epidemiology*, 24(3), p. 421.

TextileExchange, 2019. *Preferred Fiber & Materials - Market Report 2019*. [Online] Available at: https://store.textileexchange.org/wp-content/uploads/woocommerce_uploads/2019/11/Textile-Exchange_PREFERRED-Fiber-Material-Market-Report_2019.pdf [Geopend 2021].

Trasande, L., Attina, T. & Blustein, J., 2012. Association Between Urinary Bisphenol A Concentration and Obesity Prevalence in Children and Adolescents. *Jama*, 308(11), p. 1113.

Virtanen, J. et al., 2005. Mercury, fish oils, and risk of acute coronary events and cardiovascular disease, coronary heart disease, and all-cause mortality in men in eastern Finland. *Arterioscl Thromb Vas Biol*, Volume 25, pp. 228-233.

Wennberg, M. et al., 2012. Myocardial infarction in relation to mercury and fatty acids from fish. *Toxicology Letters*, Volume 211, p. 125.



Zhang & al., e., 2019. Exposure to glyphosate-based herbicides and risk for non-Hodgkin lymphoma: a meta-analysis and supporting evidence. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research*, Volume 781, pp. 186-206.



Bijlagen



A Opwerking van bodemas

A.1 Hoeveel bodemas wordt volledig gereinigd tot niet-vormgegeven bouwstof?

Op dit moment loopt er een analyse bij ILT om te achterhalen welk aandeel van het in Nederland geproduceerde bodemas wordt opgewerkt tot niet-vormgegeven bouwstof, en welk aandeel wordt gebruikt als toeslagmateriaal of wordt geïmmobiliseerd. Op basis van openbare informatie van de Nederlandse AEC's en opwerkingspartners is nu al een grove schatting te maken.

Tabel 26 - Overzicht van de Nederlandse AEC's, hun opwerkingspartners en de opwerkingskwaliteit

Locatie	Eigenaar	Verwerkingscapaciteit (ton afval/dag)	Opwerking	Kwaliteit bodemas na opwerking
Alkmaar	HVC	2.000	Wassen op eigen terrein i.s.m. Boskalis	100% vrij toepasbaar
Amsterdam	AEB	4.500	Droge scheiding uitbesteed aan Rocksolid	100% immobilisaat en toeslagmateriaal
Delfzijl	EEW Energy from Waste	1.200	Wassen door MDSU B.V	100% vrij toepasbaar
Dordrecht	HVC	700	Wassen op eigen terrein in Alkmaar i.s.m. Boskalis	100% vrij toepasbaar
Duiven	AVR	1.100	Opwerking door Mineralz en Heros Sluiskil	Deel door Mineralz vrij toepasbaar, deel Heros deels vrij toepasbaar, deels toeslagmateriaal en immobilisaat
Harlingen	Omrin	700	Opwerking door Heros Sluiskil	Deels vrij toepasbaar, deels toeslagmateriaal en immobilisaat
Hengelo	Twence	1.700	Opwerking Mineralz, werkt aan eigen wasinstallatie	100% vrij toepasbaar
Moerdijk	Attero	3.000	Eigen wasinstallatie i.s.m. ACCN, Afvalzorg en Boskalis	100% vrij toepasbaar
Roosendaal	Suez	1.300	Uitbesteed aan Heros Sluiskil	Deels vrij toepasbaar en deels immobilisaat en toeslagmateriaal
Rotterdam-Botlek	AVR	4.300	Opwerking door Mineralz en Heros Sluiskil	Deel Mineralz vrij toepasbaar, deel Heros deels vrij toepasbaar en deels immobilisaat en toeslagmateriaal
Weurt	ARN BV	700	Opwerking door Mineralz	100% vrij toepasbaar
Wijster	Attero	1.700	Eigen wasinstallatie i.s.m. ACCN, Afvalzorg en Boskalis	100% vrij toepasbaar

In Tabel 26 is weergegeven welke AEC's samenwerken met welke opwerkbedrijven, en wat de kwaliteit van het opgewerkte bodemas is. Ook is een inschatting gegeven van de verwerkingscapaciteit. Wanneer we aannemen dat de verwerkingscapaciteit een lineair verband vertoont met de hoeveelheid geproduceerd bodemas, kan worden geschat dat zo'n twee derde van het Nederlandse bodemas wordt opgewerkt tot vrij toepasbare bouwstof. De rest wordt gebruikt als toeslagmateriaal of geïmmobiliseerd.



B Omvang afvalstromen

De meest recente informatie die CBS Statline (2021a) geeft over de omvang van de diverse afvalstromen in Nederland, is weergegeven in Tabel 27 in kilotonnen.

Tabel 27 - Afvalbalans Nederland in 2018 (per 1.000 ton)

Onderwerp	Herkomst: Nederlandse economie	Herkomst: buitenland	Verwerking producenten: hergebruik	Verwerking producenten: verbranding	Verwerking producenten: storten en lozen
Totaal afval	60.837	24.697	52.873	11.570	1.569
Chemisch afval	2.079	122	827	792	236
IJzerafval	1.290	4.128	1.345	0	0
Ander metaalafval	222	401	53	0	2
Gemengd metaalafval	554	0	552	0	1
Glasafval	592	822	898	0	6
Papierafval	2.043	2.978	2.181	1	1
Rubberafval	135	90	145	2	1
Plasticafval	428	698	744	44	55
Houtafval	2.425	780	897	1.599	6
Textielafval	124	226	64	33	8
Overig recyclebaar afval	1	0	1	0	0
Afgedankt materiaal	661	95	559	59	15
Dierlijk en plantaardig afval	15.301	10.293	16.885	1.071	36
Gemengd afval	8.199	2.196	1.618	7.426	485
Slib	632	2	174	378	50
Mineraal afval	26.151	1.865	25.931	164	669

Bron: <https://opendata.cbs.nl/#/CBS/nl/proceskaart/83554NED/table>

C Milieudata op basis van de Nederlandse situatie

In Paragraaf 2.3 hebben we toegelicht dat we uitgaan van afvalverwerking in Nederland volgens de meest recente technologieën. Er is echter niet voor elke afvalstroom en verwerkingsroute recente milieudata beschikbaar voor afvalverwerking in Nederland. Om in die gevallen de Nederlandse situatie zoveel mogelijk te benaderen, is waar mogelijk gebruik gemaakt van Europese data.

Daarnaast hebben we in Paragraaf 2.3.2 toegelicht dat we binnen deze studie de milieu-impacts van transport, elektriciteit en warmte afgestemd op de Nederlandse situatie. Als bij bestaand onderzoek, gebruikt binnen deze studie, andere milieudata voor transport of energie is gehanteerd, dan hebben we dit aangepast. Hierdoor ontstaan geen onnodige geografische of technische verschillen tussen afvalstromen en verwerkingsroutes.

Transport

We nemen aan dat al het afval wordt getransporteerd met een grote vrachtwagen, Euroklasse 5. Dit transport modelleren we met de Ecoinvent 3.5-proceskaart “Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 {RER} | transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5”.

Voor de transportafstanden gaan we uit van forfaitaire transportafstanden voor afvalverwerking, zoals deze voor de Nederlandse situatie zijn opgesteld. De transportafstanden zijn weergegeven in Tabel 28.

Tabel 28 - Transportafstanden gehanteerd in deze studie

Transportbeweging	Afstand	Toelichting
Van gebruiksfase naar verbranding	100 km	Deze afstand is overgenomen uit de Bepalingsmethode (Nationale Milieudatabase, 2020)
Van gebruiksfase naar stort	50 km	Deze afstand is overgenomen uit de Bepalingsmethode (Nationale Milieudatabase, 2020)
Van gescheiden inzameling naar overslag/sortering	50 km	Deze afstand is overgenomen uit de Bepalingsmethode (Nationale Milieudatabase, 2020)
Van overslag/sortering naar verwerking	100 km	Inschatting, aansluitend bij de Bepalingsmethode (Nationale Milieudatabase, 2020) voor transport naar AVI (ook een vorm van eindverwerking).

