



# LCA: recycling van kunststof verpakkingsafval uit huishoudens

**Eindrapport**  
Delft, november 2011

**Opgesteld door:**  
G.C. (Geert) Bergsma  
M.M. (Marijn) Bijleveld  
M.B.J. (Matthijs) Otten  
B.T.J.M. (Bart) Krutwagen

# Colofon

## Bibliotheekgegevens rapport:

G.C. (Geert) Bergsma, M.M. (Marijn) Bijleveld, B.T.J.M. (Bart) Krutwagen,  
M.B.J. (Matthijs) Otten

LCA: recycling van kunststof verpakkingsafval uit huishoudens

Delft, CE Delft, november 2011

LCA / Hergebruik / Verpakkingsmaterialen / Kunststoffen / Huishoudens

Publicatienummer: 11.2430.79

Opdrachtgever: Vereniging Afvalbedrijven

Alle openbare CE-publicaties zijn verkrijgbaar via [www.ce.nl](http://www.ce.nl).

Meer informatie over de studie is te verkrijgen bij de projectleider Geert Bergsma.

© copyright, CE Delft, Delft

CE Delft

Committed to the Environment

CE Delft is een onafhankelijk onderzoeks- en adviesbureau, gespecialiseerd in het ontwikkelen van structurele en innovatieve oplossingen van milieuvraagstukken.

Kenmerken van CE-oplossingen zijn: beleidsmatig haalbaar, technisch onderbouwd, economisch verstandig maar ook maatschappelijk rechtvaardig.



# Voorwoord

Het dossier over verwerking van verpakkingsafval van huishoudens kent in Nederland een lange historie. De discussie over kunststofafval is daarin vermoedelijk het heetste hangijzer. In onze buurlanden werd al eerder gekozen voor het inzamelen van deze afvalfractie bij consumenten zodat deze zoveel mogelijk gerecycled kon worden. In Nederland werd tot voor kort het inzamelen beperkt tot bedrijfsafval. Voor huishoudelijk afval bleef het systeem beperkt tot de inzameling van grote PET-flessen in het statiegeldsysteem. Daarnaast was een aantal afvalbedrijven bezig met het nascheiden van kunststof uit gemengd ingezameld afval van consumenten. In 2009/2010 is uiteindelijk toch een systeem voor brongescheiden inzameling van kunststof verpakkingsafval bij consumenten ingevoerd in Nederland.

Door deze voorgeschiedenis is er in Nederland nu sprake van een hybride systeem. Veel gemeenten zamelen kunststof verpakkingsafval van consumenten in via een haalsysteem of via verzamelbakken in de wijk. Er zijn echter ook gemeenten die niet kiezen voor deze bronscheiding en hun afval sturen naar afvalverwerkers met nascheiding van het kunststof verpakkingsafval. Ook gaat er een klein deel van het afval zowel langs de bronscheiding als het nascheidingsysteem. En tot slot is er nog het statiegeldsysteem voor grote PET-flessen. Een aantal partijen pleit voor uitbreiding van het systeem met kleine drankflesjes, terwijl andere partijen streven naar volledige afschaffing.

Eind 2012 loopt de raamovereenkomst tussen gemeenten, bedrijfsleven en Rijksoverheid af, waarin een groot deel van het beleid voor al deze systemen voor onder andere kunststof verpakkingsafval is uitgewerkt. Nu is het dus de tijd om keuzes voor de toekomst te maken. Naast comfort en kosten speelt in deze keuze de milieuprestatie een grote rol.

De Vereniging Afvalbedrijven heeft daarom CE Delft gevraagd om verschillende systemen voor de verwerking van kunststof verpakkingsafval uit huishoudens te vergelijken op hun milieuprestatie. De focus van de vraag lag daarbij op de huidige stand van zaken, uitgewerkt in landelijk dekkende scenario's. Geen mooie vergezichten, maar praktisch de stand van zaken van nu. Het betreft hier dus een momentopname.

CE Delft is bij het uitvoeren van deze studie geholpen door een bijzonder actieve en deskundige begeleidingscommissie die ons tot het laatst heeft voorzien van de nieuwste gegevens en inzichten. Daarnaast was heel belangrijk bij het uitvoeren van deze studie dat bronscheiders, nascheiders, voorstanders van statiegeld, een expert op het gebied van storten en de beheerders van afvalenergiecentrales allemaal zitting hadden in de begeleidingscommissie. Alle betrokkenen, inclusief externe reviewer IVAM, hebben mee kunnen discussiëren over uitgangspunten, scenario's en resultaten.



We willen de leden van de begeleidingscommissie hartelijk danken voor het meedenken:

- Cok van Bergen Henegouw - HVC
- Robbert van Duin - Recycling Netwerk
- Freek van Eijk - SITA
- Ton Goverde - Van Gansewinkel Groep
- Hein Grafhorst - Omrin
- Ilse van der Grift - NVRD
- Dick Hoogendoorn - Vereniging Afvalbedrijven
- Marco Kraakman - Agentschap NL
- Robert Jan Saft - Attero
- Heijo Scharff - Afvalzorg
- Liane Schoonus - Vereniging Afvalbedrijven
- Geert Steeghs - SITA
- Jan Thewissen - Shanks
- Ellen Verhoef - Vereniging Afvalbedrijven

Daarnaast heeft Dick Zwaveling van Nedvang een gedeelte van de onderliggende gegevens aangeleverd. Ook daarvoor dank.

Geert Bergsma (CE Delft, projectleider) mede namens  
Marijn Bijleveld, Bart Krutwagen en Matthijs Otten



# Inhoud

<b>Samenvatting</b>	<b>9</b>
<b>Verklarende woordenlijst en afkortingen</b>	<b>15</b>
<b>1 Inleiding</b>	<b>17</b>
1.1 Achtergrond en aanleiding	17
1.2 Doelstelling en reikwijdte	17
1.3 Leeswijzer	19
<b>2 Methodiek</b>	<b>21</b>
2.1 Levenscyclusanalyse	21
2.2 Afbakening	22
2.3 Allocatie	24
2.4 Additieven	26
2.5 Gevoeligheidsanalyse	26
<b>3 Scenario's</b>	<b>27</b>
3.1 Inleiding	27
3.2 Overzicht scenario's en nummering	27
3.3 Overzicht ketenstappen per verwerkingsroute	31
3.4 Omschrijving stappen van de verwerkingsmethoden van kunststof	35
<b>4 Inventarisatie</b>	<b>45</b>
4.1 Inleiding	45
4.2 Berekening samenstelling 1.000 kg kunststof verpakkingsafval	45
4.3 Massabalans statiegeld	48
4.4 Respons en uitval bronscheidingsscenario	49
4.5 Massabalans nascheiding	51
4.6 Afvalverbranding	53
4.7 Processen voor scheiding, sortering, verwerking en overige	56
4.8 Uitgespaard materiaal	59
4.9 Transport en overige hulpmiddelen	59
4.10 Uitgangspunten stortvariant	61
4.11 Datakwaliteit	63
4.12 Omgang met kwaliteit van materiaalstromen	64
<b>5 Resultaten</b>	<b>67</b>
5.1 Inleiding	67
5.2 Resultaten hoofdsenario's	67
5.3 Milieueffecten per ketenstap	84
5.4 Resultaten variatie in respons/scheidingspercentage	89
5.5 Resultaten stortvariant: bronscheiding met stort van uitgevallen kunststof en aanhangend vuil	93
5.6 Resultaten variatie scenario bronscheiding met statiegeldopties	97
5.7 Andere milieueffecten van het bronscheidingsscenario	100



<b>6</b>	<b>Gevoeligheidsanalyse</b>	<b>103</b>
6.1	Overzicht gevoeligheidsanalyses	103
6.2	Nascheiding Oudehaske met scheiding van zachte kunststoffen	103
6.3	Uitsparing van materiaal door inzet van mixed kunststof	104
6.4	Minder mixed kunststoffen, meer monostromen	106
6.5	Vergelijking: per kunststof	107
6.6	Invloed van transport	108
6.7	Energie bij verwerking	108
6.8	Rendement van AEC	109
6.9	Hogere respons op PET-flessen bij afschaffing statiegeldsysteem	111
<b>7</b>	<b>Conclusies</b>	<b>113</b>
7.1	Disclaimer	113
7.2	Hoofdconclusie	113
7.3	Overige conclusies	114
	<b>Literatuurlijst</b>	<b>117</b>
<b>Bijlage A</b>	<b>ReCiPe-methode</b>	<b>123</b>
<b>Bijlage B</b>	<b>Achtergronddata sorteerproef Rotterdam</b>	<b>125</b>
<b>Bijlage C</b>	<b>Toelichting bij bepaling van functionele eenheid</b>	<b>127</b>
<b>Bijlage D</b>	<b>Niet-kunststoffracties in bron- en nagescheiden kunststof</b>	<b>129</b>
D.1	Achtergronden methodiek niet-kunststoffractie	129
D.2	Samenstelling niet-kunststoffractie (aanhangend vuil)	130
<b>Bijlage E</b>	<b>Hoeveelheid kunststof aanwezig in huishoudelijk afval</b>	<b>131</b>
<b>Bijlage F</b>	<b>Uitgangspunten respons-berekening bronscheiding</b>	<b>133</b>
<b>Bijlage G</b>	<b>Achtergronddata samenstelling brongescheiden materiaal</b>	<b>135</b>
<b>Bijlage H</b>	<b>Massabalansen bronscheiding</b>	<b>137</b>
H.1	Respons bronscheiding, haal- en brengsysteem, huidig statiegeldsysteem	137
H.2	Sorteerresultaten bronscheiding	139
H.3	Verwerking kunststof uit bronscheiding	140
<b>Bijlage I</b>	<b>Massabalansen nascheiding</b>	<b>145</b>
I.1	Massabalans nascheiding installatie Oudehaske	145
I.2	Massabalans nascheiding installatie Groningen	149
I.3	Massabalans nascheiding installatie Wijster	152
I.4	Massabalans combinatiescenario	158



<b>Bijlage J</b>	<b>Additionele resultaten</b>	<b>159</b>
J.1	Uitkomsten ReCiPe midpointanalyse	159
J.2	Uitkomsten ReCiPe analyse: genormaliseerde waarden	160
J.3	Bijdragen van aspecten aan het verschil met het nulscenario	161
J.4	Variaties bronscheidingsscenario	162
<b>Bijlage K</b>	<b>Resultaten nascheiding Groningen, Oudehaske en Wijster</b>	<b>165</b>
K.1	ReCiPe midpointanalyse	165
<b>Bijlage L</b>	<b>Review</b>	<b>167</b>







# Samenvatting

In dit onderzoek is de vraag beantwoord of de huidige initiatieven in Nederland voor inzameling, afscheiding, sortering, verwerking en recycling van kunststof verpakkingsafval uit huishoudens een significant milieuvoordeel opleveren ten opzichte van het verbranden van het kunststof met energieproductie in een AEC<sup>1</sup>. Er is gekeken naar systemen voor bronscheiding (ophalen bij de consumenten of brengen naar verzamelbakken in de wijk), nascheiding (uitsorteren van kunststof verpakkingsafval uit ongesorteerd ingezameld huishoudelijk afval) en statiegeld (op grote en/of kleine PET-flessen).

## Hoofdconclusie

Hoofdconclusie is dat zowel bronscheiding en nascheiding van kunststof verpakkingsafval als statiegeld op de grote PET-flessen allen een significant milieuvoordeel leveren ten opzichte van verwerking van het kunststof verpakkingsafval in een AEC. Daarnaast kan geconcludeerd worden dat dit geldt voor alle kunststofsoorten die nu ingezameld worden (PET, PP, HDPE, LDPE en mixed). Doorlaggevend voor de milieuscore is de hoeveelheid recyclebaar dat na recycling is geproduceerd en kan worden ingezet in nieuwe producten. Dit is belangrijker dan de verschillen in scheidingstechnieken en de verschillende kunststofsoorten.

In deze studie is gekeken naar milieuverschillen tussen verschillende systemen voor inzameling en verwerking van kunststof verpakkingsafval van huishoudens in Nederland. Naast dat deze systemen verschillen wat betreft milieuaspect, verschillen zij ook op kosten en het effect dat het systeem op zwerfafval heeft (bijvoorbeeld een mogelijk statiegeldsysteem voor kleine flesjes). Kosten en zwerfafvalverschillen zijn niet meegenomen in deze studie. Deze studie omvat derhalve niet een complete maatschappelijke vergelijking van de systemen en het is op basis van deze resultaten dus ook niet te zeggen of een van de systemen beter of slechter is dan een andere.

## Proces

Deze milieustudie is begeleid door een begeleidingscommissie met daarin partijen die zich bezig houden met bronscheiding, nascheiding, statiegeld en conventionele afvalverbranding. Data is verzameld uit literatuur bij leden van de begeleidingscommissie en daarnaast zijn interviews afgenomen bij sorteerders en verwerkers die kunststoffen voorbereiden om toe te passen in producten. Ook heeft IVAM een review op de resultaten uitgevoerd.



<sup>1</sup> Ook wel AVI genoemd (afvalverbrandingsinstallatie).

## Scenario's

Er zijn drie scenario's en een nulscenario (referentie) onderscheiden binnen de studie, gebaseerd op drie verwerkingsroutes van kunststof verpakkingsafval uit huishoudens. In alle gevallen is het vertrekpunt 1.000 kg kunststof verpakkingsafval uit huishoudens.

- Nulscenario: in dit scenario wordt alle kunststof direct verbrand in de AEC.
- Scenario 1: bronscheiding, statiegeld en verbranding als verwerkingsroutes. In dit scenario wordt kunststof verpakkingsafval uit huishoudens door de burger gescheiden via bronscheiding. PET-flessen worden via het huidige statiegeldsysteem ingezameld. Het overige materiaal, dat in het restafval belandt, wordt verbrand. Er is zowel een haal- als een brengvariant doorgerekend van dit scenario. Daarnaast is variatie van het statiegeldsysteem bekeken: het effect is berekend van het afschaffen van het statiegeldsysteem en van het uitbreiden van het statiegeldsysteem met kleine flesjes.
- Scenario 2: nascheiding, statiegeld en verbranding als verwerkingsroutes. In dit scenario heeft de burger alleen een actieve rol bij het inzamelen van PET-flessen via het huidige statiegeldsysteem ingezameld. Door middel van nascheiding wordt het overige kunststof verpakkingsafval uit het restafval gescheiden. De kunststof verpakkingen die niet door deze nascheiding komen worden verbrand in de AEC.
- Scenario 3: combinatiescenario. In dit scenario vindt eerst bronscheiding van kunststof verpakkingsafval plaats en inzameling van PET-flessen via het statiegeldsysteem. Daarna vindt nascheiding plaats op het kunststof verpakkingsafval in het restafval. De kunststoffen die niet door deze nascheiding komen worden verbrand in de AEC.



## Vergelijkende LCA-studie

De studie is een vergelijkende LCA. De milieu-impact van de scenario's 1, 2 en 3 worden afgezet tegen de impact van het nulscenario. De scenario's zijn opgesteld om het verschil aan te geven tussen verbranding en het recyclen van kunststof via bron- en nascheiding. Geen van de scenario's representeert de huidige werkelijkheid; de huidige situatie in Nederland is een mix van de verschillende scenario's.

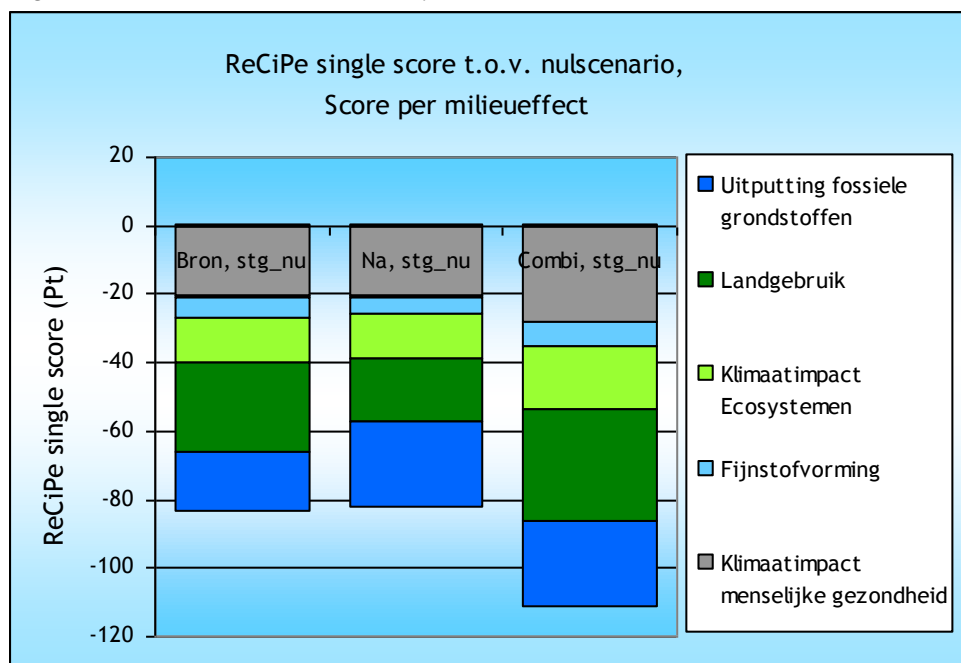
Recycelaat van verschillende kwaliteiten wordt in brede range van producten toegepast waarbij het gebruik van virgin kunststof, beton en tropisch hardhout wordt voorkomen.

Variaties in de statiegeldsituatie zijn opgenomen als variatie in scenario 1. De scenario's zijn er niet op ingericht om de huidige Nederlandse situatie te representeren. Ze zijn opgesteld om het verschil aan te geven tussen verbranding en het recyclen van kunststof via bron- en nascheiding. In deze studie is zoveel mogelijk data uit 2010 en 2011 gebruikt. Voor deze analyse is gebruik gemaakt van de ReCiPe-methodiek voor milieuanalyses.

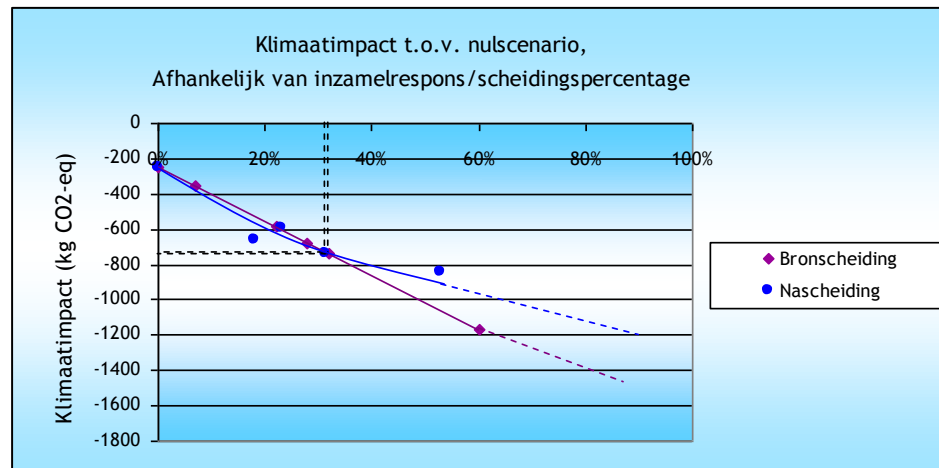
## Resultaten

- Op dit moment levert een combinatie van bron- en nascheiding met statiegeld het beste milieurendement op van de beschouwde scenario's.
- De klimaatimpact score en de gewogen milieu-impactscore van de hoofdsenario's voor bronscheiding en nascheiding zijn vrijwel gelijk. Dit is een momentopname op basis van de huidige prestaties van deze systemen die nog beide in ontwikkeling zijn. Bronscheiding van kunststof in Nederland is pas recent op grote schaal ingevoerd (2009/2010) en nascheiding wordt pas recentelijk op een beperkte schaal toegepast. Het is te verwachten dat het rendement van zowel bron- als nascheiding nog zal toenemen door het leereffect bij burgers en technische doorontwikkeling van mechanische scheiding.
- Zowel in bronscheiding als in nascheiding van kunststof verpakkingsafval is grote variatie aangetroffen. De inzamelrespons van bronscheiding varieert tussen gemeenten sterk (7 tot 60%, afhankelijk van stedelijkheidsklasse; haal- of brengsystemen; diftar/niet diftar). Ook technieken voor nascheiding laten variatie zien (18 tot 53%). Deze verschillen werken sterk door in het milieuresultaat: hoewel de gemiddelde waarden leiden tot vrijwel geen verschil in milieuscore tussen bron- en nascheiding, is er een grote spreiding in milieuscore mogelijk, door verschil in respons en scheidingspercentage. Lokale milieuprestaties in gemeenten kunnen derhalve sterk verschillen al naar gelang de situatie waarin zij zich bevinden.