Energie

Het energieverbruik van recyclingprocessen en de vermeden energie door verbranding van afval in een AEC stemmen we af op de Nederlandse energiemarkt, door gebruik te maken van Nederlandse elektriciteit en warmte. De invloed van het energieverbruik van stort en verbrandingsprocessen op diens milieu-impacts is verwaarloosbaar.

Elektriciteitsopwekking in Nederland is gebaseerd op Nederlandse elektriciteit in 2018, op basis van de onderzoek naar stroometiketten en de energiesector in de studie 'Emissiekentallen elektriciteit 2018' (CE Delft, 2020a). De milieu-impacts van warmte zijn gemodelleerd op basis van de Ecoinvent 3.5-proceskaart "heat, district or industrial, natural gas [NL] | heat and power co-generation, natural gas, conventional power plant, 100 MW electrical".

Bij energieopwekking door verbranden van afval in een AEC hebben we de volgende rendementen gehanteerd:

- 15% elektrisch rendement;
- 28% thermisch rendement.

Dit zijn de meest recente cijfers bij ons bekend, op basis van communicatie met Rijkswaterstaat (CE Delft, 2019a)

D Details modellering milieu-impact

In Paragraaf D.1 wordt vervolgens een volledig overzicht gegeven van de gehanteerde modellering, bronnen en aannames.

D.1 Gebruikte bronnen per afvalstroom en techniek

De gebruikte bronnen per afvalstroom zijn weergegeven voor recycling in Tabel 29, voor verbranding in Tabel 30 en voor stort in Tabel 31.

Tabel 29 - Gebruikte milieudata voor recycling

Afvalstroom	Bron/proceskaart impact*	Bron/proceskaart verloren impact als afval niet gerecycled wordt*	Toelichting
IJzerafval	Iron scrap, sorted, pressed {GLO} market for	Pig iron {GLO} production	Verliezen tijdens recycling op basis van Ecoinvent
Ander metaalafval	Aluminium, cast alloy {RER} treatment of aluminium scrap, post-consumer, prepared for recycling, at refiner Copper {RER} treatment of scrap by electrolytic refining Aluminium scrap, post-consumer, prepared for melting {RER} treatment of aluminium scrap, post-consumer, by collecting, sorting, cleaning, pressing	Aluminium, primary, ingot {IAI Area, EU27 & EFTA} production Copper {RER} production, primary Zinc {RoW} primary production from concentrate	Gemodelleerd als 60% aluminium, 20% koper en 20% zink, op basis van CE Delft (2019b). Impact sorteren zink op basis van sorteren aluminium. Verliezen tijdens recycling op basis van Ecoinvent
Gemengd metaalafval	Combinatie van impacts ijzerafval en ander metaalafval	Combinatie van vermeden impacts ijzerafval en ander metaalafval	85% ijzerafval en 15% ander metaalafval, op basis van Nederlands ijzer en ander metaal afval in 2018 volgens CBS Statline (2021a). Verliezen tijdens recycling op basis van Ecoinvent
Glasafval	Bedrijfsspecifieke data van Maltha Glasrecycling	Bedrijfsspecifieke data van Maltha Glasrecycling	De achtergronddata van Maltha Glasrecycling is vertrouwelijk en wordt niet weergegeven in dit rapport
Papierafval	Bedrijfsspecifieke data van DS Smith de Hoop	Bedrijfsspecifieke data van DS Smith de Hoop	De achtergronddata van DS Smith de Hoop is vertrouwelijk en wordt niet weergegeven in dit rapport
Rubberafval	Recycling van rubber banden volgens Feraldi et al. (2013)	Op basis van Feraldi et al. (2013): 37% Carbon black {GLO} production 25% Polyethylene, high density, granulate {RER} production	Energieverbruik, verliezen en uitstoot gebaseerd op Feraldi et al. (2013), met uitzondering van staal dat alleen in rubber banden voorkomt

Afvalstroom	Bron/proceskaart impact*	Bron/proceskaart verloren impact als afval niet gerecycled wordt*	Toelichting
		15% Lubricating oil {RER} production 9% Lime, packed {Europe without Switzerland} lime production, milled, packed 6% Polypropylene, granulate {RER} production 6% Chemical, organic {GLO} production 2% Zinc concentrate {GLO} market for	De ruwe materialen die vermeden worden, zijn gebaseerd op de Ecoinvent proceskaart "Synthetic rubber {RER} production"
Plasticafval	Bedrijfsspecifieke data van Attero en Omrin	Bedrijfsspecifieke data van Attero en Omrin	Verdeling bronscheiding, nascheiding en scheiding via statiegeld op basis van vertrouwelijke gegevens van Attero en Omrin via CE Delft (2020b). Vertrouwelijke gegevens worden niet weergegeven in dit rapport
Houtafval	Elektriciteitsverbruik: ECP (2013) Verliezen: CE Delft (2020b) Verbranden verliezen: Waste wood, untreated {CH} treatment of, municipal incineration	Wood chips, dry, measured as dry mass {RER} market for Vermeden elektriciteit door verbranding verliezen: emissiekentallen elektriciteit van CE Delft (2020a)	Verspanen van hout
Textielafval	Energieverbruik op basis van CE Delft (2015), verliezen op basis van CE Delft (2020b) Verbranden verlies katoen: Waste textile, soiled {CH} treatment of, municipal incineration Verbranden verlies polyester: Waste polyethylene terephthalate {CH} treatment of waste polyethylene terephthalate, municipal incineration	Katoenvezels: Cotton fibre {GLO} market for Polyestervezels: PET (amorf) Plastics Europe Vermeden elektriciteit door verbranding verliezen: emissiekentallen elektriciteit van CE Delft (2020a) Vermeden warmte door verbranding verliezen: heat, district or industrial, natural gas {NL} heat and power co-generation, natural gas, conventional power plant, 100 MW electrical	Gemiddeld bestaat textiel uit 32% natuurlijke vezels en 68% synthetische vezels (TextileExchange, 2019). 20% verlies van natuurlijke en 15% verlies van synthetische vezels. Natuurlijke vezels gemodelleerd als katoenvezels, synthetische vezels als PET vezels. Transport uit vermeden katoenvezel verwijderd
Overig recyclebaar afval	Gemiddelde van alle andere afvalstromen, met uitzondering van chemisch afval, gemengd afval en bodemas	Gemiddelde van alle andere afvalstromen, met uitzondering van chemisch afval, gemengd afval en bodemas	We zien overig recyclebaar afval als een mix van alle afvalstromen
Afgedankt materiaal	Gemiddelde van 17 proceskaarten voor AEAA recycling**	Gemiddelde van koelkast (JEMA, 2014), stofzuiger (Schmid & Mendoza, 2016) en televisie (Hischier & Baudin,	Impact is berekend als een ongewogen gemiddelde van zeventien Ecoinventproceskaarten.

Afvalstroom	Bron/proceskaart impact*	Bron/proceskaart verloren impact als afval niet gerecycled wordt*	Toelichting
		2010), zoals berekend door CE Delft (2020b)	Vermeden impact is berekend op basis van de gemiddelde samenstelling van een televisie, koelkast en stofzuiger
Dierlijk en plantaardig afval	Elektriciteitsverbruik, efficiëntie en emissies vergisten Cuhls, Mähl, & Clemens (2015). Elektriciteitsverbruik en emissies groengasopwerking: Stichting RIONED (2015)	Groengas: Heat, district or industrial, natural gas {NL} heat and power co-generation, natural gas, conventional power plant, 100 MW electrical	Vergisting tot groengas vermijdt warmte uit aardgas
Gemengd afval	Gemiddelde van alle andere afvalstromen, met uitzondering van chemisch afval, overig recyclebaar afval, slib en bodemas	Gemiddelde van alle andere afvalstromen, met uitzondering van chemisch afval, overig recyclebaar afval, slib en bodemas	Gemengd afval is een ongewogen gemiddelde van alle afvalstromen die uit huishoudens en bedrijven komen
Slib	Sewage sludge {CH} treatment of by anaerobic digestion		In het verleden is slib toegepast als mestmateriaal, maar deze toepassing is voor de Nederlandse landbouw sinds 1995 niet meer toegestaan (Rijksoverheid, 2020) Vergisting van 1 ton slib levert 0,88 m ³ groengas op
Mineraal afval*	Energieverbruik van een stationaire breker, volgens proceskaart 0270 uit de NMD 3.2	Steenslag uit de NMD 3.2: Steenslag uit groeve in Europa exclusief transport naar Nederland	Gemiddeld energieverbruik van een stationaire breker, zoals opgenomen in de Nationale Milieudatabase 3.2. Toepassing van gebroken beton als toeslagmateriaal in beton is de huidige gewenste toepassing (CE Delft, 2020c)
Bodemassen	Wassen en uitloging gewassen bodemslib: SGS Search (2014)^ Uitloging toegepaste bodemas als fundering: hoofdstuk 4	Gravel, round {RoW} gravel and sand quarry operation	Wassen, uitloging van gewassen bodemslib en vermeden materiaal volgens SGS Search (2014). Uitloging van toegepaste bodemas is toegelicht in Hoofdstuk 4

* Alle proceskaarten zijn afkomstig van de Ecoinvent 3.5-database, tenzij anders aangegeven.

** Voor recycling van afgedankte materialen zijn teveel proceskaarten toegepast om weer te geven in de tabel. Om de milieuprijs van afgedankte materialen te berekenen is het ongewogen gemiddelde van de volgende zeventien Ecoinventproceskaart berekend: "Non-Fe-Co-metals, from Li-ion battery, hydrometallurgical processing {GLO}| treatment of non-Fe-Co-metals, from used Li-ion battery, hydrometallurgical processing"; "Non-Fe-Co-metals, from used Li-ion battery, pyrometallurgical processing {GLO}| treatment of non-Fe-Co-metals, from used Li-ion battery, pyrometallurgical processing"; "Shredder fraction after manual dismantling of used electronic product {GLO}| treatment of shredder fraction from manual dismantling, shredding"; "Used desktop computer {CH}| treatment of, manual dismantling"; "Used desktop computer {GLO}| treatment of, mechanical treatment"; "Used desktop computer {RoW}| treatment of, manual dismantling"; "Used industrial



electronic device {CH}| treatment of, manual dismantling”; ”Used industrial electronic device {GLO}| treatment of, mechanical treatment”; ”Used IT accessory {GLO}| treatment of used IT accessory, mechanical treatment”; ”Used laptop computer {CH}| treatment of, manual dismantling”; ”Used laptop computer {GLO}| treatment of, mechanical treatment”; ”Used Li-ion battery {GLO}| treatment of used Li-ion battery, hydrometallurgical treatment”; ”Used Li-ion battery {GLO}| treatment of used Li-ion battery, pyrometallurgical treatment”; ”Used Ni-metal hydride battery {GLO}| treatment of used Ni-metal hydride battery, pyrometallurgical treatment”; ”Used printed wiring boards {CA-QC}| treatment of scrap printed wiring boards, shredding and separation”; ”Used printed wiring boards {RoW}| treatment of scrap printed wiring boards, shredding and separation”; ”Waste electric and electronic equipment {GLO}| treatment of, shredding”.

- ^ Het reproduceren van de milieu-impacts zoals deze zijn berekend door SGS, bleek niet geheel mogelijk. De informatie in het rapport was niet uitgebreid genoeg. Er is om toelichting aan SGS gevraagd, maar deze is niet gegeven.

Tabel 30 - Gebruikte milieudata voor verbranding in AEC

Afvalstroom	Bron/proceskaart impact*	Bron/proceskaart vermeden impact door energieopwekking AEC*	Toelichting
IJzerafval	Verwerking bodemas op basis van CE Delft (2019b). Scrap aluminium {Europe without Switzerland} treatment of scrap aluminium, municipal incineration	Elektriciteit: emissiekentallen elektriciteit van CE Delft (2020a) Warmte: Heat, district or industrial, natural gas {NL} heat and power co-generation, natural gas, conventional power plant, 100 MW electrical	IJzerverbranding op basis van aluminiumverbranding, geen ijzerverbranding beschikbaar in Ecoinvent. Aanvullend vermeden impact van ruwijzer (pig iron) is ook meegenomen, volgens proceskaarten in Tabel 28. Op basis van CE Delft : 0% verlies ferrometaal tijdens verbranding (CE Delft, 2017a). Uit de bodemas wordt 96% van het aanwezige non-ferrometaal teruggewonnen (Afvalfonds Verpakkingen, 2019)
Ander metaalafval	Verwerking bodemas op basis van CE Delft (2019b). Scrap aluminium {Europe without Switzerland} treatment of scrap aluminium, municipal incineration Scrap copper {Europe without Switzerland} treatment of scrap copper, municipal incineration		Aanvullend vermeden impact van primaire productie aluminium, koper en zink is ook meegenomen, volgens proceskaarten in Tabel 28 15% verlies non-ferrometaal tijdens verbranding door oxidatieve (CE Delft, 2017a). Uit de bodemas wordt 85% van het aanwezige



Afvalstroom	Bron/proceskaart impact*	Bron/proceskaart vermeden impact door energieopwekking AEC*	Toelichting
	Zinc in car shredder residue {CH} treatment of, municipal incineration		non-ferrometaal teruggewonnen (Afvalfonds Verpakkingen, 2019)
Gemengd metaalafval	Combinatie van impacts ijzerafval en ander metaalafval		85% ijzerafval en 15% ander metaalafval (CBS, 2021a). Vermeden impacts van metalen uit bodemas is ook meegenomen volgens proceskaarten in Tabel 28
Glasafval	Waste glass {CH} treatment of waste glass, municipal incineration		
Papierafval	Waste paperboard {CH} treatment of, municipal incineration		
Rubberafval	Waste rubber, unspecified {CH} treatment of, municipal incineration		
Plasticafval	Waste polyethylene terephthalate {CH} treatment of, municipal incineration Waste polyethylene terephthalate {CH} treatment of, municipal incineration Waste polyethylene {CH} treatment of waste polyethylene, municipal incineration Waste polyethylene {CH} treatment of waste polyethylene, municipal incineration Waste polypropylene {CH} treatment of, municipal incineration Waste plastic, mixture {CH} treatment of waste plastic, mixture, municipal incineration		Verdeling kunststoftypen in Nederlandse verbrandingsoven op basis van CE Delft (2020b): 18,1% PP, 38,8% LDPE, 18,1% HDPE, 18,1% PET, 6,9% gemixt plastic
Houtafval	Waste wood, untreated {CH} treatment of, municipal incineration		
Textielafval	Katoenvezels: Waste textile, soiled {CH} treatment of, municipal incineration		Gemiddeld bestaat textiel uit 32% natuurlijke vezels en 68% synthetische vezels

Afvalstroom	Bron/proceskaart impact*	Bron/proceskaart vermeden impact door energieopwekking AEC*	Toelichting
	Polyestervezels: Waste polyethylene terephthalate {CH} treatment of waste polyethylene terephthalate, municipal incineration		(TextileExchange, 2019). Verbranding natuurlijke vezels gemodelleerd als textiel, verbranding synthetische vezels als PET
Overig recyclebaar afval	Gemiddelde van alle andere afvalstromen, met uitzondering van chemisch afval, gemengd afval, slib en bodemas		Overig recyclebaar afval is een ongewogen gemiddelde van alle afvalstromen die uit huishoudens en bedrijven komen
Afgedankt materiaal	Gemiddelde van koelkast (JEMA, 2014), stofzuiger (Schmid & Mendoza, 2016) en televisie (Hischier & Baudin, 2010), zoals berekend door CE Delft (2020b)		Impact en vermeden impact is berekend op basis van de gemiddelde samenstelling van een televisie, koelkast en stofzuiger
Dierlijk en plantaardig afval	Biowaste {GLO} treatment of biowaste, municipal incineration		
Gemengd afval	Municipal solid waste {NL} treatment of, incineration		
Slib	Bedrijfsspecifieke data van SNB		Slibverbranding op basis van studie van SNB door CE Delft (2017d). Terugwinning van fosfaat en afvangen van CO ₂ niet inbegrepen
Mineraal afval*	Waste cement-fibre slab, dismantled {CH} treatment of waste cement-fibre slab, municipal incineration		
Bodemassen	N.v.t.		Bodemassen zijn het restproduct van verbranding. Het is fysiek onmogelijk om deze as te verbranden

* Alle proceskaarten zijn afkomstig van de Ecoinvent 3.5-database, tenzij anders aangegeven.