Figuur A: ReCiPe-milieuscores hoofdsenario's



Figuur B: ReCiPe single score van hoofdscenario's bron- en nascheiding, afhankelijk van inzamelrespons (bronscheiding) en scheidingspercentage (nascheiding). Bij 0% vindt alleen recycling via statiegeld plaats



- Tot een percentage van 30% is het milieuresultaat van bron- en nascheiding vrijwel gelijk. Daarboven neemt het milieuvoordeel voor bronscheiding sneller toe dan voor nascheiding (dit komt vooral doordat er dan een verschil ontstaat in het afscheiden van harde en zachte kunststoffen.)
- Het statiegeldsysteem voor de grote PET-flessen zorgt voor ongeveer 30% van het klimaatvoordeel ondanks het relatief kleine volume. Dit komt door een hoog inzamelpercentage, weinig uitval in de verwerking, volledige toepassing als monostroom en een laag energiegebruik voor sortering en verwerking ten opzichte van de concurrerende systemen. Nu afschaffen van het statiegeldsysteem voor grote PET-flessen zou resulteren in circa 30% minder klimaatvoordeel door recycling van kunststof verpakkingen in Nederland. Hierbij is er vanuit gegaan dat bij overstap naar een eventueel bronscheidingsysteem deze flessen met een flessen/flacon-respons ingezameld zouden worden (circa 55%. In een eventuele toekomst situatie met een twee maal zo hoge bronscheidingsrespons als het huidige en 80% inzameling van grote flessen via bronscheiding zou afschaffen van statiegeld nog 16% minder klimaatvoordeel betekenen.)
- Toevoeging van kleine PET-flesjes in het statiegeldsysteem zorgt voor 11 à 14% toename van het milieuvoordeel van de scenario's. Hierbij moet worden opgemerkt dat flesjes die out of home worden afgedankt niet zijn meegenomen in de scenario's (geeft onderschatting effect) en dat eventueel extra benodigde sorteerstap voor scheiding van PET- en HDPE-flesjes ook niet is meegenomen (geeft overschatting effect). In deze analyse is ook niet gekeken naar het effect op zwerfafval van deze optie.
- Het storten van uitgevallen kunststof met bijbehorend aanhangend vuil, bij sortering en verwerking, heeft in vergelijking met het verbranden van het uitgevallen kunststof met aanhangend vuil, een lagere klimaatimpact. In vergelijking met het hoofdscenario bronscheiding levert het stortscenario dus een iets grotere klimaatwinst op. Als meerdere milieueffecten worden beschouwd en uitgedrukt in de ReCiPe single score indicator, is er vrijwel geen verschil tussen de stortvariant en het hoofdscenario bronscheiding. Bij de stortvariant neemt de score voor 'uitputting grondstoffen' af, maar scores voor de schadecategorieën 'ecosystemen' en 'menselijke gezondheid' zijn juist iets beter. Omdat de ReCiPe single score schadecategorieën weegt is deze conclusie behoorlijk onzeker.

- Inzet van kunststofuitval uit de sortering en verwerking van kunststof verpakkingsafval in een cementoven scoort beter dan het verbranden in een AEC.

### **Milieueffecten**

- De belangrijkste milieueffecten die een rol spelen in de verwerking van kunststof verpakkingsafval betreffen milieueffecten die gekoppeld zijn:
  - aan het gebruik van fossiele brandstoffen, namelijk klimaatverandering, uitputting van fossiele grondstoffen en fijnstofvorming;
  - vermeden landgebruik door vervanging van tropisch hardhout bij de toepassing van mixed kunststoffen.

### **Kunststoffen**

- Alle ingezamelde soorten kunststoffen leveren milieuvoordeel. Per kg is het milieuvoordeel voor PET iets groter dan voor LDPE, HDPE en PP.
- PET ingezameld met statiegeld scoort per kg duidelijk beter door vrijwel geen uitval, volledige toepassing als monostroom en minder energieverbruik voor verwerking dan PET ingezameld met bron- of nascheiding.
- Ook inzet van mixed kunststoffen in producten geeft duidelijk een milieuvoordeel. In de praktijk blijken mixed kunststoffen goed te verwerken tot eindproducten die naast primaire kunststoffen ook materialen als hardhout en beton vervangen.
- Qua klimaatimpact heeft vervanging van kunststof door inzet van de mixed kunststofstroom de voorkeur. Als breed gekeken wordt naar alle milieueffecten inclusief landgebruik dan heeft de vervanging van tropisch hardhout door producten van mixed kunststof de voorkeur.

### **Gevoeligheidsanalyses en onzekerheden**

- Er is een grote spreiding in de inzamelrespons (bronscheiding), sterk afhankelijk van lokale omstandigheden. Ook bij nascheiding is er door verschillen in scheidingstechnieken een spreiding in scheidingspercentage. Daarnaast zijn de beschikbare responsdata relatief onzeker. De invloed van hogere respons bij bronscheiding en scheidingspercentages bij nascheiding is groot. Voor elke 10% verhoging van het scheidingsrendement wordt per ton verwijderd kunststof ongeveer 150 kg extra CO<sub>2</sub> vermeden.
- De precieze inzet van mixed kunststof (vervanging van hout, beton, of kunststof) heeft een grote invloed op het milieuresultaat. Op basis van de single score geeft vervanging van tropisch hardhout een opvallend goed resultaat ten gevolge van vermeden landgebruik. Voor klimaatimpact alleen heeft vervanging van hout juist een laag milieurendement en doet vervanging van kunststof en het verbranden in een cementoven het juist beter.
- De invloed van energieverbruik bij verwerking op het milieurendement is aanzienlijk. Het verlagen van dit energieverbruik met 50% bij verwerking leidt per ton verwijderd kunststof tot een verlaging van ongeveer 180 kg broeikasgasemissie (CO<sub>2</sub>-eq.) per ton kunststof.
- De invloed van een hoger gemiddeld thermisch en elektrisch rendement van AEC's is significant. Toch blijft ook bij een verdubbeling van rendement recycling duidelijk beter. Pas bij een elektrisch en warmterendement van beide 44% is de AEC even goed als recycling. Dat is vooralsnog niet denkbaar.
- Het ministerie van I&M was gelijktijdig met dit onderzoek bezig met een feitenonderzoek naar nascheiding in Nederland. Hiervoor zijn ook data verzameld voor de installaties in Oudehaske en Groningen. Dit feitenonderzoek was nog niet gereed bij het afronden van dit onderzoek. Beheerders Omrin en Attero hebben echter wel verklaard dezelfde



gegevens te hebben verstrekt aan zowel het ministerie van I&M als aan CE Delft. De gegevens van de installatie in Wijster (ook van Attero) maken geen onderdeel uit van dit feitenonderzoek en zijn door Attero zelf aangeleverd.

De belangrijkste onzekerheid betreft de toekomstige veranderingen van hoeveelheden en soort kunststof verpakkingsafval die door de consument worden verwijderd. Ook de variaties met betrekking tot de inzameling van kunststof verpakkingsafval, die op lokaal niveau bestaan, zijn aanzienlijk. De resultaten die hier gepresenteerd zijn betreffen een gemiddeld beeld voor Nederland in de huidige situatie, maar kunnen dus lokaal en in de toekomst door deze onzekerheid afwijken.



# Verklarende woordenlijst en afkortingen

Tabel 1 Verklarende woordenlijst en afkortingen

Term	Verklaring
Aanhangend vuil	De niet kunststoffractie (papieretiketten, voedsel en drankresten, etc.) die meekomt bij inzameling van kunststof of afscheiding van kunststof uit restafval
AEC	Afval Energie Centrale, waarin huisvuil wordt verbrand met warmtewinning en opwekking van elektriciteit, ook wel AVI = afvalverbrandingsinstallatie genoemd
Agglomeraat	Gerecycled kunststof grondstof, in de vorm van geperste korrels van foliemateriaal (veelal LDPE)
Bronscheiding	Systeem van recycling met scheiding van kunststof verpakkingsafval door huishoudens
Endpoints	Milieu-indicatoren die de bijdrage van ingrepen aan een schade type weergeven, bijvoorbeeld schade aan menselijke gezondheid, aan biodiversiteit of door onttrekking van grondstoffen
EPS	Expanded Polystyreen, kunststofsoort, als verpakkingsmateriaal meestal toegepast in zachte (vlees)bakjes en schokabsorberend materiaal (ook wel piepschuim genoemd)
Flakes	Gerecycled kunststof grondstof, in de vorm van vormalen kunststof verpakkingsafval. Dit betreft in Nederland meestal PET uit PET-flessen afkomstig uit het statiegeldsysteem
HDPE	High Density Polyethyleen, zwaardere vorm van PE, als verpakkingsmateriaal meestal in flessen en flacons toegepast
Inzamelrespons	Het percentuele aandeel van kunststof verpakkingen dat door huishoudens apart wordt gehouden voor recycling via bronscheiding en zodoende niet via het restafval wordt verwijderd
Kunststofuitval	De hoeveelheid kunststof die bij sortering en verwerking ontstaat als reststroom die verbrand moet worden in AEC of cementoven of wordt gestort
LCA	Levens Cyclus Analyse: een methode om de milieu-impact van een product of dienst over de gehele levenscyclus van wieg tot graf te bepalen
LCI	Levens Cyclus Inventarisatie: inventarisatie van de massa- en energiebalans, ten behoeve van een LCA
LDPE	Low Density Polyethyleen, lichte vorm van PE, als verpakkingsmateriaal meestal als folie toegepast
Midpoints	Milieu-indicatoren die de bijdrage van ingrepen aan een milieueffect weergeven, bijvoorbeeld aan het broeikaseffect of humane toxiciteit
Milieu-ingreep	Een fysieke verandering, door energieverbruik, onttrekking van een grondstof of emissie van een stof, die (potentieel) kan bijdragen aan een milieueffect
Milieuwinst	Een kwantitatieve verbetering voor het milieu, uitgedrukt in bijvoorbeeld de reductie van CO <sub>2</sub> -uitstoot, wanneer een situatie met een andere wordt vergeleken
PE	Polyethyleen, kunststofsoort, algemene term voor meerdere typen PE, zoals LDPE en HDPE
PET	Polyethyleen tereftalaat, kunststofsoort, als verpakking meestal toegepast in harde plastic flessen en bakjes



Term	Verklaring
PP	Polypropreen, kunststofsoort, als verpakking meestal toegepast in flacons
PS	Polystyreen, kunststofsoort, als verpakkingsmateriaal meestal toegepast in harde bakjes
PVC	Polyvinylchloride, kunststofsoort, als verpakkingsmateriaal relatief weinig meer toegepast
ReCiPe	Een milieu-impact assessment methode om, op basis van LCI gegevens, de impact van een product of dienst te bepalen. Deze methode is voortgekomen uit een harmonisatie van de CML-methode en de Ecoindicator 99-methode
Recyclaat	Algemene term voor gerecyclede kunststof grondstoffen (o.a. agglomeraat, regranulaat en flakes) die direct geschikt zijn voor de productie van kunststof producten
Regranulaat	Gerecycled kunststof grondstof, in de vorm van korrels uit een smeltproces, vergelijkbaar met kunststof granulaat (= primaire kunststof grondstof voor spuitgietproducten)
Scheidingspercentage	Het percentuele aandeel van kunststof verpakkingen dat op mechanische wijze uit een afvalstroom wordt afgescheiden
Uitval	Het ontstaan van residu (kunststofuitval inclusief aanhangend vuil) in sorteer- en verwerkingsprocessen





# 1 Inleiding

## 1.1 Achtergrond en aanleiding

Sinds 2009 à 2010 worden in de meesten gemeenten in Nederland kunststof verpakkingen van huishoudens ingezameld voor recycling. In het grootste deel van Nederland via het bronscheidingsstelsel waar de consument afval scheidt. In een deel van Nederland via nascheiding: afscheiding van kunststoffen bij de afvalverwerkers uit het huishoudelijk restafval (grijze bak). Beide systemen worden momenteel gebruikt als manier om tot recyclebaar materiaal te komen. Het is echter onbekend in welk opzicht deze routes leiden tot een verbetering van milieu-impact ten opzichte van verbranding in een AEC.

Grotere PET-flessen (van 1 liter en groter) worden in Nederland via een statiegeldstelsel ingezameld voor recycling. Hieraan zouden eventueel de kleine PET-flessen kunnen worden toegevoegd. Aan de andere kant zou men ook kunnen stoppen met dit statiegeldstelsel en deze flessen ook via bron- of nascheiding kunnen inzamelen.

In het hier beschreven onderzoek is de milieu-impact van het gescheiden inzamelen en recyclen van kunststof verpakkingsafval onderzocht. De studie is gericht op het weergeven van de milieu voor- en nadelen van het recyclen via de diverse routes, ten opzichte van verbranding van kunststof verpakkingsafval. De Vereniging Afvalbedrijven (VA) heeft aan CE Delft gevraagd om een levenscyclusanalyse (LCA) uit te voeren van de verwerkingsroutes verbranding, nascheiding en bronscheiding van kunststof verpakkingsafval, waarbij de afvalketen wordt beschouwd van scheiding of afdanking door de consument tot en met het eindresultaat van verwerking: toepasbaar recyclelaet of verbranding van het kunststof verpakkingsafval.

Bij het project zijn diverse partijen betrokken die werkzaam zijn in de inzameling en eerste verwerking van kunststof verpakkingsafval uit huishoudens.

Daarnaast is de studie op meerdere momenten in het traject door IVAM, waarvan in Bijlage L de laatste versie is weergegeven.

## 1.2 Doelstelling en reikwijdte

Het doel van dit onderzoek is inzicht te krijgen in de milieu-impact van de verschillende inzamelings- en verwerkingsroutes van kunststof verpakkingsafval uit huishoudens die op dit moment in Nederland actief worden toegepast.

De milieu-impact van deze verwerkingsroutes wordt afgezet tegen de impact van het verbranden van deze stroom in een afvalenergiecentrale (AEC<sup>2</sup>), zoals traditioneel het geval was.

---

<sup>2</sup> Ook wel AVI genoemd (afvalverbrandingsinstallatie).



## Scenario's

Er worden drie scenario's en een nulscenario (referentiescenario) onderscheiden binnen de studie, gebaseerd op drie verwerkingsroutes van kunststof verpakkingsafval uit huishoudens. In alle gevallen is het vertrekpunt 1.000 kg kunststof verpakkingsafval uit huishoudens.

- Nulscenario (referentiescenario): in dit scenario wordt alle kunststof direct verbrand in de AEC.
- Scenario 1: bronscheiding, statiegeld en verbranding als verwerkingsroutes voor kunststof verpakkingsafval. In dit scenario wordt kunststof verpakkingsafval uit huishoudens door de burger gescheiden via bronscheiding. PET-flessen worden via het huidige statiegeldsysteem ingezameld. Het overige materiaal, dat in het restafval belandt, wordt verbrand.
- Scenario 2: nascheiding, statiegeld en verbranding van kunststof verpakkingsafval als verwerkingsroutes. In dit scenario heeft de burger alleen een actieve rol bij het inzamelen van PET-flessen via het huidige statiegeldsysteem ingezameld. Door middel van nascheiding wordt kunststof verpakkingsafval uit het restafval gescheiden. De verpakkingen die niet door deze nascheiding komen worden verbrand in de AEC.
- Scenario 3: combinatiescenario. In dit scenario vindt eerst bronscheiding plaats en inzameling van PET-flessen via het statiegeldsysteem plaats. Daarna vindt nascheiding plaats op het kunststof in het restafval. De kunststoffen die niet door deze nascheiding komen worden verbrand in de AEC.

De studie is een vergelijkende LCA. De milieu-impact van de scenario's 1, 2 en 3 worden afgezet tegen de milieu-impact van het nulscenario.

## Fictieve scenario's

De scenario's zijn er niet op ingericht om de huidige Nederlandse situatie te representeren. Ze zijn opgesteld om het verschil aan te geven tussen verbranding en het recyclen van kunststof via bron- en nascheiding. De huidige situatie in Nederland is een mix van de verschillende scenario's.

## Variaties

Naast de drie hoofdsenario's worden enkele variaties onderzocht, toegepast op het scenario bronscheiding (scenario 1). Er wordt gevarieerd met:

- een haal- of brengsysteem;
- het statiegeldsysteem: wat is het effect op de resultaten wanneer het statiegeldsysteem wordt afgedankt of uitgebreid met kleine flesjes;
- het storten van de residuen (kunststofuitval en aanhangend vuil) die ontstaan bij sortering en verwerking van kunststof verpakkingsafval in plaats van het verbranden hiervan in een AEC.

## Geen kostenanalyse

Er bestaan verschillen in kosten van de verwerkingsroutes, welke in deze studie niet worden onderzocht. Zodoende bevat deze studie geen totale afweging voor verschillende routes voor kunststofrecycling. Deze studie richt zich op de milieuprestatie van verschillende verwerkingsroutes voor kunststof verpakkingsafval ten opzichte van verbranding van het kunststof verpakkingsafval in een AEC. Uiteindelijk kan een maatschappelijk keuze op gemeenteniveau goed plaats vinden met de milieucijfers uit dit rapport, in combinatie met separaat te maken kostenberekeningen.



### 1.3 Leeswijzer

De opzet van dit rapport volgt de stappen van de levenscyclusanalyse en is als volgt:

Hoofdstuk 2: Methodiek. Bevat de afbakening en algemene opzet van de studie.

Hoofdstuk 3: Scenario's. Bevat uitleg over en achtergronden bij de scenario's, verwerkingsroutes en stappen in de verwerkingsroutes;

Hoofdstuk 4: Inventarisatie. Bevat data van de beschouwde processen.

Hoofdstuk 5: Resultaten.

Hoofdstuk 6: Gevoeligheidsanalyses. Bevat onderzoek naar het effect van variatie in achtergrondgegevens.

Hoofdstuk 7: Conclusies.

Daarnaast behoren tot dit rapport een twaalfstal bijlagen met verdere verdieping van de gebruikte methodiek, achtergrondgegevens, resultaten en de review.





# 2 Methodiek

## 2.1 Levenscyclusanalyse

In deze studie wordt onderzocht wat de verschillen zijn tussen de verschillende verwerkingsmethoden van kunststof verpakkingsafval uit huishoudens. Dit wordt gedaan aan de hand van levenscyclusanalyse (LCA). Met LCA wordt de milieu-impact van een product onderzocht, door de gehele keten van dat product te analyseren. In het geval van kunststof verpakkingsafval uit huishoudens omvat de keten de afdanking van de verpakking tot toepassing van kunststof als brandstof en/of tot productie van grondstof voor nieuwe producten.

De studie omvat de vergelijking van diverse verwerkingsscenario's voor verwerking van kunststof verpakkingsafval uit huishoudens. Hierbij wordt uitgegaan van een nulscenario; de milieu-impact van de overige scenario's wordt afgezet tegen de impact van dit nulscenario.

De studie volgt grotendeels de richtlijnen van ISO, maar op een aantal punten wordt afgeweken van deze richtlijnen. Zo is de studie openbaar, wordt er weging van milieueffecten toegepast en wordt er bij de sommige allocatiesituaties afgeweken van de voorkeursvolgorde van ISO.

### Software: SimaPro

De inputs en outputs van verschillende verwerkingsscenario's worden geïnventariseerd en gemodelleerd met behulp van het LCA-softwareprogramma SimaPro (versie 7.3.0). Dit programma is toegespitst op het uitvoeren van LCA en maakt het mogelijk om de milieueffecten van de scenario's, na modellering, te analyseren.

### Modellering

Binnen SimaPro zijn databases met gedetailleerde procesinformatie aanwezig, waarvan de Ecoinvent-database (versie 2.2) de meest recente en uitgebreide is. Voor het modelleren wordt gebruik gemaakt van de Ecoinvent-database, waarbij kritisch wordt gekeken naar de toepasbaarheid voor de Nederlandse situatie. Indien een Ecoinventproces niet aansluit bij de Nederlandse praktijk wordt deze aangepast of wordt een zelf opgesteld proces gebruikt, in plaats van het standaard Ecoinventproces.

### Impactbeoordeling

In deze studie is gebruik gemaakt van de ReCiPe-methode. De ReCiPe-methode is in 2008 in opdracht van de overheid ontwikkeld en is de opvolger van de methodes Ecoindicator 99 en CML 2. Deze methode berekent de milieu-impact van 18 milieueffecten (effectniveau) en bevat de mogelijkheid deze via normalisatie en weging in een enkele score uit te drukken (single score). Meer informatie over deze methode is te vinden in Bijlage A.

De milieuscores worden op effectniveau berekend en vergeleken, middels de ReCiPe midpointanalyse. Gedetailleerde vergelijking van de scenario's wordt niet voor alle 18 milieueffecten gedaan, maar voor de effecten die de meeste schade veroorzaken. De relatieve ernst van de milieueffecten wordt bepaald door de bijdrage van de effecten aan de drie ReCiPe endpoints en aan de ReCiPe single score te berekenen.



## 2.2 Afbakening

### 2.2.1 Functionele eenheid

#### Definitie functionele eenheid

1.000 kg kunststof in kunststof verpakkingsafval, door de Nederlandse consument afgedankt (exclusief vervuilingen), die via reguliere verwijderingssystemen worden aangeboden.

Voor het bepalen van de samenstelling van de functionele eenheid wordt uitgegaan van gegevens uit basisjaar 2011. In sommige gevallen zijn zulke recente gegevens nog niet beschikbaar en worden gegevens uit 2010 gebruikt. Daar waar wordt afgeweken van cijfers uit 2011 wordt dit toegelicht.

#### Achtergrond

De functionele eenheid is die eenheid waaraan de milieu-impact van een LCA wordt toegerekend. Het is de afbakening van waarmee wordt gerekend, zodat voor alle scenario's hetzelfde uitgangspunt geldt.

Meestal betreft de functionele eenheid een product, dat aan het einde van een productieketen staat. In het geval van afvalverwerking betreft het juist een hoeveelheid materiaal dat aan het begin van de verwijderings- en verwerkingsketen staat. In deze studie staat het kunststof verpakkingsafval, dat door de consument in huis wordt verwijderd, centraal.

#### Omgang met verontreiniging van kunststof

Bij de verwijdering van kunststof verpakkingen komen ook verontreinigingen mee, zoals etensresten en etiketten. In deze studie wordt expliciet onderscheid gemaakt tussen kunststof en de verontreinigingen (aanhangend vuil). De functionele eenheid is zo gedefinieerd dat deze echt 1.000 kg kunststof bevat en geen aanhangend vuil. Indien er gesproken wordt over kunststof verpakkingsafval wordt dus bedoeld kunststof uit kunststof verpakkingsafval, exclusief de verontreinigingen.

De vervuilingsgraad heeft echter invloed op welk deel van ingezameld kunststof verpakkingsafval nu daadwerkelijk uit kunststof bestaat. Het is dus noodzakelijk om verontreinigingen goed in beeld te brengen zodat van verwerkte stromen steeds het aandeel schone kunststof kan worden bepaald.

De verwerking van de vervuiling is beperkt meegenomen in de analyse. Op basis van de interviews is geconstateerd dat het grootste deel van het aanhangend vuil dat aan het kunststof is verkleefd uiteindelijk ook bij de AEC terecht komt, net als in het nulscenario. Omdat we op zoek zijn naar de verschillen tussen de AEC en de andere scenario's is een proces dat bij beide speelt te verwaarlozen. Het aandeel vuil dat via water wordt afgevoerd is verwaarloosd.

Het extra transport van het aanhangend vuil wordt wel toegerekend aan het kunststof, omdat kunststof extra getransporteerd wordt voor recycling gebeurt dat voor aanhangend vuil ook.

In de stortvariant, waarbij het uitgevallen kunststof bij sortering en verwerking wordt gestort, worden het aanhangend vuil expliciet wel meegenomen, omdat het lot van het aanhangend vuil bij storten wel anders is dan in het nulscenario.



## Zwerfafval

De reguliere verwijderingsystemen voor kunststof verpakkingsafval betreffen verwijdering via het restafval (grijze bak), via een bronscheidingsysteem, een nascheidingsysteem of via een statiegeldsysteem. Kunststof verpakkingsafval uit zwerfafval, welke niet ontstaat door verwijdering via één van deze routes, wordt hier expliciet uitgesloten. Ook wordt verwijdering van kunststof verpakkingsafval via publieke vuilnisbakken op bijvoorbeeld station perrons niet meegenomen in deze studie.

## Bepaling samenstelling van 1.000 kg kunststof verpakkingsafval uit huishoudens

In elk scenario wordt met hetzelfde uitgangspunt gerekend: 1.000 kg kunststof verpakkingsafval, met een bepaalde samenstelling. Deze samenstelling moet nauwkeurig worden bepaald. Om tot een goede samenstelling van de 1.000 kg te komen zijn berekeningen nodig op basis van gegevens over statiegeldsysteem, bronscheiding, nascheiding en restafval.

Om de jaarlijkse fluctuaties in de hoeveelheden kunststof verpakkingsafval in het huishoudelijk restafval enigszins te dempen is voor de hoeveelheid huishoudelijk restafval het driejaargemiddelde over 2008, 2009 en 2010 genomen (CBS, 2011). Voor de bepaling van de verhouding tussen de kunststoffen en kunststofproducten is gebruik gemaakt van een sorteeraanlyse op basis van restafval uit Rotterdam (WUR, 2011).

Uitgebreidere toelichting over de totstandkoming van de verdeling van de functionele eenheid is te vinden in Bijlage C.

### 2.2.2 Systeemgrenzen

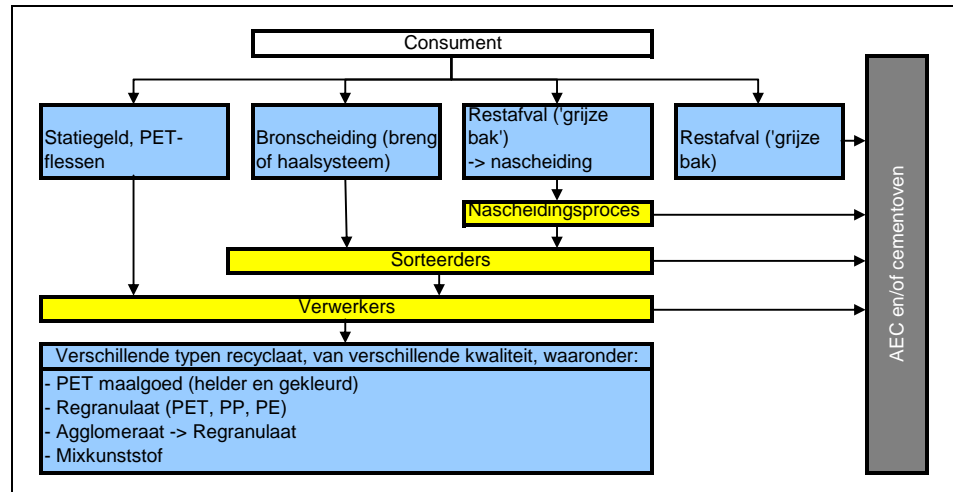
De kunststof verpakkingsafvalstromen worden beoordeeld vanaf het moment dat de consument besluit tot verwijdering. De verwijderingshandeling zelf wordt hierbij expliciet meegenomen. De keten wordt gevolgd tot en met de toepassing van kunststof als brandstof en/of tot productie van grondstof (recycalaat) voor nieuwe producten, waarbij rekening wordt gehouden met vermeden emissies door deze toepassingen. Ook het uitsparen van materialen door kunststofrecycalaat valt binnen de systeemgrenzen.

Het eventueel schoonwassen van kunststof verpakkingsafval voor het aanbieden voor recycling door consumenten, met koud of warm water of in de vaatwasmachine, is niet meegenomen in de analyse. Gezien de lage milieu-impact van water is de inschatting dat wassen met koud water een verwaarloosbaar effect zou hebben op de berekeningen. Spoelen met warm water en eventueel extra vaatwasbeurten heeft dit wellicht wel. Het schoonwassen van kunststof is buiten beschouwing gelaten vanwege de onbekendheid hoe vaak dit praktijk daadwerkelijk gebeurt en op welke manieren.

Tussen deze ketenstappen vindt transport en overslag plaats, dit is niet expliciet weergegeven in Figuur 1, maar valt wel binnen de systeemgrenzen.



Figuur 1 Globaal overzicht van het afvalverwijderingssysteem (exclusief op- en overslag en transport)



Het vormen van nieuwe producten uit het recycalaat valt buiten de systeemgrenzen.

Wat ook buiten de systeemgrenzen valt zijn emissies op langere termijn, wanneer het nieuwe product uiteindelijk wordt verbrand. Dit is geen probleem wanneer het recycalaat virgin kunststof vervangt. Tussen de eindverwerking (verbranding) van virgin kunststof en recycalaat, zit geen verschil. Immers: beiden leveren gelijke emissies op bij verbranding.

Echter, het kunststof recycalaat vervangt niet altijd virgin kunststof. Als een betonnen product aan het eind van zijn 'leven' wordt afgedankt, wordt deze op een andere manier verwerkt dan wanneer het een kunststofproduct zou zijn geweest. De emissies bij verwerking zijn anders. Met dit verschil in emissies is geen rekening gehouden in deze studie.

## 2.3 Allocatie

Op verschillende punten in de keten zal er een keuze moeten worden gemaakt over hoe om te gaan met multifunctionaliteit. Er wordt in de regel uitgegaan van de ISO-voorkeursvolgorde voor allocatie:

- systeemuitbreiding (al dan niet via substitutie of subdivisie);
- allocatie op basis van fysieke relatie;
- allocatie op basis van andere parameters zoals op economische waarde, massa of energie.

Hieronder worden allocatiesituaties en geselecteerde methoden besproken.

### 2.3.1 Allocatiesituaties in de praktijk en allocatiemethoden

#### Recycalaatproductie

De productie van nuttig in te zetten recycalaat vermijdt de productie van virgin granulaat. Uitgangspunt is dat recycalaat (deels) primair materiaal vervangt. Methode: substitutie.



## **AEC**

Vermijdt elektriciteitsopwekking en genereren van warmte.

Methode: substitutie met de gemiddelde Nederlandse elektriciteitsmix en warmte uit gas (zie Paragraaf 4.6.2).

## **Cementoven**

Gebruik van kunststof in de cementoven vermijdt het gebruik van steenkool. Bij een verbranding van materiaal met een bepaalde stookwaarde wordt het verbranden van een hoeveelheid steenkool met diezelfde stookwaarde uitgespaard.

Methode: substitutie.

## **Scheiding en verwerking van materiaalstromen**

De procesenergie die nodig is voor de scheiding en verwerking moet worden gealloceerd naar de verschillende outputs.

Idealiter zou een allocatie naar economische waarde van afgeleverde producten/materiaalstromen zijn. Deze waarden zijn echter veelal onbekend of hebben een grote onzekerheidsrange. Soms zijn de waarden negatief, wat tot zeer vreemde allocatie zou leiden. Aangezien economische allocatie niet praktisch is wordt gekozen allocatie op basis van massa van de te scheiden fracties. Dit is dus een afwijking van de ISO-voorkeur die waarschijnlijk geen grote invloed heeft op de resultaten. Vooral ook omdat het onderzoek gaat om het milieuresultaat van het totaal aan kunststofrecycling.

## **Toerekening beschikbaar maken recycklaat en gebruik recycklaat**

In veel product LCA's is er discussie over de verdeling van het voordeel van recycling over de ontdoener en de gebruiker van recycklaat. Omdat in de hier te onderzoeken scenario's zowel ontdoeners als gebruikers van recycklaat worden meegenomen speelt deze toerekening hier niet.



## 2.4 Additieven

Bij recycling worden soms stoffen toegevoegd ter verbetering van bepaalde eigenschappen van het recyclaat. Een voorbeeld is kleurstof voor het homogeniseren van de kleur van agglomeraat dat wordt ingezet als planken en paaltjes. Het gebruik van additieven voor recyclaatproductie brengt een extra milieu-impact met zich mee (namelijk de impact van het produceren van die stoffen) maar deze wordt als verwaarloosbaar beschouwd ten opzichte van de verwerkingsroute en hoeveelheid recyclaat als eindproduct. Er zijn op basis van de interviews geen aanwijzingen dat er grote hoeveelheden additieven worden gebruikt in het recyclingproces. Daarnaast is bekend dat in verpakkingskunststoffen de aanwezige hoeveelheden additieven laag zijn. Over het gebruik van hoeveelheden additieven in kunststoffen is de industrie in het algemeen niet openhartig. In deze studie zijn de milieueffecten door additiefgebruik, zowel voor als tijdens en na recycling, daardoor niet in kaart gebracht.

Ook kunnen producten uit virgin kunststof additieven bevatten. Voorbeelden zijn barrièrelagen in PET-flessen, stabilisatoren en stoffen die eigenschappen als slagsterkte verbeteren. Verwerkers geven er geen blijk van dat het gebruik van additieven de verwerking bemoeilijkt. Door te kijken naar de recyclaartroutes die daadwerkelijk worden toegepast houden we impliciet rekening met de (mogelijke) beperkingen die additieven geven.

## 2.5 Gevoeligheidsanalyse

De volgende aspecten zijn onderwerp van een gevoeligheidsanalyse:

- nascheiding inclusief scheiding van zachte kunststoffen (folies) door Omrin;
- de invloed van verschillende mogelijke uitsparingen (hout, beton, kunststof) door de inzet van mixed kunststofstroom en de invloed van het verbranden van de mixed kunststofstroom na sortering in de cementoven;
- de invloed van het sorteren van 50% meer monostromen, in plaats van mixed kunststoffen bij bronscheiding;
- vergelijking van de verschillende kunststoftypen: wat als 1.000 kg van één type kunststof wordt brongescheiden t.o.v. de verbranding van dat type kunststof in de AEC;
- de invloed van energieverbruik bij verwerking;
- de invloed van transport;
- de invloed van een hoger gemiddeld thermisch en elektrisch rendement van AEC's;
- het effect van verhoogde inzamelrespons (bronscheiding) op grote PET-flessen bij afschaffing van het statiegeldsysteem.

Voor de gevoeligheidsanalyse is steeds gerekend met effect op het eerste scenario: bronscheiding met een haalsysteem van het kunststof verpakkingsafval plus het huidige statiegeldsysteem.



# 3 Scenario's

## 3.1 Inleiding

Dit hoofdstuk is een beschrijvend hoofdstuk, waarbij in tekst en figuren meer uitleg wordt gegeven over de scenario's.

In Paragraaf 3.2 wordt ingegaan op de scenario's op hoofdlijnen: er wordt een overzicht gegeven van nummering en de verschillende verwerkingsroutes die elk scenario bevat.

In Paragraaf 3.3 wordt ingezoomd op de verwerkingsroutes en worden de ketenstappen per verwerkingsroutes weergegeven.

Paragraaf 3.4 bevat een bespreking van de ketenstappen zelf, zoals nascheiding, sortering, verwerking en tenslotte het bruikbare recyclaat. In dit laatste deel wordt besproken welke producten kunnen worden gemaakt van het recyclaat en welke materialen daarmee worden uitgespaard.

## 3.2 Overzicht scenario's en nummering

In deze studies is een aantal verschillende scenario's voor de inzameling en verwerking van kunststof verpakkingsafval geïnventariseerd en geanalyseerd. Er worden drie hoofdscenario's onderscheiden:

1. Bronscheiding (haalsysteem) met huidig statiegeldsysteem voor grote PET-flessen, restafval wordt verbrand in de AEC.
2. Nascheiding met huidig statiegeldsysteem voor grote PET-flessen, restafval wordt verbrand in de AEC.
3. Combinatiescenario: eerst vindt bronscheiding plaats, vervolgens wordt op het restafval nascheiding toegepast. Het overblijvende restafval wordt verbrand in de AEC. Ook in dit scenario is het huidige statiegeldsysteem voor grote PET-flessen van toepassing.

Een nulscenario vormt de basis van de studie, waarmee de hoofdscenario's worden vergeleken. Dit nulscenario houdt in: integrale verbranding van al het kunststof verpakkingsafval uit huishoudens in een Nederlandse AEC. Hierbij is dus geen statiegeldsysteem inbegrepen en er vindt geen recycling van het kunststof verpakkingsafval via bron- of nascheiding plaats.

In Nederland zijn twee nascheiders actief: Attero en Omrin. Omrin is gevestigd in Oudehaske en Attero op twee locaties in Wijster en in Groningen. Alle drie de routes zijn geïnventariseerd. Het hoofdscenario nascheiding is gebaseerd op het gemiddelde van de drie verwerkingsroutes van Attero en Omrin. Hierbij is ongewogen gemiddeld omdat in dit onderzoek geen uitspraak wordt gedaan welk van de drie installaties een groter marktaandeel zou krijgen, wanneer er een uitrol over heel Nederland plaats zou vinden. De variaties tussen de drie installaties worden ook getoond bij de resultaten.

Het combinatiescenario is gebaseerd op bronscheiding (haalsysteem) en het gemiddelde nascheidingsscenario.



## Scenario's en de Nederlandse praktijk

In de praktijk worden alle mogelijke routes voor kunststof verpakkingsafval - verbranding van restafval en recycling via bronscheiding, nascheiding en het statiegeldsysteem - naast of na elkaar toegepast.

De scenario's representeren niet de Nederlandse gebruiksverhoudingen van deze routes. Hier zijn ze bewust niet op ingericht; ze zijn opgesteld om het verschil tussen verbranding van 1.000 kg kunststof en het recyclen van 1.000 kg kunststof via bron- en nascheiding weer te geven. Het nulscenario, verbranding van al het kunststof in een AEC, vormt de basis waarmee de overige scenario's worden vergeleken.