Tabel 31 - Gebruikte milieudata voor stort (gecontroleerd en ongecontroleerd)

Afvalstroom	Bron/proceskaart gecontroleerde stort*	Bron/proceskaart ongecontroleerde stort*	Toelichting
Ijzerafval	Scrap steel {Europe without Switzerland} treatment of scrap steel, inert material landfill	Scrap steel {Europe without Switzerland} treatment of scrap steel, inert material landfill	
Ander metaalafval	Waste aluminium {CH} treatment of, sanitary landfill	Waste aluminium {CH} treatment of, sanitary landfill	
Gemengd metaalafval	Combinatie van impacts ijzerafval en ander metaalafval	Combinatie van vermeden impacts ijzerafval en ander metaalafval	85% ijzerafval en 15% ander metaalafval (CBS, 2021a). Verliezen tijdens recycling op basis van Ecoinvent
Glasafval	Waste glass {GLO} treatment of waste glass, sanitary landfill	Waste glass {GLO} treatment of waste glass, unsanitary landfill, dry infiltration class (100 mm)	
Papierafval	Waste paperboard {CH} treatment of, sanitary landfill	Waste paperboard {GLO} treatment of waste paperboard, unsanitary landfill, dry infiltration class (100 mm)	
Rubberafval	Waste plastic, mixture {Europe without Switzerland} treatment of waste plastic, mixture, sanitary landfill Cut-off, U	Waste plastic, mixture {GLO} treatment of waste plastic, mixture, unsanitary landfill, dry infiltration class (100 mm) Cut-off, U	Er is weinig tot geen openbare milieudata beschikbaar voor rubberstort. Plastic als benadering
Plasticafval	Waste plastic, mixture {Europe without Switzerland} treatment of waste plastic, mixture, sanitary landfill	Waste plastic, mixture {GLO} treatment of waste plastic, mixture, unsanitary landfill, dry infiltration class (100 mm)	
Houtafval	Waste wood, untreated {CH} treatment of, sanitary landfill	Waste wood, untreated {GLO} treatment of waste wood, untreated, unsanitary landfill, dry infiltration class (100 mm)	
Textielafval	Katoenvezels: Waste yarn and waste textile {RoW} treatment of waste yarn and waste textile, unsanitary landfill & Waste wood, untreated {RoW} treatment of, sanitary landfill Polyestervezels: Waste polyethylene terephthalate {RoW} treatment of waste polyethylene terephthalate, sanitary landfill	Katoenvezels: Waste yarn and waste textile {RoW} treatment of waste yarn and waste textile, unsanitary landfill Synthetische vezels: Waste polyethylene terephthalate {GLO} treatment of waste polyethylene terephthalate, unsanitary landfill, dry infiltration class (100 mm)	Gemiddeld bestaat textiel uit 32% natuurlijke vezels en 68% synthetische vezels. Natuurlijke vezels gemodelleerd als textiel, synthetische vezels als PET vezels. Gecontroleerde stort is een combinatie van de inputs voor sanitary landfill wood, de emissies van unsanitary landfill yarn. Alleen de emissie van methaan is overgenomen van sanitary hout, aangezien methaan



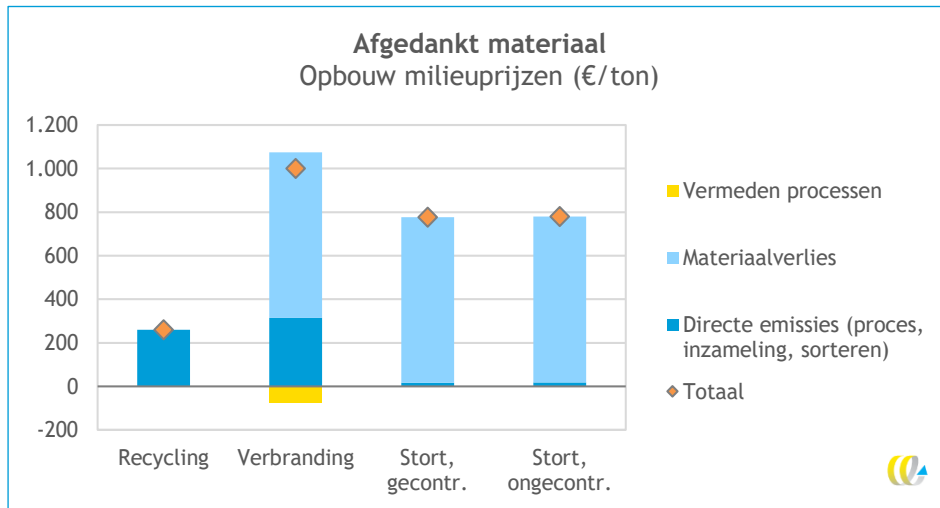
Afvalstroom	Bron/proceskaart gecontroleerde stort*	Bron/proceskaart ongecontroleerde stort*	Toelichting
			beter opgevangen wordt bij sanitary
Overig recyclebaar afval	Gemiddelde van alle andere afvalstromen, met uitzondering van chemisch afval, gemengd afval, slib en bodemas	Gemiddelde van alle andere afvalstromen, met uitzondering van chemisch afval, gemengd afval, slib en bodemas	Overig recyclebaar afval is een ongewogen gemiddelde van alle afvalstromen die uit huishoudens en bedrijven komen
Afgedankt materiaal	Waste plastic, consumer electronics {GLO} treatment of waste plastic, consumer electronics, sanitary landfill, wet infiltration class (500 mm)	Waste plastic, consumer electronics {GLO} treatment of waste plastic, consumer electronics, unsanitary landfill, wet infiltration class (500 mm)	Enige beschikbare proceskaarten voor stort van AEAA
Dierlijk en plantaardig afval	Waste wood, untreated {CH} treatment of, sanitary landfill	Waste wood, untreated {GLO} treatment of waste wood, untreated, unsanitary landfill, dry infiltration class (100 mm)	Gemodelleerd als houtafval
Gemengd afval	Municipal solid waste {CH} treatment of, sanitary landfill Cut-off, U	Municipal solid waste {GLO} treatment of municipal solid waste, unsanitary landfill, dry infiltration class (100 mm)	Gemodelleerd als restafval
Slib	N.t.b.	N.t.b.	Niet meegenomen. Over het storten van slib is geen geschikte openbare milieudata beschikbaar.
Mineraal afval*	Inert waste {Europe without Switzerland} treatment of inert waste, sanitary landfill	Inert waste {Europe without Switzerland} treatment of inert waste, sanitary landfill	Ecoinvent maakt geen onderscheid tussen gecontroleerde of ongecontroleerde stort van mineraal afval
Bodemassen	Average incineration residue {CH} treatment of, residual material landfill	Average incineration residue {CH} treatment of, residual material landfill	Stort van droge, onbehandelde bodemas. Ecoinvent maakt geen onderscheid tussen gecontroleerde of ongecontroleerde stort van bodemassen

* Alle proceskaarten zijn afkomstig van de Ecoinvent 3.5-database, tenzij anders aangegeven.