De achtergrondinformatie voor de scenario's heeft de situatie in 2011 in Nederland als uitgangspunt. Het betreft hier dus een momentopname in een snel veranderende wereld.

### 3.2.1 Overzicht scenario's en varianten

Naast de hoofdsenario's worden enkele variaties binnen Scenario 1 onderzocht. Tabel 2 toont de gebruikte nummering, afkorting in grafieken en tabellen en omschrijvingen van de scenario's en de varianten. De scenario's worden in de volgende deelparagraaf besproken.

Tabel 2 Scenario's: nummering, benaming en beschrijving

Nr.	Naam en/of afkorting	Beschrijving
0	Nulscenario	Integrale verbranding in de AEC
1	Hoofdsenario bronscheiding; Bron, haal, stg_nu	Bronscheiding, haalsysteem, huidig statiegeldsysteem voor alleen grote PET-flessen
2	Hoofdsenario nascheiding; Na, stg_nu	Nascheiding, gemiddelde van Attero Wijster, Attero Groningen en Omrin Oudehaske
3	Combinatiescenario; combi, stg_nu	Een combinatie van de hoofdsenario's bron- en nascheiding: eerst vindt bronscheiding plaats, waarna het restafval wordt nagescheiden. Ook hier is het huidige statiegeldsysteem van toepassing
1a1 (=1)	Hoofdsenario bronscheiding; Bron, haal, stg_nu	Bronscheiding, haalsysteem, huidig statiegeldsysteem voor alleen grote PET-flessen
1a2	Bron, breng, stg_nu	Bronscheiding, brengsysteem, huidig statiegeldsysteem
1b1	Bron, haal, stg+	Bronscheiding, haalsysteem, uitgebreid statiegeldsysteem met ook kleine PET-flesjes
1b2	Bron, breng, stg+	Bronscheiding, brengsysteem, uitgebreid statiegeldsysteem
1c1	Bron, haal, stg-	Bronscheiding, haalsysteem, geen statiegeldsysteem
1c2	Bron, breng, stg-	Bronscheiding, brengsysteem, geen statiegeldsysteem
1d	Stortvariant; Bron, haal, stg_nu, stort_residu	Bronscheiding, haalsysteem, huidig statiegeldsysteem voor alleen grote PET-flessen. Het residu (kunststofuitval en aanhangend vuil) bij sortering en verwerking wordt gestort, niet verbrand

Naast de hoofdsenario's worden er varianten binnen het bronscheidingsscenario onderzocht. Het hoofdsenario richt zich op een haalsysteem met het huidige statiegeldsysteem voor grote PET-flessen. Zoals Tabel 2 ook toont, wordt er gevarieerd met het statiegeldsysteem (uitbreiding met statiegeld op ook kleine PET-flessen) en het haal- en



brengsysteem. Daarnaast wordt er een variatie geanalyseerd waarbij het kunststof en het aanhangend vuil dat uitvalt bij sortering en verwerking niet wordt verbrand maar gestort.

Gemeentes die voor bronscheiding van het kunststof verpakkingsafval kiezen kunnen zelf bepalen of dat via een haal- of brengsysteem gebeurt. Analyses wijzen uit dat het haalsysteem een hogere inzamelrespons heeft dan een brengsysteem. Het levert meer kunststof op wanneer de consument een zak kunststof verpakkingsafval aan de straatkant neer mag zetten, dan wanneer de consument zijn gescheiden kunststof verpakkingsafval naar een inzamelpunt moet brengen. Daarnaast zijn er verschillen in transportafstand en worden bij het haalsysteem speciale zakken gebruikt voor inzameling van het kunststof verpakkingsafval.

Het statiegeldsysteem is in de praktijk van toepassing op grote PET-flessen (minimale inhoud van één liter). Bij het uitgebreide statiegeldscenario met ook statiegeld op kleine PET-flesjes (inhoud kleiner dan één liter) en HDPE gaan we er vanuit dat de verdeling van kleine drankverpakking over glas, blik, drankenkarton en kunststof gelijk blijft. Omdat in de praktijk door het heffen van statiegeld wel een verschuiving zou kunnen plaatsvinden wordt hier dus verondersteld dat aanpalende beleidsmaatregelen worden getroffen om de eventuele verschuiving tegen te gaan. Bespreking van dergelijk beleid valt buiten deze studie.

Statiegeld richt zich op een beperkt deel van de kunststof verpakkingen uit huishoudens. De hoofdsenario's bevatten het huidige statiegeldsysteem: statiegeld alleen voor PET-flessen van 1 liter en groter. Een deel van de kleinere flessen (die geen onderdeel vormen van het statiegeldsysteem) worden door de consument via bronscheiding ingeleverd.

### 3.2.2 Scenario's: verwerkingsroutes

Voor elk scenario geldt dat de input altijd 1.000 kg is (de functionele eenheid) met eenzelfde verdeling naar kunststofsoorten. Een deel van deze 1.000 kg aan kunststof verpakkingsafval vindt zijn weg via verwerkroutes (statiegeld, bron- en nascheiding), het restafval wordt verbrand in de AEC. De verdeling naar deze routes hangt af van de inzamelrespons van het statiegeldsysteem, het bronscheidingsysteem en van het scheidingspercentage bij nascheiding.

In deze paragraaf wordt grafisch weergegeven welke routes worden onderscheiden bij de scenario's. Het is bedoeld om de lezer meer inzicht te verschaffen in de verdeling van kunststof over de verschillende routes en in de verschillen tussen de scenario's.

In de figuren wordt weergegeven via welke route(s) de 1.000 kg kunststof (1<sup>e</sup> rij) wordt verwijderd (4<sup>e</sup> rij). Bijvoorbeeld in het geval van het nulscenario verdwijnt de gehele 1.000 kg, samengesteld uit de verschillende kunststoffen (3<sup>e</sup> rij), in de AEC.



## Nulscenario

Figuur 2 Verwerkingsroutes, nulscenario

1.000 kg kunststof verpakkingsafval uit huishoudens					
% Rest (grijze bak)					
PET	PP	LDPE	HDPE	PS	Overig
AEC					

Het nulscenario is een fictief scenario waarbij er geen scheiding van kunststof is, noch via bron- en nascheiding. Ook is er geen statiegeldsysteem voor PET-flessen. Al de kunststof verpakkingen van huishoudens die op de markt worden gebracht worden in de AEC verbrand.

## Scenario bronscheiding

Figuur 3 Verwerkingsroutes, bronscheidingsscenario

1.000 kg kunststof verpakkingsafval uit huishoudens													
% Rest (grijze bak)						% Opgehaald via bronscheiding				% Opgehaald via statiegeld			
PET	PP	LDPE	HDPE	PS	Overig	Overig	PS	PET	PP	HDPE	LDPE	PET	PP
AEC						Kunststof uit bronscheiding				Kunststof uit statiegeld			

Scenario 1 gaat uit van bronscheiding, toegepast in heel Nederland, dus ook in de gemeenten die nu nascheiding toepassen. Het zelf actief scheiden van kunststof verpakkingsafval wordt door een deel van de burgers opgepakt. De inzamelrespons van de burgers levert de component 'kunststof uit bronscheiding'. De inzamelrespons van de burgers op het statiegeldsysteem levert de component 'kunststof uit statiegeld'. De rest van het materiaal, dat niet door de burger wordt gescheiden, wordt verbrand. Een klein deel van het PS dat via bronscheiding wordt ingezameld, eindigt uiteindelijk in een mixed kunststoffractie.

Bij bronscheiding worden ook kunststoffen gescheiden die geen verpakkingsmateriaal zijn. Daarnaast worden niet kunststof verpakkingen ingezameld. Deze stromen worden in deze studie expliciet niet beschouwd.

## Scenario nascheiding

Figuur 4 Verwerkingsroutes, nascheidingsscenario

1.000 kg kunststof verpakkingsafval uit huishoudens																	
% Rest (grijze bak) door nascheidingsstelsel										% Opgehaald via statiegeld							
PET	PP	LDPE	HDPE	PS	Overig	Overig	PS	PET	PP	HDPE	LDPE	PET	PP				
AEC										Kunststof uit nascheiding				Kunststof uit statiegeld			

Het aandeel 'kunststof uit nascheiding' is de hoeveelheid kunststof verpakkingsafval die na nascheiding beschikbaar is voor verdere verwerking. De rest van het materiaal wordt verbrand. De scheidingscapaciteit van de machines bepaalt de hoeveelheid materiaal die uit nascheiding beschikbaar wordt. Dit is in feite analoog aan de inzamelrespons bij bronscheiding, maar dan bewerkstelligd door machines, in plaats van mensen.

Bij nascheiding worden ook kunststoffen gescheiden die geen verpakkingsmateriaal zijn. Dit materiaal wordt in deze studie expliciet niet beschouwd. Bij bronscheiding wordt nu ook geen niet-verpakkingsmateriaal gescheiden; voor een eerlijke vergelijking kijken we alleen naar kunststof verpakkingen uit huishoudens.

### Combinatiescenario

Figuur 5 Verwerkingsroutes, combinatiescenario

1.000 kg kunststof verpakkingsafval uit huishoudens																					
% Rest (grijze bak)						% Opgehaald via bronscheiding						% Opgehaald via nascheiding						% Opgehaald via statiegeld			
PET	PP	LDPE	HDPE	PS	Overig	Overig	PS	PET	PP	HDPE	LDPE	Overig	PS	PET	PP	HDPE	LDPE	PET	PP		
AEC						Kunststof uit nascheiding						AEC						Kunststof uit bronscheiding		Kunststof uit statiegeld	

Het laatste scenario bestaat uit een systeem waarbij er zowel bronscheiding van kunststof verpakkingsafval plaatsvindt bij de consument als ook nascheiding van kunststof verpakkingsafval uit de fractie die via het restafval wordt ingezameld. Dit gebeurt naast het bestaande statiegeldsysteem voor PET-flessen. De hoeveelheid materiaal dat na aftrek van het ingezamelde materiaal via bronscheiding en statiegeld overblijft, wordt nagescheiden. Een deel hiervan valt alsnog uit en wordt verbrand.

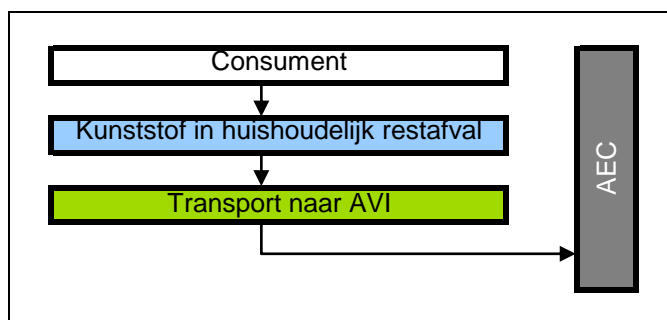
### 3.3 Overzicht ketenstappen per verwerkingsroute

In deze paragraaf worden de vier verwerkingsroutes voor kunststof verpakkingsafval (direct naar AEC, statiegeld, bronscheiding en nascheiding) nader bekeken. Er wordt een overzicht gegeven van de ketenstappen per verwerkingsroute.

#### Materiaal direct naar de AEC

Figuur 6 toont de stappen in de keten van directe verwijdering van kunststof in huishoudelijk restafval naar de AEC. Het kunststof wordt met al het overige restafval (grijze bak) door de afvalinzamelingsdiensten aan huis opgehaald en direct naar de AEC vervoerd.

Figuur 6 Schema verwijdering huishoudelijk restafval

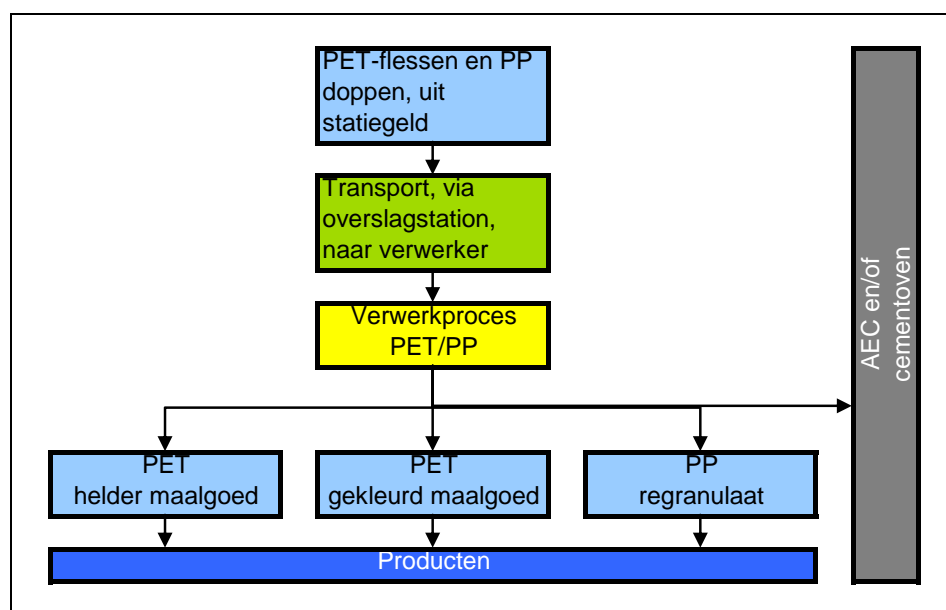


## Statiegeld

Op PET-flessen van 1 liter en groter wordt statiegeld geheven; via een brengsysteem worden de flessen na gebruik ingezameld via (voornamelijk) supermarkten. Deze stroom wordt gekenmerkt door een hoge mate van homogeniteit en reinheid en wordt via distributiecentra, via een telcentrum en via beperkte sortering gebaald naar PET-verwerkers vervoerd voor verdere verwerking. Sinds een aantal jaar worden de flessen niet meer hervuld maar direct verwerkt tot maalgoed dat weer kan worden ingezet in nieuwe flessen. De verwerking is vooral gericht op het afscheiden van het PP van de doppen en sluitringen, het afweken van de wikkels, reinigen, het vermalen tot maalgoed en het scheiden op kleur.

Figuur 7 toont schematisch de stappen in de verwerkingsroute statiegeld.

Figuur 7 Schema recycling via statiegeld



Definities van maalgoed en regranulaat worden besproken in Paragraaf 3.4.4.

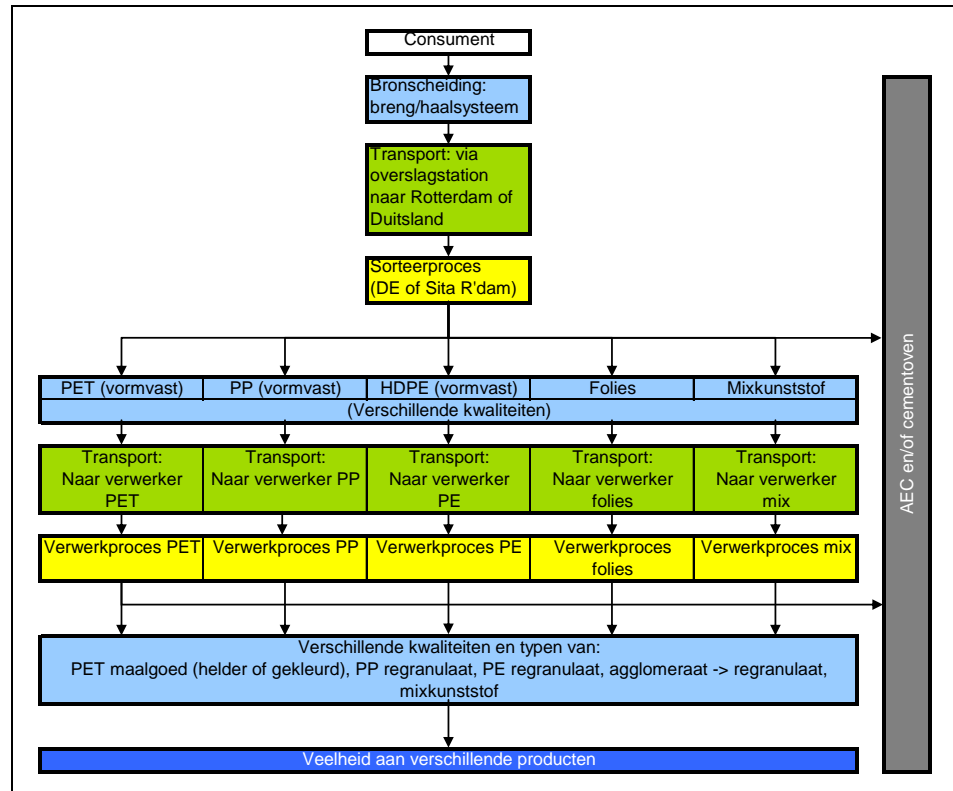
## Bronscheiding

Bronscheiding van kunststof verpakkingsafval wordt hoofdzakelijk georganiseerd via het Plastic Heroes-systeem, dat is opgezet door Nedvang. Nedvang zorgt ook voor verdere sortering en vermarkting voor recycling. De inzameling bij burgers wordt georganiseerd door de gemeenten zelf. Er worden twee varianten onderscheiden: het haal- en het brengsysteem. Het verschil tussen het haal- en brengsysteem uit zich in verschil in transport tot aan inzameling en extra benodigde middelen, zoals kunststof zakken voor inzameling.

De hoeveelheid materiaal die via de inzamelrespons van burgers wordt ingezameld volgt de verwerkingsroute zoals in Figuur 8 schematisch wordt weergegeven.



Figuur 8 Schema recycling via bronscheiding



Via het bronscheidingsstelsel wordt het kunststof verpakkingsafval gescheiden. Het sorteersysteem dat daarna volgt is gericht op het afscheiden van PP, HDPE, LDPE en PET. Het brongescheiden kunststof verpakkingsmateriaal wordt door Nedvang direct, of via overslagstations, naar sorteerdere vervoerd.

Het ingezamelde materiaal wordt door sorteerdere gesorteerd in vijf materiaalfracties. Per fractie zijn minimum kwaliteitseisen van toepassing; voor PET worden meerdere kwaliteitsniveaus onderscheiden.

PS en PVC, ook kunststoffen die als verpakking voorkomen, worden op dit moment niet gesorteerd. Zij vallen uit en worden naar de AEC vervoerd en verbrand. Dit is te zien in de figuur: bij elke processtap (in geel) valt materiaal uit, dat hetzij in de AEC wordt verbrand met energie- en warmtewinning of in de cementoven wordt ingezet ter vervanging van kolen.