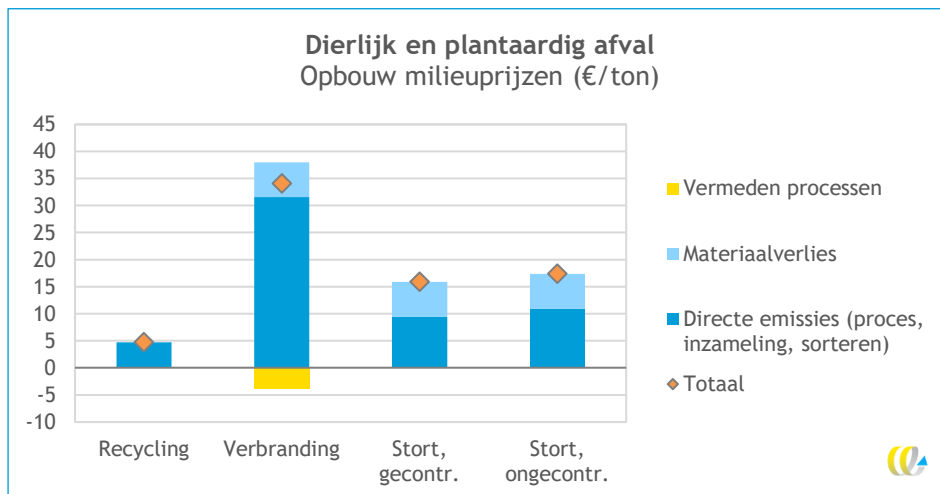
E Details resultaten milieuprijzen

In Figuur 6 tot en met Figuur 20 wordt de opbouw van de berekende milieuprijzen weergegeven.

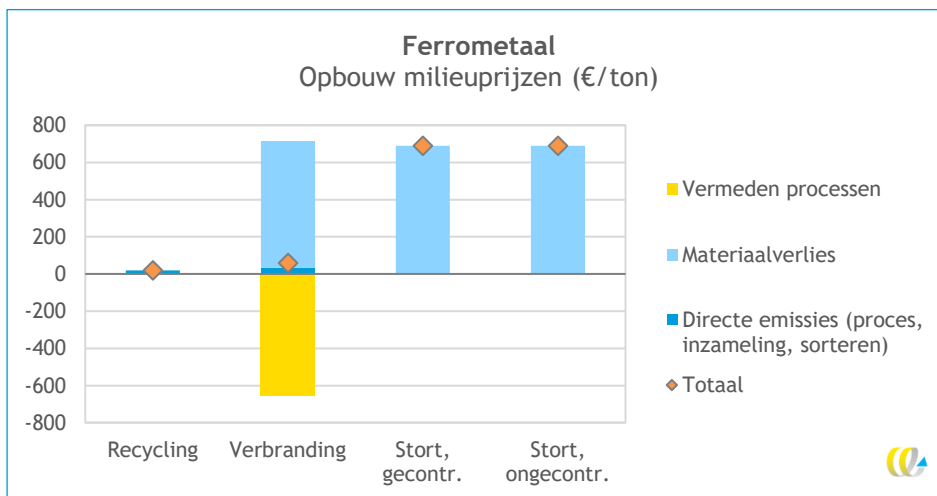
Figuur 6 - Opbouw milieuprijzen verwerking afgedankt materiaal



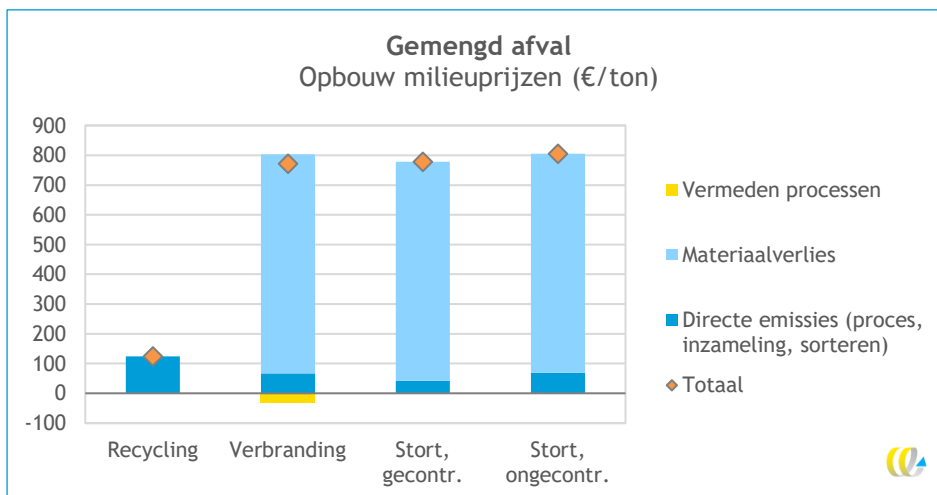
Figuur 7 - Opbouw milieuprijzen verwerking dierlijk en plantaardig afval



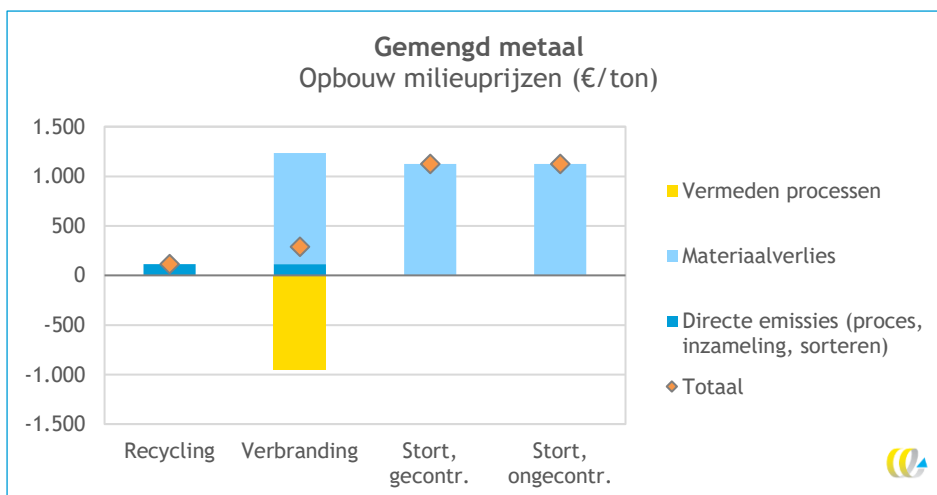
Figuur 8 - Opbouw milieuprijzen verwerking ferrometaal



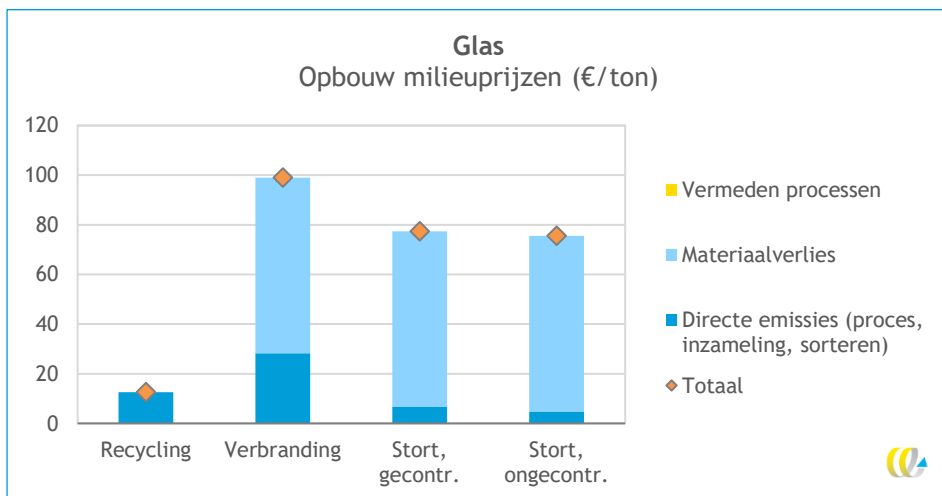
Figuur 9 - Opbouw milieuprijzen verwerking gemengd afval