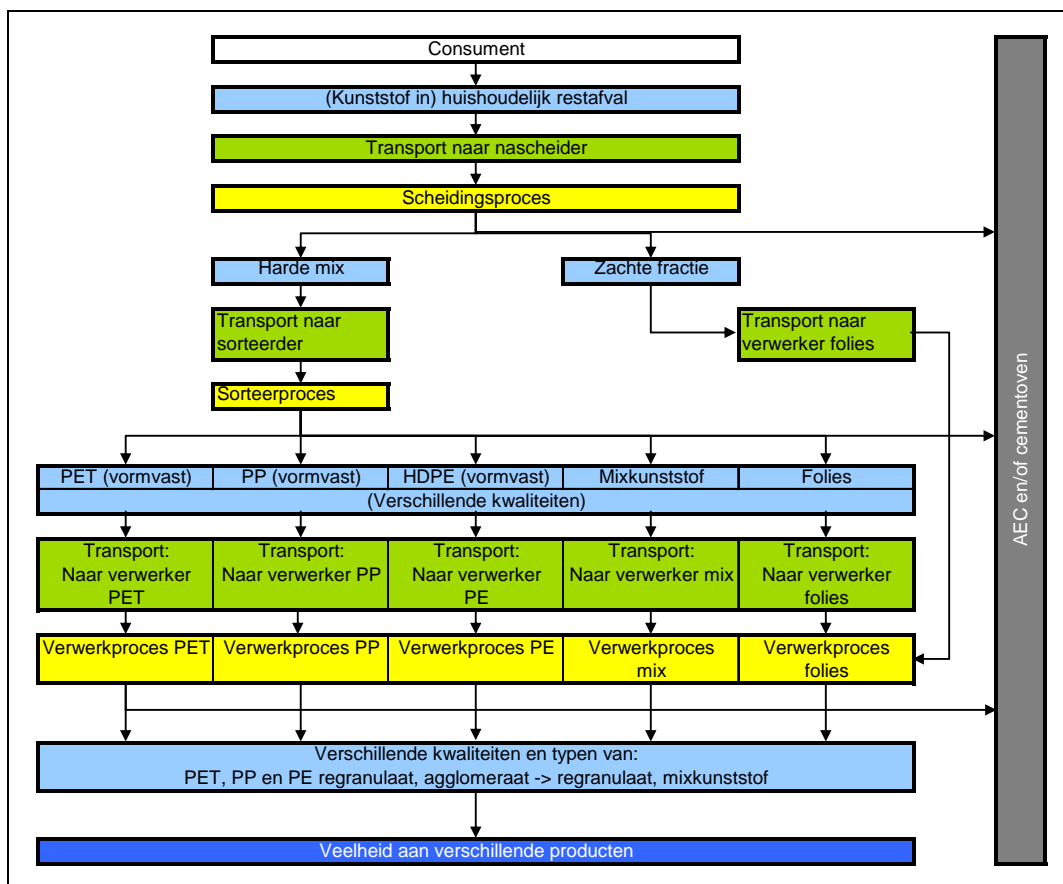
Na deze stap zijn er verschillende typen gesorteerd materiaal, met verschillende kwaliteitsniveaus. Deze gesorteerde stromen worden verder verwerkt tot recyclaat, waarbij ook verschillende typen worden onderscheiden. Het recyclaat wordt ingezet in nieuwe producten, al dan niet gemengd met virgin kunststof.

### Nascheiding

De huidige installaties voor nascheiding van kunststof uit huishoudelijk afval zijn in handen van de bedrijven Attero en Omrin. Op drie locaties vindt nascheiding plaats: Groningen, Oudehaske en Wijster.

De nascheidingsprocessen zijn gericht op het scheiden van folies en een fractie van vormvaste kunststoffen (mix) uit het huishoudelijk afval. Hiertoe wordt gebruik gemaakt van scheidingstechnieken als foliescheiders, windzifters en infraroodscheiders.

Figuur 9 Schema recycling via nascheiding



De harde mix wordt gebundeld, opgeslagen en naar sorteerders vervoerd. Bij sorteerders wordt het gesorteerd in dezelfde kunststofstromen als bij bronscheiding. Materiaal uit nascheiding en bronscheiding wordt apart bij de sorteerder gesorteerd. Ook wordt het materiaal niet noodzakelijkerwijs door dezelfde sorteerders als bronscheidingsmateriaal gescheiden: Attero en Omrin zetten hun materiaal deels bij andere bedrijven af. De zachte fractie, voornamelijk bestaand uit folies, wordt direct bij bedrijven afgezet die het materiaal verwerken. De afscheiding van de zachte fractie varieert sterk bij de bekeken installaties.

Net als bij bronscheiding wordt de harde mix gesorteerd naar type kunststof. Vervolgens volgt de keten dezelfde stappen als de keten van bronscheiding alleen met andere uitvalpercentages bij sortering en verwerking.

Een deel van het materiaal dat nagescheiden wordt wordt geadmireerd en geverifieerd op dezelfde manier als het bronscheidingsmateriaal door Nedvang en de Duitse onderneming DKR. Een deel valt echter (nog) niet onder dit systeem.

### 3.4 Omschrijving stappen van de verwerkingsmethoden van kunststof

De scenario's die worden geanalyseerd in deze studie, omvatten steeds ten minste een combinatie van de verschillende verwerkingsroutes, waarvan in de vorige paragraaf de overzichten zijn gegeven. Het nulscenario is de uitzondering, die omvat alleen de route direct naar de AEC (Paragraaf 3.2.1).

Deze paragraaf biedt meer achtergronden over de ketenstappen binnen de verwerkingsroutes, ter achtergrond van de data-inventarisatie. Allereerst wordt stilgestaan bij het nascheidingsproces, vervolgens wordt de sortering van bron- en nagescheiden kunststof behandeld. Daarna de verwerking tot recycleert en tenslotte de verschillende typen recycleert en mogelijke toepassingen ervan.

#### 3.4.1 Nascheiding

Bij nascheiding wordt kunststof verpakkingsafval uit het huishoudelijk restafval afgescheiden. Via trommelzeven, filmgrabbers, windzifters en infrarood-detectie worden twee fracties afgescheiden: de harde mixfractie en de zachte kunststoffractie (folies). De harde mix bestaat onder meer uit vormvaste producten van PP, PE en PET. De fracties worden grotendeels gebaald<sup>3</sup> en de harde fractie wordt naar sorteerdere vervoerd, waar deze wordt verder wordt gescheiden. De zachte fractie wordt direct naar een verwerker vervoerd, waar het tot agglomeraat wordt verwerkt.

#### 3.4.2 Sortering

Het kunststofmateriaal dat wordt ingezameld uit bronnscheiding en de kunststoffracties die door nascheiding zijn verkregen uit het restafval, worden naar sorteerdere vervoerd, alwaar het tot verder te verwerken fracties wordt gesorteerd. Uitzondering is de zachte fractie van nascheidere, die direct naar verwerkere gaat.

Na verwijdering van ferro- en non-ferrometaal (d.m.v. magnetisme en Eddy-currents) worden kunststofstromen afgescheiden door middel van infrarood en luchtzifters. Voor het materiaal uit Nederland worden vijf nuttige materiaalfracties onderscheiden (VROM-inspectie, 2011, SITA):

- PP: vormstabiele artikelen uit PP;
- PE: vormstabiele artikelen uit PE;
- PET: vormstabiele artikelen uit PET;
- folies: PE-folies groter dan A4, zoals draagtassen en krimpfolie;
- mixed kunststof: PP-, PE-, PET- en PS-artikelen.

---

<sup>3</sup> Bij Omrin in Oudehaske worden de afgescheiden kunststoffen niet gebaald maar los afgevoerd naar een sorteerder.



Figuur 10 Balen folies, na sortering



Bron: DKR.

De Duitse onderneming DKR heeft kwaliteitseisen opgesteld voor elk van deze stromen die in de praktijk vaak worden toegepast (DKR, 2009). De documenten bevatten onder andere criteria voor de maximaal toegestane hoeveelheid stoorstoffen en vervuilingsgraad. Hierdoor komen alleen partijen met zeer hoog gehalte aan kunststoffen op de markt en wordt de uitval van kunststoffen in de sortering van stoorstoffen beperkt. In Hoofdstuk 4 wordt ingegaan op de uitval van kunststoffen bij sortering tot DKR-stromen en verwerking van de DKR-stromen.

Nedvang sluit zich bij de DKR-criteria aan. Het materiaal wordt na sortering vermarkt: Nedvang, DKR of een andere biedende partij wordt eigenaar van het gesorteerde materiaal en verkoopt het aan verwerkers. De sorteerrest die over blijft, waaronder kleine kunststofproducten en onderdelen (zoals doppen) en niet detecteerbaar materiaal wordt verbrand in een AEC. Zwart kunststof, bijvoorbeeld, valt uit omdat dit niet door de infraroodscheiders (NIR) wordt gedetecteerd.

Het proces van SITA Rotterdam is toegespitst op de samenstelling van Nederlandse afval, dat een afwijkende samenstelling heeft ten opzichte van het kunststof dat via het Duitse inzamelsysteem vrijkomt.

De snelheid van sortering (bandsnelheid) bepaalt voor een deel de uiteindelijke kwaliteit van de gesorteerde stromen. De belangrijkste eis is dat deze stromen voldoen aan de kwaliteitseisen die het Duitse DKR stelt voor het vermarkten van het gesorteerde materiaal, voor verdere verwerking. Daartoe wordt, na mechanische sortering, elke fractie handmatig gecontroleerd op achtergebleven stoorstoffen.

### 3.4.3 Verwerking tot recyclaat

De gesorteerde kunststoffracties worden aan verwerkers van die specifieke fractie verkocht. PET-flessen uit statiegeld worden via het distributiecentrum, telcentrum, sortering en baalinstallaties naar PET-verwerkers getransporteerd. Bij verwerkers worden de volgende technieken toegepast om tot recyclaat te komen:

- vermaling van het materiaal;
- verdere scheiding door middel van zeef, windzift en infraroodstappen;
- natte reiniging;

- extrusie (smelten van materiaal), waarbij toevoeging van additieven, filtering en ontgassing mogelijkheden zijn;
- voor PET: kleursortering door middel van laser- en NIR-scheiding.

Het scheiden richt zich op afscheiden van verschillende materiaaltypen en verontreinigingen (voor flessen wordt bijvoorbeeld het PP, afkomstig van de dop, van het PET gescheiden). Er zijn vele partijen, van welke de meesten zich gespecialiseerd hebben in het verwerken van een specifieke materiaalstroom; een aantal bedrijven verwerkt meerdere typen stromen en enkelen produceren ook nieuwe kunststofeindproducten.

De verwerkers stellen eisen aan het geleverde kunststof, en indien het niet aan de eisen voldoet wordt het materiaal teruggestuurd naar de sorteerder. Een deel van het materiaal dat wordt verwerkt wordt alsnog afgekeurd en afgevoerd naar de cementoven (in Duitsland).

Het eindresultaat is afhankelijk van de kwaliteit van de gesorteerde input, welke per kunststoffractie verschilt. Zodoende zijn er grote verschillen in kwaliteit en mogelijk gebruik van het eindresultaat (recyclaat) van verwerking. Kwaliteit en type recyclaat bepalen welke producten eruit gemaakt kunnen worden. Deze markt is echter niet statisch. Als recyclaat van beperkte kwaliteit niet afgezet kan worden tegen een redelijke prijs wordt er door verwerkers geïnvesteerd in verdere zuivering. Elke extra processtap geeft echter kosten en energieverbruik. Voor alle materialen geldt daarom dat in een volwassen recyclingmarkt er verschillende kwaliteiten worden geproduceerd voor verschillende toepassingen.

#### 3.4.4 Terminologie

In navolging van het VROM-inspectierapport (2010) worden de volgende termen van gerecycled kunststof gehanteerd:

##### **Recyclaat**

Recyclaat is een verzamelnaam voor materiaal dat geschikt is voor hernieuwde inzet in producten. Onder recyclaat valt maalgoed en regranulaat. Daarnaast onderscheid men agglomeraat, dat opgewerkt kan worden tot regranulaat.

##### **Maalgoed of flakes**

Maalgoed zijn nat gereinigde en vormalen schilfers uit basismateriaal van hoge kwaliteit; dit materiaal hoeft niet verder te worden gereinigd. Een voorbeeld is vormalen PET uit flessen.

##### **Regranulaat**

Regranulaat zijn kunststofkorrels uit een monostroom, meestal PE, PP of folie. Om tot regranulaat te komen wordt de stroom gesmolten in een extruder, door middel van vacuümontgassing gezuiverd (smeltzuivering) en door een zeef geperst. De fijnheid van de zeef bepaalt de grootte van de verontreinigingen en daarmee de kwaliteit van het recyclaat. Het resultaat is een grijskleurig regranulaat. Kleurstoffen en additieven kunnen worden toegevoegd in het proces om kleurnuances aan te brengen (VROM). Door variaties in het proces en de mate van zuivering bestaat er regranulaat van verschillende kwaliteit. Het is technisch mogelijk om een hoge zuiverheid te behalen, maar dit is een kostbaar proces, zeker als het inputmateriaal van slechte kwaliteit is.



## Agglomeraat

Agglomeraat is verdicht foliemateriaal dat geen smeltzuivering heeft ondergaan. Het wordt meestal voor dikwandige producten gebruikt. Ook is het mogelijk het agglomeraat op te werken, door middel van smeltzuivering.

Figuur 11 Afbeeldingen van diverse typen recyclaat



Maalgoed (flakes)

Regranulaat, hoge kwaliteit, gekleurd

PP granulaat, donker

Agglomeraat

### 3.4.5 Inzet van recyclaat in producten

Nadat de diverse gesorteerde stromen verwerkt zijn worden ze ingezet in nieuwe producten. Hierbij is uitgegaan van een op een vervanging van primair materiaal door secundair materiaal. Per type kunststofstroom wordt achtergrondinformatie gegeven en worden mogelijke toepassingen besproken.

#### Vervangingsratio

In eerdere onderzoeken is vaak verondersteld dat secundair kunststof primair kunststof niet een-op-een kan vervangen, omdat de functionaliteit minder zou zijn en door verontreinigingen er uitval ontstaat. In deze studie is de uitval per stap in de keten in kaart gebracht plus de energie benodigd voor verwerking en in rekening gebracht zodat deze niet meer in een vervangingsratio hoeft te worden verwerkt. Met betrekking tot functionaliteit blijkt dat in de praktijk, op basis van interviews, het secundair materiaal door verwerkers een-op-een wordt uitgeruild. Dit houdt niet per se in dat het secundaire materiaal gelijkwaardig is aan primair materiaal, maar in de betreffende toepassing wel een gelijkwaardige functie vervullen en daarmee een-op-een primair materiaal uitsparen. Zo maakt in de toepassing van bijvoorbeeld PET schuim voor het binnenwerk van molenwieken het niet uit of dit bontgekleurd gerecycled PET betreft of helder primair PET. Uit de interviews blijkt er een voldoende grote markt te zijn voor toepassingen waarvoor dit geldt. Verder blijkt dat er ook toepassingen zijn waarbij niet primaire kunststof, maar andere materialen zoals beton en hout wordt vervangen met secundaire kunststoffen. Hier speelt de vervangingsratio alleen in zoverre dat in de praktijk andere hoeveelheden qua volume of qua dichtheid worden gebruikt om dezelfde functie te vervullen. De substitutiemarkt blijft dus niet beperkt tot die van primair kunststof.



### PET via het statiegeldsysteem

Het PET wordt vermalen en gereinigd. De flakes zijn dusdanig schoon dat geen smeltzuivering nodig is. De geïnterviewde verwerkers gaven aan dat het huidige statiegeld-PET onder de schoonste van Europa valt. Al het PET wordt gebruikt, er is geen uitval van kunststof. Door het produceren van flakes en recyclaat uit PET wordt de productie van virgin PET uitgespaard. De PP-doppen worden vermarkt en ingezet in mixed kunststof, waarmee ze dezelfde materialen uitsparen zoals aangenomen voor mixed kunststof (zie onder 'mixed kunststoffen').

Figuur 12 Product uit gerecycled PET via het statiegeldsysteem



Bron: [www.pet-info.ch](http://www.pet-info.ch).

### PET uit bron- en nascheiding

PET uit bron- en nascheiding vindt meerdere toepassingen.

Het materiaal uit bronscheiding wordt vermalen en gereinigd. Volgens een verwerker is er geen marktconforme spreiding in toepassing, maar is de inzet van PET uit bronscheiding grofweg als volgt (interviews):

- 1/3 van het materiaal wordt ingezet in nieuwe flessen. Het wordt hierbij bijgemengd bij PET uit statiegeld (tot max. 30%, interviews);
- 1/3 van het materiaal wordt ingezet in niet-transparante toepassingen, zoals sheet, folie en bakjes voor voedsel (aardbeienbakjes, kaasbakjes);
- 1/3 van het materiaal wordt ingezet in vezeltoepassing (zoals luiers, operatieschorten, vullingen voor jassen en voor bankstellen).

In alle gevallen wordt direct PET/polyester uitgespaard.

Flakes uit bronscheiding-PET worden bijgemengd met statiegeld-PET. Voor de overige toepassingen wordt het PET tot regranulaat verwerkt.

Regranulaat is geëxtrudeerd en gesmeltzuiverd materiaal. Door middel van smeltzuivering kunnen verontreinigingen uit het kunststof worden gehaald (zie ook PP/PE). Hierbij vindt ook ontgassing plaats, waardoor ook geurresten uit het kunststof verdwijnen. Smeltzuivering gebeurt op een dermate hoge temperatuur dat het materiaal na behandeling 'food-approved' is. Afhankelijk van de vervuiling zijn meerdere smeltzuiveringstappen nodig.

De geïnterviewde verwerkers verwerken geen PET uit nascheiding. Het is aangenomen dat al het PET uit nascheiding tot regranulaat wordt verwerkt en wordt ingezet in niet-transparante producten voor de niet-voedseltoepassingen (strappings, sheet).

Figuur 13 Producten uit gerecycled PET



Bron: pointplastic.it



Bron: Moonen packaging



Bron: textielborduren.nl

Het PET dat niet tot vezel of met het statiegeld-PET wordt verwerkt (dus tot niet-transparante producten), volgt de verwerkingsstappen zoals omschreven bij PP en HDPE (zie onder).

### PP en HDPE

De verwerking van de vormvasten geschiedt via de volgende stappen:

1. Shredde tot flakes.
2. Scheiding naar polymeertype.
3. Droog reinigen: hierbij wordt vocht, papier en vervuiling van het materiaal afgeslagen. Het grootste deel van de vervuiling raakt er zo af en wordt naar AEC vervoerd.
4. Vermalen tot stukjes kleiner dan 1 cm.
5. Natwassen: het maalgoed wordt gewassen om de laatste vervuiling eruit te halen.
6. Smeltzuiveren: het maalgoed wordt gesmolten, waarbij het wordt ontgast en geëxtrudeerd. Dit proces wordt herhaald al naar gelang de vervuilingsgraad van het maalgoed.

Er is verschil tussen het materiaal wat de verschillende sorteercentra aanleveren. Ook al voldoen het bron- en nascheidingsmateriaal beiden aan de productspecificatie van DKR, er is verschil tussen en ook verschil met industrieel afval, in geur en vervuilingsgraad. Omdat wassen en smelten met ontgassing wordt toegepast, is daar na behandeling niets meer van te merken.

Van het materiaal worden allerhande producten gemaakt. Gekleurd regranulaat kan op dezelfde manier worden ingezet als virgin kunststof, geschikt voor spuitgieten van producten. Het wordt ook wel bijgemengd met virgin kunststof om producten met een bepaald percentage recycalaat te maken. Donker granulaat van niet-spuitsgietkwaliteit wordt veelal ingezet in voor bijvoorbeeld emmers en auto-onderdelen.

PP en PE uit nascheiding wordt eerst tot agglomeraat verdicht en vervolgens opgewerkt. Van dit materiaal worden producten zoals emmers, kratten, kabelomhulling en bermmatten gemaakt.

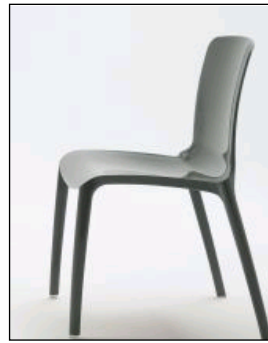
In alle gevallen wordt direct primair kunststof uitgespaard. Er is aangenomen dat PP virgin PP uitspaart en PE zo ook virgin PE.



Figuur 14 Producten uit gerecycled PP en HDPE



Bron: DKR.



Bron: casprini.it.



Bron: centriforce.com.