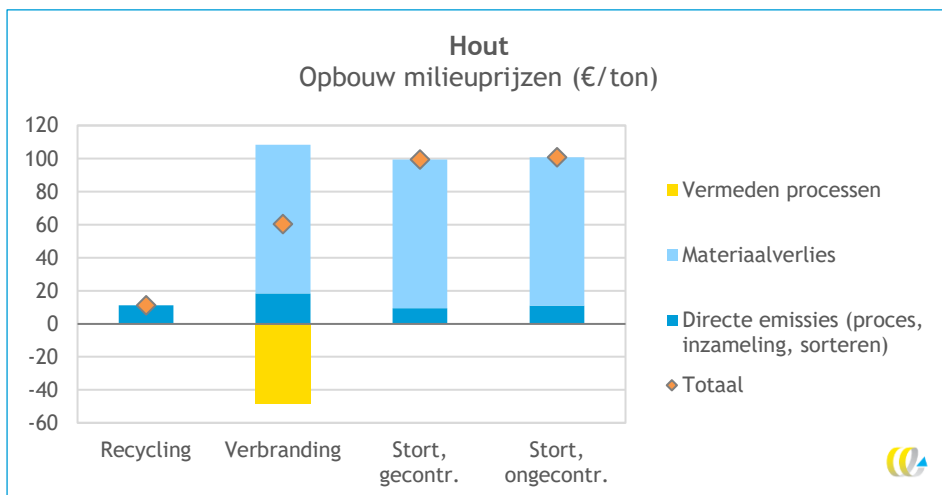
Figuur 10 - Opbouw milieuprijzen verwerking gemengd metaal



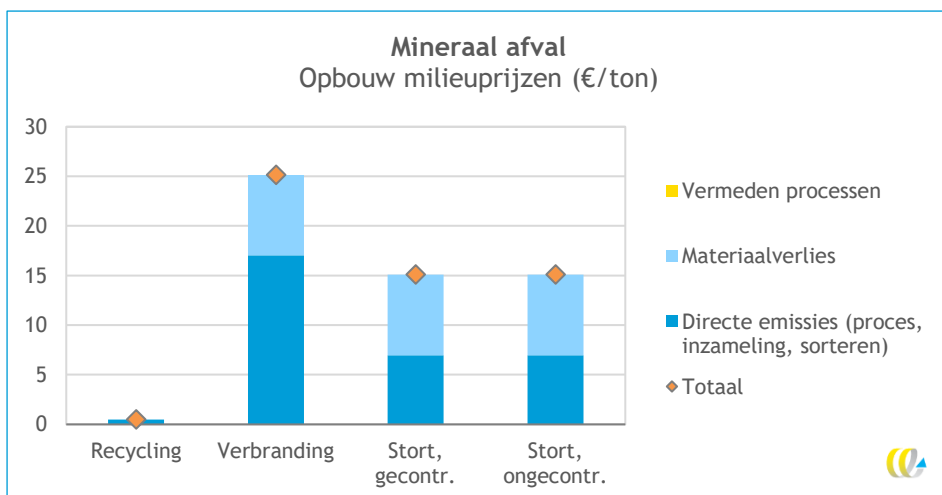
Figuur 11 - Opbouw milieuprijzen verwerking glas



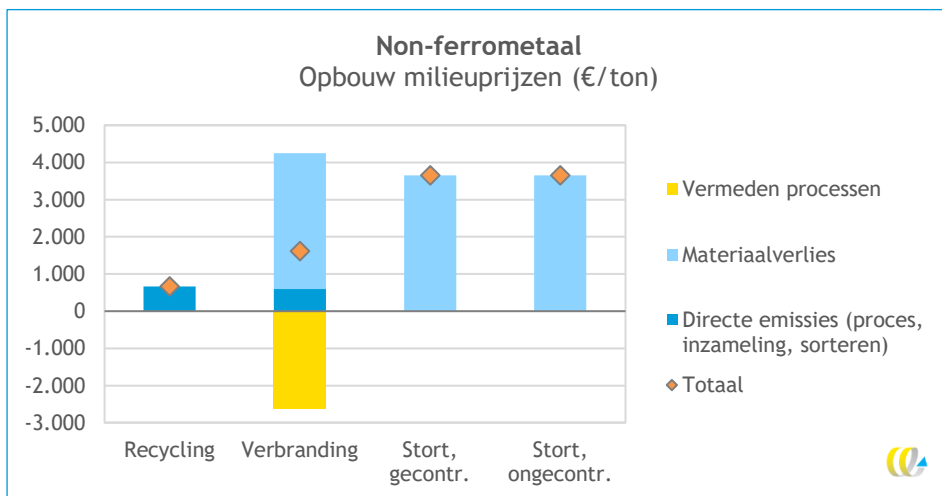
Figuur 12 - Opbouw milieuprijzen verwerking hout



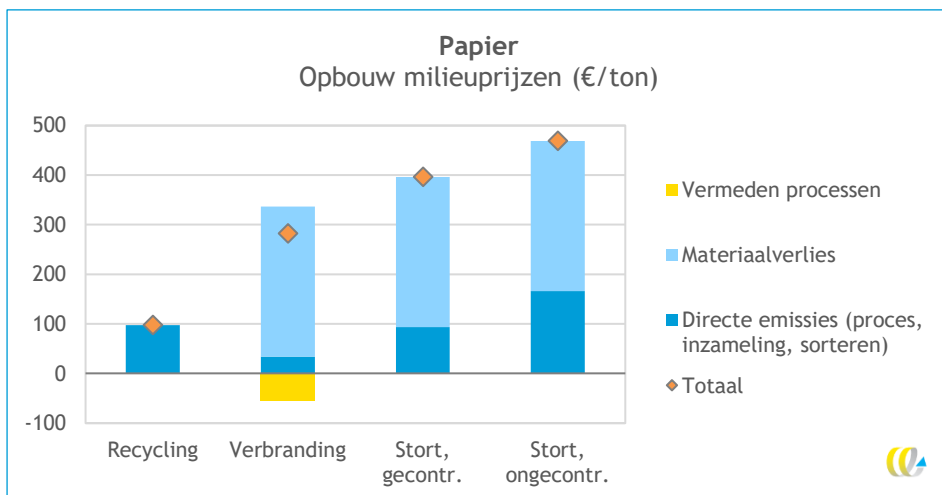
Figuur 13 - Opbouw milieuprijzen verwerking mineraal afval



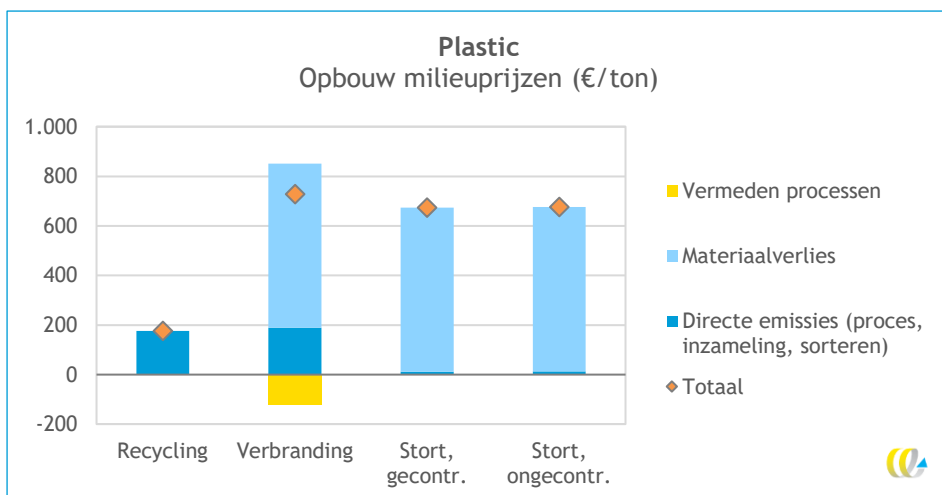
Figuur 14 - Opbouw milieuprijzen verwerking non-ferrometaal