### Mixed kunststof

De stromen mixed kunststof worden voornamelijk ingezet in constructie-elementen zoals balken voor aanlegsteigers, bermpaaltjes, voeten voor verkeerselementen, et cetera. Door deze inzet wordt een veelheid van producten uitgespaard; voornaamste materialen die worden uitgespaard zijn beton, (tropisch) hardhout en kunststof. In deze studie is als basisverdeling uitgegaan van een gelijke verdeling naar beton, hout en virgin kunststof. Elke kilo mixed kunststof spaart 1/3 kilo van elk materiaal uit (in de gevoeligheidsanalyse zijn ook variaties op deze verdeling doorgerekend). Als gemiddeld kunststof wordt uitgegaan van PP. Voor hout is azobéhout geselecteerd: dit tropisch hardhout wordt veelvuldig ingezet in producten die buiten worden gebruikt, zoals steigerplanken, banken, bermpaaltjes en beschoeiing: toepassingen waar ook mixed kunststoffen worden ingezet.

Figuur 15 Producten uit mixed kunststof



Bronnen: schrikhekken.nl, Lankhorst Recycling, DKR.

Figuur 16 Zelfde product, in ander materiaal uitgevoerd (links hardhout, midden hardhout nagemaakt met recycalaat en rechts betonnen paaltje nagemaakt uit recycalaat)



Bron: VelopA.

Bij de vervanging van een ander materiaal door mixed kunststof is uitgegaan van het vervangen van eenzelfde volume aan materiaal, dus niet op basis van gewicht, zoals Figuur 16 toont. Ook in betonnen uitvoering blijft het volume van soortgelijke producten vergelijkbaar<sup>4</sup>.

Het bedrijf Plastinum verwerkt mixed kunststof tot recyclaat van een nieuw polymeer. Het recyclaat kan worden geëxtrudeerd en gespuitsgiet, waardoor er gelijke producten van kunnen worden gemaakt als bij gebruik van monostroom kunststofrecyclaat. Bij zulk gebruik wordt primair kunststof uitgespaard. Het is niet mogelijk gebleken gegevens over het Plastinum-proces te gebruiken in deze studie. Daarom is deze route niet meegenomen in het onderzoek. Aangezien er plannen zijn een grote hoeveelheid van het mixed kunststof via Plastinum te verwerken is dit, als mogelijk, een waardevolle aanvulling op het onderzoek.

### Folies

De foliefracties worden vermalen en tot agglomeraat verdicht en ingezet in nieuwe producten, ofwel op te werken tot regranulaat middels smeltzuivering op te werken (VROM, DKR). DKR presenteert een aantal mogelijke toepassingen van de foliefractie. De zachte fractie (de foliefractie) afkomstig van nascheiding wordt ook tot agglomeraat verdicht en vermaakt tot planken en andere constructie-elementen.

Figuur 17 Producten uit folies



Bronnen: DKR en Govaerts (onderste afbeelding).

Net als mixed kunststof wordt de foliefractie en zachte kunststoffractie ingezet in producten waarmee zowel kunststof, hout en beton uit kunnen worden gespaard. Ook hier is gekozen voor een gelijke verdeling.

<sup>4</sup> De linker twee producten zijn in exact dezelfde bematting te verkrijgen, inclusief constructie ondergronds. De betonnen paal heeft een ietwat andere constructie, ook ondergronds, maar het volume van de palen is vrijwel gelijk.

### 3.4.6 Storten van kunststof en aanhangend vuil

Het storten van kunststof gebeurt in Nederland niet omdat er een stortverbod voor brandbaar afval is. Om een compleet beeld te geven is storten van de uitval van kunststof sortering en verwerking wel onderdeel van deze studie.

Bij storten ontstaat stortgas door afbraak van organische resten in het kunststof afval. Onder aanhangend vuil wordt het restmateriaal (papier, vet, vocht, etc.) verstaan, dat aan het kunststof kleeft.

In de hoofdsenario's is het aanhangend vuil buiten beschouwing gelaten, omdat de verwerking van het aanhangend vuil in het nulscenario en scenario's 1 t/m 3 op gelijke wijze geschiedt (het wordt verbrand, samen met het uitgevallen kunststof). Bij vergelijking ten opzichte van het nulscenario is er geen verschil in verwerking.

Bij storten is er echter wel een verschil in verwerking en daarom is in de stortvariant het aanhangend vuil wel beschouwd.

Op de stortlocaties in Nederland wordt het gas opgevangen en vervolgens met leidingen naar de gasonttrekkingsinstallatie vervoerd. Daar wordt het stortgas grotendeels omgezet in elektriciteit en warmte hetgeen op de locatie wordt gebruikt dan wel omgezet in groen gas (gereinigd stortgas met een vergelijkbaar niveau als aardgas). Het restant wordt afgefakkeld.

De stortvariant is opgebouwd met behulp van emissiefactoren die van toepassing zijn op het huidige storten. Zie verder Paragraaf 4.10 voor de uitgangspunten.





# 4 Inventarisatie

## 4.1 Inleiding

In de inventarisatie worden alle gegevens bij elkaar gebracht die nodig zijn voor de milieubeoordeling van de verwerkingsystemen van kunststof verpakkingsafval. Dit hoofdstuk bevat de achtergronddata die wordt gebruikt in de modellering van de scenario's.

Paragraaf 4.2 bevat informatie over hoe de samenstelling van de functionele eenheid is bepaald.

In de Paragrafen 4.3, 4.4 en 4.5 zijn de berekeningen van de massabalansen van de scenario's voor statiegeld, bron- en nascheiding opgenomen.

In de Paragrafen 4.6 tot en met 4.9 worden de inventarisatiegegevens voor verbrandingsprocessen, verwerkingsprocessen, uitgespaarde materialen en transport besproken.

In Paragraaf 4.10 de uitgangspunten voor het storten van het uitgevallen kunststof en de bijbehorende aanhangend vuil besproken.

Tenslotte zijn paragrafen toegevoegd die de kwaliteit van gebruikte data beschrijven (zie Paragraaf 4.11) en de omgang in deze studie met de materiaalkwaliteit bespreken (zie Paragraaf 4.12).

## 4.2 Berekening samenstelling 1.000 kg kunststof verpakkingsafval

De scenario's omvatten verschillende verwerkingsroutes voor kunststof verpakkingsafval, met uitzondering van het nulscenario, dat enkel de route directe verbranding in de AEC omvat. Om de scenario's goed te kunnen modelleren is het van belang om te weten wat de totale hoeveelheid van elk type verpakkingskunststof op de Nederlandse markt is en wat dus de samenstelling is van de 1.000 kg kunststofafval in de functionele eenheid. Vervolgens kan elk scenario worden toegepast op deze totale hoeveelheid.

De functionele eenheid is via de volgende stappen vastgesteld:

1. Bepaling hoeveelheid (bruto) kunststof verpakkingsafval gemiddeld over de periode 2008-2010 in Nederland in:
  - a Huishoudelijk afval.
  - b Brongescheiden kunststoffen.
  - c Statiegeld.
2. Bepaling aandeel niet-kunststof in bovenstaande fracties.
3. Bepaling samenstelling van bovenstaande fractie onderverdeeld naar aandeel PET, HDPE, PP, LDPE en overig.
4. Aggregeren resultaten uit 1-3 tot de samenstelling van 1.000 kg kunststof uit huishoudens.



1. *Bepaling hoeveelheid kunststof gemiddeld over periode 2008-2010*
  - a De hoeveelheid kunststof in het huishoudelijk restafval is bepaald op basis van de jaarlijkse rapportages van Uitvoering Afvalbeheer over sorteersanalyses van het Nederlandse huishoudelijk afval (Agentschap NL, 2011; Agentschap NL, 2010a en SenterNovem, 2009). In deze periode was het gemiddelde aandeel van de fractie kunststof verpakkingsafval in het huishoudelijke restafval 13,4%, wat neerkomt op een hoeveelheid van 517 kton.
  - b De hoeveelheid brongescheiden kunststof over de jaren 2008-2010 is bepaald aan de hand van data over bronscheiding van het CBS (2011). Gemiddeld over deze jaren is 39 kton kunststof ingezameld.
  - c De hoeveelheid statiegeld wordt geschat op 28,5 kton inclusief dopjes, exclusief etiketten en overige niet-kunststof verontreinigingen (Canadean, 2011).

2. *Bepaling aandeel niet-kunststof in bovenstaande fracties*

De hoeveelheden kunststof zoals hierboven weergegeven zijn op basis van het gewicht van het kunststof in sorteerfracties van het huishoudelijk afval en op basis van de ingezamelde hoeveelheden brongescheiden kunststof. Deze hoeveelheden bevatten nog een hoeveelheid niet-kunststof, zoals vocht, papier, organisch afval en inert materiaal. Bij de statiegeldflessen is de hoeveelheid van 28,5 kton berekend op basis van het aantal flessen en het gewicht per fles en daarom betreft dit alleen het kunststof en geen aanhangend vuil.

De hoeveelheid niet-kunststof in de gesorteerde kunststoffractie van het huishoudelijk afval is op basis van expert judgement geschat op 40%<sup>5</sup>. De hoeveelheid niet-kunststof in het brongescheiden materiaal wordt met behulp van resultaten uit deze studie over uitval bij sortering en verwerking berekend op 33%.<sup>6 7</sup>

Tabel 3 geeft een overzicht hoe de netto hoeveelheid kunststof van gemiddeld 364,5 kton is opgebouwd.

---

<sup>5</sup> Op basis van praktijkinschattingen van scheiders en sorteerdere uit de bron- en nascheidingsketen in de begeleidingscommissie en op basis van SenterNovem (2008).

<sup>6</sup> De uitvalpercentages zijn verkregen van sorteerdere en verwerkers op basis van interviews.

<sup>7</sup> De niet-kunststof aandelen van 40% en 33% lijken aan de hoge kant. Hierbij moet echter bedacht worden dat qua volume het aandeel van niet-kunststof veel kleiner is. De niet-kunststoffracties, zoals vocht, papier en organisch materiaal hebben namelijk een hogere dichtheid dan het kunststof. Ter illustratie: een 500 ml flesje weegt gemiddeld 25 gram. Wanneer hier 5 ml (1%) vocht in achterblijft, maakt het vocht al 17% uit van het totaal gewicht.



Tabel 3 Hoeveelheid kunststofafval gemiddeld over de periode 2008-2010 in Nederland

	Hoeveelheid ingezameld (kton)	Aandeel niet- kunststof	Netto hoeveelheid kunststof (kton)
Kunststof in huishoudelijk restafval	517	40%	310
Brongescheiden kunststof	39	33%	26
Kunststof uit statiegeld	28,5	0% <sup>8</sup>	28,5
Totaal			364,5

3. *Bepaling samenstelling van bovenstaande fractie onderverdeeld naar aandeel PET, HDPE, PP, LDPE en overig*

Onderzoek naar de verschillende soorten kunststof in het huishoudelijk afval wordt niet standaard uitgevoerd. In 2011 is echter een uitgebreide analyse gemaakt van de samenstelling van het kunststof verpakkingsafval in het Rotterdams huishoudelijk restafval (WUR, 2011). Rotterdam is qua afvalsamenstelling niet per se representatief voor Nederland, maar we gaan er voor deze analyse vanuit dat de verhouding van de verschillende kunststofsoorten in de kunststoffractie wel representatief is voor Nederland. Omdat in Rotterdam kunststofafval niet via bronscheiding wordt ingezameld is de samenstelling van dit afval representatief voor de som van het Nederlands kunststof verpakkingsafval uit bronscheiding en kunststof verpakkingsafval uit huishoudelijk restafval.

De samenstelling die in WUR (2011) wordt gegeven is in termen van soorten verpakkingen, per kunststofsoort. In de meeste gevallen is het duidelijk om welk type kunststof het gaat. Wanneer dit niet het geval is, is hierin een keuze gemaakt (zie Bijlage C). De resulterende samenstelling is gegeven in Tabel 4.

Tabel 4 Samenstelling kunststof verpakkingsafval volgens Rotterdamse sorteerproef

	PET	HDPE	PP	PS	LDPE	PVC	Overig	Totaal
Drankflessen	4,1%	1,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,04%	5,3%
Flacons	2,3%	3,2%	0,7%	0,0%	0,0%	0,0%	0,07%	6,2%
Draagtasjes	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	8,8%	0,0%	0,07%	8,9%
Folie (alle soorten)	0,81%	2,9%	9,6%	0,1%	28,7%	0,23%	0,9%	43,2%
EPS-trays en piepschuim	0,0%	0,0%	0,0%	1,3%	0,0%	0,0%	0,0%	1,3%
Vormvasten	12,7%	1,4%	14,5%	3,8%	0,0%	1,4%	1,2%	35,0%
<b>Totaal</b>	<b>19,9%</b>	<b>8,7%</b>	<b>24,9%</b>	<b>5,2%</b>	<b>37,5%</b>	<b>1,6%</b>	<b>2,3%</b>	<b>100%</b>

Voor de PET-flessen is op basis van Canadean (2011) aangenomen dat 27,5 kton bestaat uit PET en 1 kton uit HDPE (dopjes).

Bron: WUR, 2011.

<sup>8</sup> Het betreft hier het aandeel niet-kunststof wat in de genoemde hoeveelheid statiegeld zit. Omdat deze hoeveelheid is vastgesteld door telling en aandeel kunststof per fles, wordt automatisch het niet-kunststof deel buiten beschouwing gelaten. In de verdere analyse wordt uiteraard wel residu van etiketten en eventuele drankresten, etc. in rekening gebracht. Dit betreft ongeveer 9,9% extra materiaal.





#### 4. Aggregeren resultaten uit 1-3 tot de samenstelling van 1.000 kg kunststof uit huishoudens

Uitgaande van de hierboven gegeven verhouding tussen kunststof verpakingsafval niet-statiegeld- en wel-statiegeld (336:28,5) en de samenstelling van deze twee stromen is de totale samenstelling van het Nederlands kunststof verpakingsafval vastgesteld, zoals weergegeven in Tabel 5.

Tabel 5 Samenstelling kunststof verpakingsafval van huishoudens in Nederland

	PET	HDPE	PP	PS	LDPE	PVC	Overig	Totaal
Drankflessen uit statiegeld	7,8%	0,3%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	8,1%
Drankflessen overig	3,7%	1,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	4,9%
Flacons	2,1%	2,9%	0,7%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%	5,7%
Draagtasjes	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	8,1%	0,0%	0,1%	8,2%
Folie (alle soorten)	0,7%	2,7%	8,8%	0,1%	26,4%	0,2%	0,8%	39,7%
EPS-trays en piepschuim	0,0%	0,0%	0,0%	1,2%	0,0%	0,0%	0,0%	1,2%
Vormvasten	11,7%	1,3%	13,4%	3,5%	0,0%	1,3%	1,1%	32,2%
<b>Totaal</b>	<b>26,1%</b>	<b>8,2%</b>	<b>22,9%</b>	<b>4,8%</b>	<b>34,5%</b>	<b>1,5%</b>	<b>2,1%</b>	<b>100%</b>

De kunststof verpakkingen voor huishoudens bestaan dus voor het grootste deel uit LDPE-folies en tassen (34,5%), maar ook PET (26,1%) en PP (22,9%) wordt veel gebruikt. HDPE wordt duidelijk minder gebruikt (8,2%) en andere kunststoffen als PS en PVC zijn relatief kleine stromen.

De kleine PET-flesjes, waarop nu geen statiegeld wordt geheven, komen slechts ten dele terecht in huishoudelijk afval. Niet inbegrepen in deze studie zijn de kleine flesjes uit afvalbakken in de openbare ruimte en het vegen van de straat. Op basis van het aandeel kleine flesjes in brongescheiden materiaal (KplusV, 2011, p. 22) en het aandeel kleine flesjes in huishoudelijk restafval (Agentschap, 2011) is de hoeveelheid kleine flesjes die in het huishoudelijk afval terecht komt ingeschat op 16 kton (666.000 flesjes van gemiddeld 24 gram (bron: FWS)). Waarschijnlijk is het aantal jaarlijks verkochte flesjes hoger maar deze komen voor een groot deel terecht in afvalbakken op straat, op stations en bij wegrestaurants, etc. Deze flesjes worden niet gerekend tot huishoudelijk afval en vallen daarmee buiten onze functionele eenheid.

### 4.3 Massabalans statiegeld

De inzamelrespons die behaald wordt met het statiegeldsysteem is benodigd voor het berekenen van het aandeel PET en PP dat vanuit de functionele eenheid in het statiegeldsysteem terechtkomt.

#### Respons huidige statiegeldsysteem

Uit informatie van de Stichting Retour Verpakkingen is bekend dat de respons op grote statiegeldflessen 95% is (statiegeld in Nederland € 0,25). Dit percentage komt goed overeen met de 93% die wordt gerapporteerd door het Zweedse Returpack voor statiegeldflessen groter dan 1,4 liter (statiegeld ca. € 0,20).





### Respons statiegeld ook voor kleine flessen

Voor de variatiescenario's binnen Scenario 1 (bronscheiding), is het nodig te weten wat de te verwachten respons is op kleine PET-flesjes. Hetzelfde Zweedse Returpack rapporteert 73% respons voor statiegeldflessen van 0,33-1 liter (statiegeld ca. € 0,10). Dit is echter een lager statiegeldbedrag dan wellicht in Nederland zou worden gehanteerd. De prognose is dat met eenzelfde statiegeldbedrag als voor grote flessen (€ 0,25) een respons te behalen valt van 90% (TNS NIPO, 2010). Sorteerdere geven aan dat een dergelijke hoge respons alleen overal te halen zou kunnen zijn als de kleine flesjes voor vrijwel 100% uit PET-flesjes bestaan. Er zijn echter ook HDPE flesjes: van alle flesjes is 24% gemaakt van HDPE. Als dit deel ook onderdeel vormt van het statiegeldsysteem is er een extra sorteerstap nodig. De netto respons zal dan mogelijk lager liggen, wegens uitval bij sortering. In deze studie is uitgegaan van het statiegeldsysteem op alle kleine flesjes, maar is een sorteerstap niet meegenomen.

Wegens de onzekerheid worden beide responswaarden (73 en 90%) meegenomen in de analyse 'Variaties op het bronscheidingsscenario'.

Tabel 6 Responspercentages statiegeld

Inzamelmethode	Respons (% opgehaald voor verdere recycling)	Bron
Statiegeld groot	95%	Stichting Retourverpakking
Statiegeld klein, laag bedrag	73%	Returpack (Zweden)
Statiegeld klein, hoog bedrag	90%	Recycling Netwerk

### Sortering kunststof uit statiegeld

Statiegeldflessen worden naar inleveren gesorteerd op kleur met behulp van de barcodes. De flessen worden gescheiden in een fractie met kleurloze en lichtblauwe flessen en een fractie met bonte flessen. Naar schatting van de verwerkers valt hierbij maximaal 1% van het materiaal uit.

### Verwerking kunststof uit statiegeld

Bij het verwerken van statiegeldflessen treedt geen uitval op. Nadat het materiaal van de doppen is gescheiden van het PET, richten de processen zich op het verwijderen van etiketten en vervuilingen van de flessen. Omdat zich geen andere stoffen in de statiegeldfractie bevinden en PET uit statiegeld een relatief schone stroom is, is het mogelijk al het PET te behouden.

## 4.4 Respons en uitval bronscheidingsscenario

Deze paragraaf is gericht op de inventarisatie van de massabalans die benodigd is voor het modelleren van de verwerkingsroutes van brongescheiden kunststof verpakkingsafval uit huishoudens. De paragraaf omvat gegevens over de respons voor het haal- en brengsysteem en de uitvalspercentages bij sortering en verwerking. In Bijlage H is verantwoording van de getallen te vinden, alsook uitgebreide achtergrondgegevens over sorteeranalyses, respons per type kunststof, gedetailleerde massabalansen en informatie over de veranderende massabalansen voor de variaties op het bronscheidingsscenario (haal-/brengsysteem en variaties statiegeldsysteem).



## Respons

De respons van kunststof verpakingsafval (in kilo per huishouden) is onderzocht door KplusV (2011) met als basisjaar 2010, waarbij onderscheid is gemaakt naar stedelijkheidsklasse, haal- en brengsystemen en wel of geen diftar. Deze responspercentages zijn gebruikt voor de bronscheidingsscenario's met het huidige statiegeldsysteem voor de grote PET-flessen.

Voor het vaststellen van de responscijfers voor 2010 en 2011 vormt het cijfer voor het aandeel kunststof verpakingsafval in het huishoudelijk afval een belangrijke rol.

Bij de bepaling wordt rekening gehouden met enerzijds de variaties in sociaalgeografische zin (hoogbouw/laagbouw, stedelijkheidsklasse, etc.) en veranderend gedrag door de tijd. Om variaties door de tijd uit te middelen wordt vaak een driejaargemiddelde gehanteerd. In onze situatie is ervoor gekozen dit niet te doen voor de basisscenario's. De redenen zijn:

- er is in deze studie gekozen om uit te gaan van de meest recente gegevens;
- voor scheidingspercentages wordt uitgegaan van resultaten uit 2010;
- het responspercentage uit 2010 en de verwachte over 2011 (op basis van voorlopige cijfers) ligt hoger dan in de jaren ervoor, toen het Plastic Heroes systeem nog in de opstartfase was.

Om toch het verschil te laten zien tussen de twee benaderingswijzen is er een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd indien wel met het driejaargemiddelde wordt gerekend (zie Paragraaf 5.5). In Tabel 7 zijn de berekende responswaarden gegeven op basis van de afzonderlijke jaren en tussen haakjes voor het driejaargemiddelde.

Tabel 7 Responswaarden bronscheiding

Systeem bronscheiding	Respons 2010	Respons 2011
Diftar-haal	38%	47%
Diftar-breng	26%	32%
Niet-diftar-haal	22%	27%
Niet-diftar-breng	14%	18%
<b>Haal gemiddeld</b>	26% (19%)*	32% (24%)
<b>Breng gemiddeld</b>	17% (13%)*	22% (16%)

\* Tussen haakjes zijn de resultaten van een alternatieve berekeningswijze weergegeven uitgaande van 13,4% (driejaarlijks gemiddelde) in plaats van 9,2% (jaar 2010) kunststof in het huishoudelijk afval.

In het bronscheidingsscenario is de verdeling diftar/niet-diftar bepaald door middel van het gewogen gemiddelde op basis van aantal inwoners. Zodoende komt de verdeling uit op diftar 26%, niet-diftar 74%.

De respons in 2011 is bepaald op basis van de hoeveelheden ingezameld brongescheiden kunststof verpakingsmateriaal in de periode januari-april in 2010 en 2011 (Nedvang, 2010/2011). De hoeveelheid in 2010 bedroeg 23.681 ton in 2011 bedroeg dit 29.499 ton. De inzamelingsrespons uit 2010 is gecorrigeerd met een factor 29.499/23.681 om de reponsen in 2011 te verkrijgen. De aanname die hierachter ligt is dat de hoeveelheid kunststoffen die bij huishouden in 2010 en 2011 vrijkwam ongeveer gelijk is.



### **Uitval bij sortering van brongescheiden kunststof**

Uit sorteeranalyses van Nedvang blijkt dat bij sortering 22% residu uitvalt (Bijlage 0, Tabel 45). Aangenomen is dat het hier 50% kunststof en 50% niet-kunststof (= aanhangend vuil) betreft. Wanneer rekening wordt gehouden met vervuilingsgraad in de sorteerfracties (op basis van gegevens over uitval bij verwerking) kan worden berekend dat van de kunststoffen bij sortering 17% uitvalt.

Bij elke ton kunststof die in de sorteerinstallatie wordt verwerkt is 527 kilo aanhangend vuil aanwezig (40% van totaal massa). Hiervan valt tijdens het sorteerproces 180 kilo uit via het residu en niet-kunststof sorteerfracties. Daarnaast verdwijnt ongeveer 48 kilo aan vocht tijdens het sorteerproces (Bijlage 0, Tabel 45).

### **Uitvalspercentages bij verwerking van brongescheiden kunststof**

Gegevens over het verwerkingsproces zijn verkregen uit interviews met verwerkers. Van de kunststoffen die bij de verwerkers aankomen (exclusief vervuiling) valt tijdens het verwerkingsproces 10% uit. Tussen de verschillende kunststoffracties, zoals PET en mixed kunststof, zit verschil in uitvalspercentages. Voor details hierover wordt verwezen naar de Bijlage H. Daarnaast valt per ton kunststoffen die wordt verwerkt nog 360 kilo aan niet-kunststoffen (etiketten, vocht, etc.) uit (zie Bijlage H).

## **4.5 Massabalans nascheiding**

Deze paragraaf is gericht op de inventarisatie van de massabalans die nodig is voor het modelleren van de verwerkingsroutes van nagescheiden kunststof verpakkingsafval uit huishoudens. De inventarisatie is gebaseerd op het gemiddelde van drie nascheiders en zo veel mogelijk op basis van in de praktijk gerealiseerde resultaten. De inventarisatie omvat informatie over het scheidingsrendement, samenstellingen en materiaalverliezen (uitval). Daarbij is onderscheid gemaakt in twee veelvoorkomende output stromen uit nascheiding, namelijk een Harde Kunststof stroom (HK-fractie), waarin voornamelijk flessen, flacons en bakjes maar ook een aandeel folies voorkomen, en een Zachte Kunststof stroom (ZK-fractie), waarin vrijwel alleen folies voorkomen. Daarnaast komen aspecten als kwaliteit, economische waarde van materiaalstromen en allocatiefactoren aan bod. Voor statiegeld wordt het huidige systeem aangehouden in het nascheidingscenario. Voor statiegeld gelden dezelfde uitgangspunten als beschreven voor de bronscheidingscenario's. Voor gedetailleerde informatie en verantwoording van berekening over de nascheiding wordt verwezen naar Bijlage I.

### **4.5.1 Scheidingsrendement nascheiding**

Het scheidingsrendement van kunststof verpakkingsafval (exclusief vervuilingen) in de nascheidingsstap is bepaald op basis van het gemiddelde rendement van drie nascheidingsinstallaties (zie Tabel 8). Voor de bepaling van het rendement is naast de output van de installaties (gerapporteerd door de installaties) het aandeel kunststof verpakkingen in de input van belang. Deze samenstelling kan afhankelijk van de locatie in Nederland sterk variëren.<sup>9</sup> Voor de installaties in Groningen en Oudehaske zijn hierover echter geen specifieke gegevens. Daarom wordt voor deze twee installaties, waar nauwelijks bronscheiding plaatsvindt, uitgegaan van het

<sup>9</sup> Uit Agentschap NL (2011) blijkt dat de samenstelling tussen locaties factor 2 kan verschillen.



gemiddelde aandeel kunststof in het Nederlands afval in 2010 (Bijlage E). Voor Wijster is de samenstelling wel bekend vanuit wekelijkse sorteerproeven van het verwerkte afval. Het rendement voor Wijster is daarom op basis van het kunststof verpakkingen aandeel in de sorteerproeven berekend (Bijlage E).

Het ministerie van I&M was gelijktijdig met dit onderzoek bezig met een feitenonderzoek naar nascheiding in Nederland. Hiervoor zijn ook data verzameld voor de installaties in Oudehaske en Groningen. Dit feitenonderzoek was nog niet gereed bij het afronden van dit onderzoek. Beheerders Omrin en Attero hebben echter verklaard dezelfde gegevens te hebben verstrekt aan zowel het ministerie van I&M als aan CE Delft. De gegevens van de installatie in Wijster (ook van Attero) maken geen onderdeel uit van dit feitenonderzoek en zijn door Attero zelf aangeleverd.

Wanneer in plaats van het aandeel kunststof verpakkingen in 2010 zou worden uitgegaan van het driejaarlijks gemiddelde zouden de rendementen anders uitkomen. Om een idee te geven welke invloed deze verandering heeft op de rendementen is tussen haakjes in Tabel 8 ook aangegeven hoe de rendementen zijn op basis van de driejaarlijks gemiddelde samenstelling. Ook voor Wijster is hier uitgegaan van het landelijk driejaarlijks gemiddelde en niet van Wijster-specifieke cijfers zoals voor 2010.

De hoeveelheden afgescheiden zachte kunststoffen bij installatie Oudehaske zijn inschattingen op basis van eerste proeven met foliescheiding<sup>10</sup>. Deze percentages worden daarom niet meegenomen in het basisscenario, maar wel in de gevoeligheidsanalyse.

Tabel 8 Scheidingsrendement kunststoffen exclusief vervuilingen na nascheidingsstap (tussen haakjes cijfers op basis van driejaargemiddelde hoeveelheid kunststof dat vrijkomt bij huishoudens)

	Installatie Groningen	Installatie Wijster	Installatie Oudehaske	Gemiddeld
Scheidingsrendement	22,1%	36,3%	23,2%	27,0%
HK-fractie	(17,4%)	(43,8%)	(18,3%)	(26%)
Scheidingsrendement	9,5%	11,5%	16,9%*	7%**
ZK-fractie	(7,5%)	(13,8%)	(13,3%*)	(7%)

\* Verwacht scheidingsrendement ZK-fractie Oudehaske, alleen in gevoeligheidsanalyse meegenomen.

\*\* Exclusief Oudehaske; inclusief Oudehaske komt dit cijfer op 13%.

Naast de kunststoffen zit in deze fracties een vervuiling (een niet-kunststof deel) dat later wordt afgescheiden bij sortering en verwerking van deze fracties (zie Tabel 9). In het kunststofdeel zit tevens een deel niet-verpakkingen. Er is geen informatie gevonden of sorteerders een onderscheid maken tussen kunststof uit verpakkingen of niet-verpakkingen. Dit aspect is in deze studie derhalve buiten beschouwing gelaten: de berekeningen gaan allemaal over kunststof verpakkingen.

<sup>10</sup> Bij Omrin is sinds juli 2011 een scheidingsinstallatie voor folies operationeel.



Tabel 9 Vervuilinggraad van nagescheiden fracties (extra vervuiling in kg per 100 kg kunststof)

	Installatie Groningen	Installatie Wijster	Installatie Oudehaske	Gemiddeld
HK-fractie	75	113	65	84
ZK-fractie	84	108	70	87

Deze vervuilingen zijn herleid op basis van het verwijderde vuil bij sortering en verwerking. Van de hoeveelheid vervuiling in de HK-fractie is na sortering nog 39% aanwezig, dat bij de verwerking wordt verwijderd. De ZK-fractie wordt in een stap bij verwerkers verwerkt tot agglomeraat, waarbij dus 100% van de geregistreerde vervuiling plus een deel van de ZK-fractie in het residu terecht komt. Hoewel de vervuilinggraad van gesorteerd kunststof uit nascheiding een hogere vervuilinggraad kent dan het gesorteerde materiaal uit bronscheiding<sup>11</sup> is uit interviews met verwerkers niet duidelijk vast te stellen hoeveel groter deze vervuiling is. Deze extra vervuiling betreft voornamelijk aanhangend nat vuil van organische oorsprong, door het contact met het andere huishoudelijk restafval. Om toch deze extra vervuilinggraad in te schatten is het lagere prijspeil dat voor nagescheiden materiaal in het DKR-systeem wordt betaald door verwerkers, als uitgangspunt genomen. Dit vanuit de veronderstelling dat verwerkers alleen willen betalen voor het aandeel kunststof in de aangeboden partijen en dat de kwaliteit van de partijen wordt bepaald door de mate van vervuiling (feitelijk een economische allocatie). Op basis hiervan is er voor nagescheiden materiaal binnen het DKR-systeem met een extra vervuiling van 10% gerekend (zie Bijlage H.3, Tabel 50 en verder).

Naast de verwijdering van vuil valt in sortering en verwerking ook een deel van het kunststof uit. Dit kunststof belandt samen met het vuil in het residu dat wordt afgevoerd naar een AEC (bij sortering) of cementoven (bij verwerking). De uitvalspercentages bij sortering en verwerking voor het gemiddelde van de drie installaties zijn gegeven in Tabel 10.

Tabel 10 Uitvalspercentages kunststoffen bij sortering en verwerking bij nascheiding

	Kunststof in HK-fractie	Kunststof in ZK-fractie
Bij sortering	27%	N.v.t.
Bij verwerking	8%	11%

Voor gedetailleerde informatie en verantwoording van berekening over de nascheiding wordt verwezen naar Bijlage I.

## 4.6 Afvalverbranding

Deze paragraaf bevat de gegevens aangaande afvalverbranding die ten grondslag liggen aan de modellering van de verwerkketens.

<sup>11</sup> Mededelingen van zowel bron- als nascheiders en Nedvang.



#### 4.6.1 AEC

Het gemiddelde rendement in 2009 voor de Nederlandse AEC's is door Agentschap NL vastgesteld op 13,7% elektrisch en 15,9% thermisch (Agentschap NL, 2010c). Het rendement is vastgesteld op de installaties van AVR Duiven, AVR Rijnmond, AVR Rotterdam, Attero Moerdijk, HVC Dordrecht, SITA ReEnergy, ARN, HVC Alkmaar, AEB, Attero Wijster en Twence. Op basis van deze bovengenoemde rendementen en de calorische waarde van het verbrande materiaal kan de vermeden elektriciteit- en warmteopwekking en de daaraan verbonden emissies worden bepaald.

Door de scenario's daalt de gemiddelde calorische waarde van de input van AEC's in NL. Er is in deze studie aangenomen dat de fout in resultaten die dit oplevert verwaarloosbaar is en is derhalve niet meegenomen in de studie.

Middels een gevoeligheidsanalyse wordt bepaald wat de invloed op de resultaten is van verbranding met zowel hoger als lager rendement.

De emissies van verbranding van kunststof in de AEC zijn gemodelleerd middels de verbrandingsprocessen aanwezig in Ecoinvent-database. Voor elk type kunststof is een specifiek verbrandingsproces aanwezig, met de karakteristieke emissies per type kunststof. Voor meer achtergronden en berekeningen van emissiefactoren zoals gebruikt door Ecoinvent, wordt verwezen naar Ecoinvent rapport No.13.

#### 4.6.2 Vermeden emissies elektriciteit en warmte bij verbranding in AEC

Met elektriciteit en warmteopwekking in een AEC wordt de productie van elektriciteit en warmte vermeden. Zodoende worden de emissies voor de productie vermeden. Het gaat om alle emissie, inclusief emissies verder ketenopwaarts, die te maken hebben met het opwekken van elektriciteit (Nederlandse mix) en warmte, opgewekt door gas, dat wordt ingezet voor het verwarmen van water.

De vermeden emissies zijn gemodelleerd op basis van data uit de Ecoinvent-database. Voor warmte wordt uitgegaan van de uitsparing van gas (Ecoinventproces: 'Heat, natural gas, at industrial furnace low-NO<sub>x</sub> >100kW).

Het gebruikte Ecoinventproces voor vermeden elektriciteitsopwekking is uit categorie production + import 'Electricity mix/NL'. Deze mix leidt tot een CO<sub>2</sub>-emissie van 0,670 kg CO<sub>2</sub>/kWh<sub>e</sub>, wat niet strookt met het recente Nederlands gemiddelde, zoals gerapporteerd in Agentschap NL (2010b): 0,581 kg CO<sub>2</sub>/kWh<sub>e</sub>. Dit verschil is echter te verklaren doordat in het cijfer van Agentschap NL geen emissies in de productieketen van de energiedragers zijn meegenomen. Omdat wij wel graag de hele keten meenemen is met het getal uit Ecoinvent gerekend.

#### Relatie AEC rendement en stookwaarde afval

Door het weghalen van kunststof uit de fractie die naar de AEC gaat daalt de stookwaarde van het afval. Dit zou een dempend effect kunnen hebben op het rendement van de AEC's. Omdat het gaat om een fractie nu nog in de orde van tientallen kilotonnen op een totaal capaciteit van megatonnen afval is dit effect heel beperkt. Daarnaast is er op dit moment geen betrouwbare informatie beschikbaar over de precieze relatie tussen AEC-rendementen en de stookwaarde van het afval. Daarom is dit effect verwaarloosd in deze studie en is er gerekend met een constant rendement van de Nederlandse AEC's.



### 4.6.3 Cementoven

Het bijstoken van kunststof in een cementoven spaart direct steenkool uit, op basis van calorische waarde van het kunststof. Er wordt uitgespaard: Ecoinvent-proces: 'hard coal coke, at plant'.

Ook worden de emissies van het verbranden van kolen uitgespaard. Deze worden vervangen door de emissies van het verbranden van kunststof. In eerder onderzoek door CE Delft zijn de emissies van kolen en kunststof bij verbranding in een cementoven bekerend, op basis van de samenstelling van kolen en de kunststoffen. Gegevens zijn beschikbaar via de projecten CE, 2000 (subcoal) en CE, 2004 (verpakkingsmaterialen) en zijn afkomstig van MER-LAP1. Tabel 11 toont de gegevens die zijn gebruikt voor het berekenen van het verschil in emissies naar lucht wanneer een bepaalde hoeveelheid kunststof wordt verbrand, in plaats van kolen.

Tabel 11 Emissies naar lucht (kg/ton) bij verbranding in cementoven

	PE	PET	Kolen
CO <sub>2</sub>	3,01E+03	2,19E+03	2,28E+03
CO	6,24E+00	3,29E+00	4,21E-02
NO <sub>x</sub>	2,00E+01	1,05E+01	3,26E+00
SO <sub>2</sub>	6,12E-02	0	1,19E+00
HCl	1,39E-02	0	5,48E-02
HF	1,58E-04	0	3,07E-02
PAK's	0	0	1,35E-05
Dioxines	1,25E-09	6,57E-10	1,68E-11
Overige CxHy	1,66E+00	8,76E-01	2,53E-02
PM <sub>10</sub>	3,74E-01	1,97E-01	4,25E-02
As	0	0	1,38E-05
Cd	1,50E-05	5,00E-06	2,45E-07
Cr	0	0	8,25E-06
Cu	5,00E-05	5,00E-06	1,15E-05
Hg	1,20E-03	0	3,60E-05
Mn	0	0	2,20E-05
Mo	0	0	3,36E-06
Ni	0	0	1,04E-05
Pb	1,00E-04	5,00E-07	1,07E-05
Sb	0	0	1,45E-06
Zn	4,55E-04	1,50E-05	3,75E-05

De berekening van het verschil van emissies door kunststof met uitgespaarde emissies van kolen gebeurt middels de verbrandingswarmte van de materialen.

Tabel 12 Verbrandingswarmte

Materiaal	Verbrandingswarmte (MJ/kg)	Bron
PET	22,95	Ecoinvent-database
PP	32,78	
PE	42,47	
Kolen	27	Bioenergy Feedstock Information Network (BFIN)





Voor PP zijn geen emissiefactoren beschikbaar. Ter benadering zijn de emissiefactoren van PE aangehouden; voor de berekening van het verschil in emissies is wel gerekend met de verbrandingswarmte van PP.