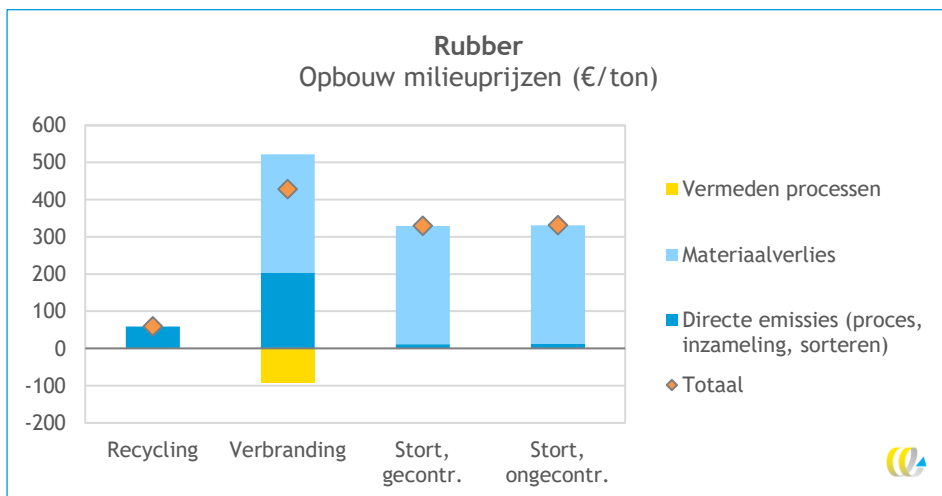
Figuur 15 - Opbouw milieuprijzen verwerking papier



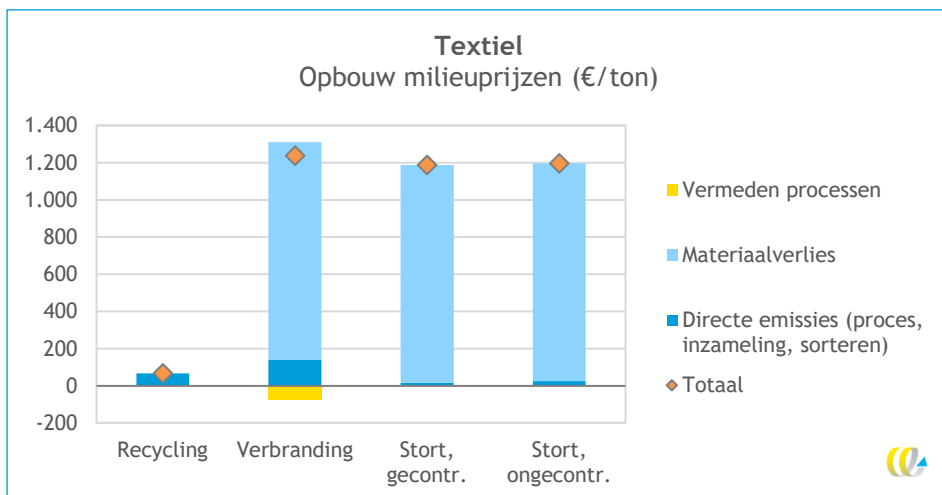
Figuur 16 - Opbouw milieuprijzen verwerking plastic



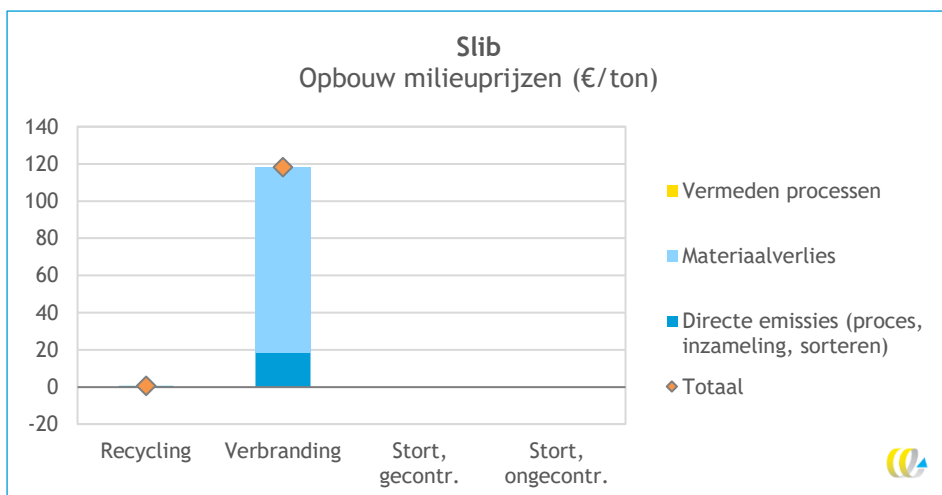
Figuur 17 - Opbouw milieuprijzen verwerking rubber



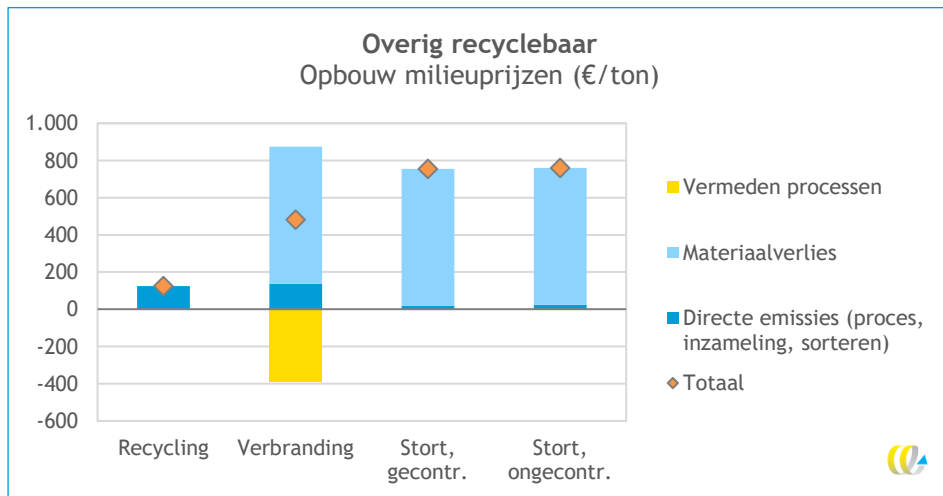
Figuur 18 - Opbouw milieuprijzen verwerking textiel



Figuur 19 - Opbouw milieuprijzen verwerking slib



Figuur 20 - Opbouw milieuprijzen verwerking overig recyclebaar



F Tabellen humane toxiciteit

F.1 Totale schadekosten EU28

Tabel 32 - Total damage cost of various chemical and related diseases in the EU28

Chemical	Diseases, disfunctions	Total cost EU28 lower bound (€)	Total cost EU28 upper bound (€)	Reference
Mercury	Myocardial infarction	17.49 bln	111.95.5 bln	(Virtanen, et al., 2005) (Wennberg, et al., 2012)
Cadmium	Chronic kidney disease	201.3 mln	615.8 mln	(Ginsberg, 2012)
	Renal cancer	3.16 bln	3.16 bln	(Ilyasova & Schwartz, 2005) (Song, et al., 2015)
	Bone-mineral density and fractures (osteoporosis)	6.55 bln	32.3 bln	(Engström, et al., 2011)
	Lung cancer	53.59 bln	53.6 bln	(Chen, et al., 2016)
	Myocardial infarction	37.75 bln	37.76 bln	(Tellez-Plaza, et al., 2013)
Chromium (all)	Lung cancer	785 mln	785 mln	(Luippold, et al., 2003)
	Respiratory systems cancers	393 mln	393 mln	(Deng, et al., 2019)
	Oral cavity cancer	33.8 mln	33.8 mln	(Deng, et al., 2019)
Arsenic	Lung cancer	2.05 bln	2.05 bln	(D'Ippoliti, et al., 2015)
	Ischemic heart disease	1.29 bln	1.29 bln	
	Stroke	350.9 mln	350.9 mln	
	COPD	2.01 bln	2.01 bln	
	Cardiovascular mortality	597.5 mln	597.5 mln	
	Cerebrovascular diseases	35.3 mln	35.3 mln	
	Diabetes	467.3.5 mln	2.74 bln	(Jovanovic, et al., 2013) (D'Ippoliti, et al., 2015)
Benzo[a]pyrene	Lung cancer	1.71 bln	1.71 bln	(Armstrong, et al., 2004) (Olsson, et al., 2010) (Armstrong & Gibbs, 2009) (Guerreiro, et al., 2016)
	Bladder cancer	23.9 mln	23.9 mln	(Armstrong, et al., 2003)
Bisphenol A	Anxiety disorder	15 mln	15 mln	(Braun, et al., 2011)
	Obesity	377.9 mln	377.9 mln	(Trasande, et al., 2012)
Dibutyl phthalate	Breast cancer	6.89 bln	6.89 bln	(Ahern, et al., 2019)
Chlorpyrifos	ADHD	15.2 mln*	15.2 mln*	(Rauh, et al., 2006)
	PDD	45.7 mln*	45.7 mln*	(Marks, et al., 2010)
	Breast cancer	707.8 mln*	849.3 mln*	(Engel, et al., 2017)
	Lung cancer	330 mln*	396 mln*	(Lee, et al., 2004)
	Rectal cancer	1.97 bln*	2.36 bln*	(Lee, et al., 2007)
Glyphosate	Non-Hodgkin lymphoma	0	2.23 bln	(Zhang & al., 2019)

* Value for the United States.

Bron: CE Delft, 2021.



F.2 Schadekosten voor Nederland

Tabel 33 - Total damage cost and unit costs of various chemicals and related diseases in the Netherlands, expressed in € 2015

Chemical	Diseases, disfunctions	Total cost NL lower bound (€)	Unit cost NL lower bound (€/kg)	Total cost NL upper bound (€)	Unit cost NL upper bound (€/kg)	Reference
Mercury	Myocardial infarction	326.5.3 mln	35,594	2.08 bln	226,876	(Virtanen, et al., 2005) (Wennberg, et al., 2012)
	Cognitive disfunctions (IQ loss)	4.9 mln	2,325	4.9 mln	2,325	(CE Delft, 2018)
Cadmium	Chronic kidney disease	6.8 mln	1,251	17 mln	3,129	(Ginsberg, 2012)
	Renal cancer	66.1 mln	13,381	66.4 mln	13,443	(Ilyasova & Schwartz, 2005) (Song, et al., 2015)
	Bone-mineral density and fractures (osteoporosis)	161.5 mln	11,411	683.4 mln	48,297	(Engström, et al., 2011)
	Lung cancer	2.11 bln	92,022	2.11 bln	92,026	(Chen, et al., 2016)
	Myocardial infarction	701.6 mln	50,436	701.6 mln	50,447	(Tellez-Plaza, et al., 2013)
Chromium (all)	Lung cancer	51.8 mln	440	51.8 mln	440	(Luippold, et al., 2003)
	Respiratory system cancers	15.3 mln	130	15.3 mln	130	(Deng, et al., 2019)
	Oral cavity cancer	0.84 mln	7	0.84 mln	7	(Deng, et al., 2019)
Chromium (VI)	Lung cancer	51.8 mln	297,895	51.8 mln	297,907	(Luippold, et al., 2003)
	Respiratory system cancers	15.3 mln	87,788	15.3 mln	87,816	(Deng, et al., 2019)
	Oral cavity cancer	0.84 mln	4,821	0.84 mln	4,830	(Deng, et al., 2019)
Arsenic	Lung cancer	13.2 mln	155	19.5 mln	226	(Ahmad, et al., 2020)
	Cognitive disfunctions (IQ loss)	60.5 mln	712	60.5 mln	712	(CE Delft, 2018)
Benzo[a]pyrene	Lung cancer	31.4 mln	15,066	31.4 mln	15,066	(Armstrong, et al., 2004) (Olsson, et al., 2010) (Armstrong & Gibbs, 2009)
	Bladder cancer	0.87 mln	394	0.87 mln	395	(Armstrong, et al., 2003)
Bisphenol A	Anxiety disorder	0.64 mln	509	0.64 mln	509	(Braun, et al., 2011)
	Obesity	0.39 mln	312	0.39 mln	312	(Trasande, et al., 2012)
Dibutyl phthalate	Breast cancer	272.5 mln	80,465	272.5 mln	83,539	(Ahern, et al., 2019)
Chlorpyrifos	ADHD	15.18. mln*	23.42*	15.18. mln*	23.42*	(Rauh, et al., 2006) (Marks, et al., 2010)
	PDD	45.7 mln*	13.4*	45.7 mln*	13.4*	(Rauh, et al., 2006)
	Breast cancer	707.8 mln*	208*	849.3 mln*	250*	(Engel, et al., 2017)
	Lung cancer	330 mln*	97*	396 mln*	116.4*	(Lee, et al., 2004)

Chemical	Diseases, disfunctions	Total cost NL lower bound (€)	Unit cost NL lower bound (€/kg)	Total cost NL upper bound (€)	Unit cost NL upper bound (€/kg)	Reference
	Rectal cancer	1.97 bln*	579*	2.36 bln*	695*	(Lee, et al., 2007)
Glyphosate	Non-Hodgkin lymphoma	0	0	88.9 mln	2,162	(Zhang & al., 2019)

* Value for the United States.

Bron: CE Delft.



G Milieuprijzen omrekenen naar gewenst prijsniveau

Milieuprijzen worden vaak berekend in een bepaald jaar, waarvoor het prijsniveau geldt van datzelfde jaar. In sommige gevallen kan het wenselijk zijn om de milieuprijzen om te rekenen naar het huidige prijsniveau (of een ander gewenst prijsniveau). Deze omrekening van de milieuprijzen kan worden gedaan met behulp van de Consumenten Prijs Index (CPI). Het jaargemiddelde van het CPI wordt geregistreerd bij het CBS. In onderstaande tabel geven we het CPI voor de jaren 2015-2020.

Jaar	CPI (2015=100)
2015	100,00
2016	100,32
2017	101,70
2018	103,44
2019	106,16
2020	107,51

Bron: CBS.

Door de milieuprijs te delen door het CPI van het jaar waarin deze is genoteerd, en vervolgens te vermenigvuldigen met het CPI van het gewenste prijsniveau, kan de milieuprijs worden omgerekend naar het gewenste prijsniveau. Een fictieve milieuprijs van € 20 in het prijsniveau van 2017 kan dus als volgt naar het prijsniveau van 2020 worden omgerekend:

$$\text{Milieuprijs (in Eur 2020)} = \frac{\text{€ 20,00}}{\text{CPI 2017}} \times \text{CPI 2020} = \frac{\text{€ 20,00}}{101,70} \times 107,51 = \text{€21,14}$$