## 4.7 Processen voor scheiding, sortering, verwerking en overige

Deze paragraaf is gericht op de inventarisatie van inputs en outputs van de scheidings-, sorteer- en verwerkprocessen, zoals de benodigde energie, specifieke emissies en afvalwaterzuivering.

### 4.7.1 Inzameling

De input van energie bij inzameling beperkt zich tot benodigde energie bij het proces 'inzamelen van flessen'. Het vervoeren van afval naar de sorteerinstallatie of nascheiding valt hier niet onder, aangezien transport een aparte inventarisatiecategorie is. De procesenergie voor inzameling van flessen wordt gezien als verwaarloosbaar ten opzichte van de overige processen en wordt zodoende niet inbegrepen in de analyse.

In tegenstelling tot de grote flessen zijn kleine flesjes ook vaak uit HDPE (24%) vervaardigd. Als ook op kleine flesjes statiegeld wordt geheven, zal er een extra sorteerstap nodig zijn. Deze is buiten beschouwing gelaten bij de variant op bronscheiding waarbij ook op kleine flesjes statiegeld wordt geheven.

### 4.7.2 Nascheiding

Energieverbruik voor het nascheiden van 1 ton kunststof is als volgt. Het betreft het gemiddelde energieverbruik voor het scheiden van de zachte en harde fractie.

Tabel 13 Energieverbruik voor nascheiden van kunststof

	Installatie 1	Installatie 2	Installatie 3
Energieverbruik (MJ/ton)	911	630	911

### 4.7.3 Sorteren

#### Sorteren van nagescheiden kunststof

Het sorteren van nagescheiden kunststof verpakkingsafval vergt volgens de geïnterviewde sorteerder 165 MJ/ton kunststof. Er wordt vanuit gegaan dat dit voor kunststof van alle nascheiders geldt.

#### Sorteren van brongescheiden kunststof

Het energieverbruik voor sortering van materiaal uit bronscheiding is gesteld op 160 MJ/ton kunststof.

Deze waarde is berekend op basis van het opgestelde vermogen van de gehele sorteerlijn, balenpers en overige machines. Bij SITA Rotterdam is een inschatting gemaakt van het energieverbruik voor sorteren van 1 ton kunststof verpakkingsafval. Op basis van de doorzet (kg/uur), de bezettingsgraad en vermogen is een range bepaald: 160 tot 220 MJ/ton. Gezien in Worrell (2010) een lagere waarde wordt gebruikt voor het sorteren (zie Tabel 14) is gekozen voor de ondergrens van deze range.





Tabel 14 Energie voor sorteren van brongescheiden kunststof

Stappen onderscheiden in Copernicus, 2010	MJ/ton	Bron, gebruikt door Copernicus, 2010
Compacteren voor sortering	90	Arena, 2003
Sorteren	110	Arena, 2003
Totaal	200	

#### 4.7.4 Verwerken tot recycklaat

Bij het verwerken van kunststof wordt voornamelijk elektriciteit gebruikt voor het aandrijven van banden en machines. Daarnaast wordt ook wel gas verbruikt en water en NaOH bij wassen. De hoeveelheid verbruikte elektriciteit, gas, water en NaOH verschilt per proces en hangt af van de kwaliteit van het aangeleverde kunststof, de gewenste eindkwaliteit en het type output (recycklaat, flake). Er zijn dus een aantal aspecten welke tot variatie in het energieverbruik leiden.

Op basis van interviews en literatuur zijn waarden voor elektriciteitsverbruik per kunststofstroom gekozen. Een verwerker van PET bood waarden voor het gebruik van gas, water en hulpstoffen, voor het verwerken van PET tot zowel flakes als granulaat. Deze waarden zijn overgenomen voor alle verwerkingsprocessen.

De gekozen energiewaarden worden gezien als een indicatie, als een mogelijke representatie van de huidige praktijk. Er wordt een gevoeligheidsanalyse op deze waarden toegepast.

#### Energieverbruik (naast gasverbruik)

De volgende waardes zijn gebruikt, in de modellering, voor energieverbruik bij verwerking van de verschillende kunststofstromen. Ze zijn gebaseerd op waarden uit interviews, berekeningen en aannames. Daarom wordt in een gevoeligheidsanalyse onderzocht wat het effect van variatie in energieverbruik is.

Tabel 15 Energieverbruik voor verwerking, gekozen waarden

Kunststofstroom	Energieverbruik verwerking (MJ/ton)	Bron, totstandkoming
Statiegeld-PET	1,2	Gemiddelde waarde uit interviews
PET uit bronscheiding, regranulaat voor inzet in vezels niet-transparant product	3,6	Interviews en berekeningen
PET uit nascheiding, tot niet-transparant product	5,5	Waarde PP/PE-verwerking * 1,19
PP en HDPE uit bronscheiding	4,6	Interviews + berekening
PP en HDPE uit nascheiding	5,5	Waarde bronscheiding * 1,19
Folies uit bronscheiding	3,2	Interviews
Folies en zachte fractie uit nascheiding	3,8	Interviews
Mixed kunststoffen uit bronscheiding	3,1	Interviews
Mixed kunststoffen uit nascheiding	3,7	Waarde bronscheiding * 1,19

## Toelichting

### *PET uit statiegeld, bronscheiding en nascheiding*

Van drie verschillende Nederlandse verwerkers is informatie verkregen.

De volgende waarden voor elektriciteitsgebruik zijn verkregen:

- Produceren van flakes, twee waarden: 0,95 en 1,4 MJe/kg. Hiervan is de gemiddelde waarde genomen.
- Voor extrusie tot regranulaat en nacondenseren is volgens een van de verwerkers 2,2 MJe benodigd<sup>12</sup>. Dit is opgeteld tot de score van granulaat: 3,6 MJe/kg.

Voor verwerking van PET uit statiegeld is uitgegaan van productie van alleen flakes, voor PET uit bron- en nascheiding is uitgegaan van productie van regranulaat<sup>13</sup>.

De verwerkers in Nederland verwerken geen PET uit nascheiding. Dit geschiedt bij Duitse verwerkers. Er is aangenomen dat voor de verwerking evenveel energie nodig is als voor de verwerking van PP- en PE-monostromen.

### *PP en PE uit bronscheiding*

Een verwerker van PP tot agglomeraat geeft aan dat voor productie 2,4 MJe benodigd is. Vervolgens wordt het materiaal nog verder verwerkt tot regranulaat. De verwerker in kwestie heeft verder niet gereageerd op het dataverzoek, dus er is van uitgegaan van een extra energieverbruik voor extrusie tot regranulaat gelijk is aan de extrusie van PET uit bronscheiding: 2,2 MJe. Hiermee komen we op een totaal van 4,6 MJe/kg.

### *Folies en mixed kunststoffen uit bronscheiding en folies uit nascheiding*

Een grote verwerker van zowel kunststof uit bronscheiding als uit nascheiding heeft hier waarden voor geleverd. Het blijkt dat voor de verwerking van folies uit nascheiding 19% meer energie benodigd is dan voor folies uit bronscheiding.

### *Overige kunststoffen uit nascheiding*

Helaas is de foliefractie de enige nagescheiden fractie waarvoor energieverbruik voor verwerking is achterhaald. Het verschil van 19% is exemplarisch genomen voor het verschil in energieverbruik tussen verwerking van na- en brongescheiden materiaal

## Overige inputs

Water-, gas en NaOH-verbruik worden door een derde van de geïnterviewden aangegeven. Deze waarden zijn gelijkgesteld voor het reinigen van alle kunststofftypen:

- waterverbruik: 300 l/ton;
- NaOH-gebruik: 10 kg/ton;
- gasverbruik: 0,0286 m<sup>3</sup>/kg.

---

<sup>12</sup> De waarde van de verwerkers is ter check vergeleken met de energiebehoefte voor extrusie uit de Ecoinvent-database. Deze bedraagt 1,8 MJe, dus iets lager, maar in dezelfde orde van grootte. Dit is echter voor extrusie van buizen uit virgin kunststof, dus zonder smeltzuivering.

<sup>13</sup> Bij kunststof uit statiegeld wordt soms ook regranulaat geproduceerd en wordt van PET uit bron- of nascheiding soms ook flakes geproduceerd. Deze hoeveelheden zijn echter onbekend maar klein en zijn daarom hier verwaarloosd.



## 4.8 Uitgespaard materiaal

Door het genereren van recycalaat wordt de productie van virgin kunststof, en in sommige gevallen ander materiaal, vermeden. Wat er wordt vermeden hangt af van in welk type producten het recycalaat wordt ingezet.

Zoals ook genoemd in Paragraaf 3.4.5, wordt in deze studie uitgegaan van de volgende uitsparingen.

Tabel 16 Uitgespaarde materialen

Gerecyclede stroom	Uitgespaard materiaal	Van toepassing bij
Monostroom PET	Virgin PET	Statiegeld, bronscheiding en nascheiding
Monostroom PP	Virgin PP	Bronscheiding en nascheiding
Monostroom HDPE	Virgin HDPE	Bronscheiding en nascheiding
Mixed kunststofstroom	1/3 deel kunststof (PP),	Bronscheiding en nascheiding
Folies	1/3 deel hout (azobé	Bronscheiding
Zachte kunststoffractie	hardhout),	Nascheiding
PP-dopjes	1/3 deel gewapend beton	
	N.v.t. (wordt verbrand)	Statiegeld

## 4.9 Transport en overige hulpmiddelen

### Transportafstanden

De transportafstanden zijn waar mogelijk bepaald op basis van gegevens over locaties. Waar een groot aantal locaties van toepassing is, bijvoorbeeld bij het transporteren van restafval naar een AEC in Nederland, is gebruik gemaakt van de afstandstabel van het MERLAP, dat gemiddelde afstanden levert op basis van aantal locaties.

Tabel 17 Transportafstanden en vervoersmiddelen

Route	Afstand (km)	Type vervoersmiddel	Details
Kunststof uit afval naar nascheiding	35	Inzamelingsvoertuig	MER-LAP (vanuit meerdere gemeentes en overslagstations)
Brongescheiden kunststof verpakkingsafval naar overslagstation	35	Inzamelingsvoertuig	MER-LAP (19 overslaglocaties van SITA plus 6 locaties overige inzamelbedrijven (VROM, 2011))
Extra afstand voor ophalen kunststof verpakkingsafval bij het haalsysteem, voordat het naar overslagstation gaat	35	Inzamelingsvoertuig	Aanname: verdubbeling ten opzichte van brengsysteem
Transport van statiegeld verpakkingen via distributiecentrum naar telcentrum naar verwerker	75	Vrachtauto	MER-LAP (naar 3 à 4 verwerkers binnen Nederland)
Materiaal naar cement-oven, Nederland	200	Vrachtauto	Overname van aanname Copernicus (2010)



Route	Afstand (km)	Type vervoersmiddel	Details
Brongescheiden kunststof verpakkingafval naar sorteerder	170	Vrachtauto	Gewogen gemiddelde afstand NL naar sorteerders; weging op basis van gegunde hoeveelheid materiaal per jaar
Nagescheiden kunststof verpakkingmateriaal naar sorteerder	230	Vrachtauto	Gemiddelde afstanden nascheiders naar verwerkers
Gesorteerd kunststof naar verwerker en producent	200	Vrachtauto	Gemiddelde afstand van brongescheiden en nagescheiden materiaal terug naar Nederland: er is aangenomen dat het materiaal in Nederland wordt verwerkt en gebruikt

Het transport van slakken na afvalverbranding zijn inbegrepen in de verwerkprocessen van Ecoinvent.

### Modaliteiten

De modaliteiten worden gemodelleerd op basis van de Ecoinvent-database:

- inzamelingsvoertuig: ‘Transport, municipal waste collection, lorry 21t’;
- vrachtauto: ‘Transport, lorry >16t, fleet average’.

Hierbij is uitgegaan van de gemiddelde bezettingsgraad zoals door Ecoinvent bepaald.

### Verskil haal- en brengsysteem

Het verschil tussen het haal- en het brengsysteem uit zich in twee zaken:

- Bij het haalsysteem wordt het kunststof aangeboden in speciaal daarvoor ontwikkelde zakken<sup>14</sup>; bij het brengsysteem is er geen sprake van een speciale inleverzak. In de praktijk leveren consumenten hun kunststof toch ook in zakken. Omdat het om zakken gaan die niet op de Nederlandse markt zijn gebracht als verpakking rekenen we ook deze mee als hulpmiddel.
- Het haalsysteem heeft een langere transportafstand, vanwege het ophalen van de zakken bij de consument; bij het brengsysteem worden een aantal containers geleegd.

De inzamelzak is inbegrepen in de studie, maar wordt als extra beschouwd, bovenop de functionele eenheid. De zak weegt 15 gram (bron: Dimensio Verpakkingen, producent van Plastic Heroes-zakken), de zak heeft een inhoud van 60 liter en het gemiddelde gewicht per gevulde zak is vastgesteld op 1,65 kg kunststof per zak (PWC, 2011). Hieruit wordt berekend dat per kg kunststof dat via het haalsysteem wordt ingezameld, 9 gram extra zakgewicht komt. Dit extra gewicht is meegenomen in het te transporteren gewicht.

Bij brengsystemen gebruiken consumenten verschillende typen zakken voor de inzameling van kunststof verpakkingafval. Omdat hier geen verdere informatie over is en omdat dit aspect vrijwel geen effect heeft op het eindresultaat is deze brengzak gelijk gemodelleerd als de inzamelzak van het haalsysteem.

<sup>14</sup> De productie van de kunststof inzamelingszakken is niet in de studie inbegrepen.



De verspreiding van de zakken verschilt per regio/gemeente: afvaldiensten in sommige regio's hebben een bezorgservice, in sommige gemeenten zijn de zakken op te halen bij bijvoorbeeld een stadskantoor. De toerekening naar zakken van bezorging en het mogelijk zelf ophalen van de zakken bij een stadskantoor maakt het lastig een gemiddelde extra transportafstand voor alleen de zakken te bepalen. In deze studie is transport voor het verspreiden van zakken niet meegenomen.

De langere afstand voor het transporteren van het kunststof verpakkingsafval uit het haalsysteem is wel inbegrepen. Er is een schatting gemaakt, bij gebrek aan gegevens hierover<sup>15</sup>. Er is aangenomen dat de transportafstand voor het haalsysteem dubbel zo lang is als bij het brengsysteem. Dit is wellicht een overschatting.

Aan de andere kant worden in sommige gemeenten de brengbakken meerdere keren per week leeggemaakt. Omdat uit voorlopige resultaten bleek dat de transportdata weinig van invloed zijn op de LCA-resultaten is dit verschil in transportafstanden tussen haal- en brengsysteem niet verder onderzocht.

#### **Wat wordt er vervoerd**

Onderwerp van vervoer is het gescheiden kunststof verpakkingsafval, plus inzamelzak (wanneer toepasselijk) en aanhangend vuil aan het kunststof, zoals etiketten, vocht, vet en ander vuil.

De vervoerde hoeveelheden volgen uit de massabalansen van de scenario's, getoond in Bijlage H en Bijlage I.

### **4.10 Uitgangspunten stortvariant**

#### **Methode**

De stortvariant is een variant op het scenario bronscheiding (haalsysteem, huidig statiegeldsysteem), waarbij al het residu (kunststofuitval en aanhangend vuil) bij sortering en verwerking, niet wordt verbrand in een AEC of cementoven, maar wordt gestort.

Het aandeel kunststof verpakkingen uit huishoudens dat niet wordt gescheiden - het aandeel in de grijze bak - wordt in dit scenario dus nog wel verbrand in de AEC.

Een verschil tussen de stortvariant en het nulscenario is de omgang met het aanhangend vuil in het residu, zoals etiketten en voedselresten. In het nulscenario wordt het aanhangend vuil verbrand. Er is in deze studie aangenomen dat ook in de hoofdsenario's 1, 2 en 3 het aanhangend vuil (uiteindelijk) wordt verbrand, wanneer het uitvalt bij sortering of verwerking. Omdat is aangenomen dat het uiteindelijke lot van het aanhangend vuil gelijk is, is de verwerking van aanhangend vuil in het residu niet meegenomen in de studie.

Bij het storten is er wel verschil (verbranding versus stort) en daarom wordt bij de stortvariant wel de verwerking van het aanhangend vuil beschouwd. De analyseresultaten van de stortvariant worden dan ook vergeleken met de resultaten van het nulscenario inclusief verbranding van het aanhangend vuil in het residu bij de sorteer- en verwerkstappen van recycling via bronscheiding en statiegeld.

---

<sup>15</sup> Informatie is opgevraagd via PWC, 2011 (M. Zuur) maar werd niet beschikbaar.



De emissies door storten van kunststof zijn gemodelleerd met behulp van de in de Ecoinvent-database beschikbare stortprocessen, per type kunststof (zoals 'Disposal, polyethylene 0,4% water, to sanitary landfill').

Ecoinvent-database biedt geen geschikt stortproces voor organische resten; de impact hiervan kan zodoende niet goed met Ecoinvent worden gemodelleerd. Voor storten van aanhangend vuil is uitgegaan van een eerste orde model zoals beschreven in Afvalzorg (2001), waarmee broeikasgasemissies worden berekend.

In het SimaPromodel zijn de berekende emissies direct ingevoerd als CO<sub>2</sub> naar lucht. Het nadeel van deze methode is dat alleen broeikasgasemissies worden gemodelleerd, geen andere effecten. In de ReCiPe-analyse worden hierdoor andere effecten dan klimaatimpact, zoals toxiciteit, onderschat.

### Hoeveelheden en samenstelling kunststofuitval en aanhangend vuil

Tabel 18 toont de uitval van kunststof (gestorte hoeveelheid) per functionele eenheid<sup>16</sup> en de bijbehorende hoeveelheid aanhangend vuil. Deze gegevens zijn verkregen uit de interviews met sorteerders en verwerkers.

Tabel 18 Hoeveelheden naar stort

Ketenfase	Kunststof naar stort (kg)	Aanhangend vuil naar stort (kg)
Verwerking van statiegeld PET	0	7
Sortering van brongescheiden materiaal	45	50
Verwerking van brongescheiden materiaal	42	79

Op basis van SenterNovem (2008) is de totale samenstelling van het aanhangend vuil aan kunststof verpakkingsafval uit huishoudens als volgt vastgesteld:

Tabel 19 Samenstelling aanhangend vuil

Materiaal	Aandeel
Organische resten (GFT)	54,7%
Inert (zand/glas)	20,5%
Papier en karton	24,8%
Totaal	100%

<sup>16</sup> 1.000 kg kunststof verpakkingsafval uit huishoudens.



## Achtergrondgegevens berekeningen aanhangend vuil

Voor het aanhangend vuil is aangenomen dat dit bestaat uit een fractie papier en een fractie organische resten (zie hieronder). De gebruikte parameters en aannames zijn gebaseerd op default waarden uit IPCC, 2006 (zie Tabel 20).

Tabel 20 Gebruikte parameters modellering stort

Aspect	Organische resten	Papier
Afbreekbaar koolstofgehalte (IPCC, 2006) in %	15	40
Dissimilatiefactor (IPCC, 2006)	0,5	0,5
Degradatieconstante (IPCC, 2006) (jaar-1)	0,185	0,06
Aandeel methaan in stortgas (IPCC, 2006)	50%	50%
Hoeveelheid aanhangend vuil (volgende uit Tabel 18) (kg/ton)	547	248

Er is aangenomen dat na het storten van het afval een periode van 2 jaar volgt waarin het gestorte materiaal zich moet stabiliseren en er geen afdekking plaatsvindt. Vervolgens is er een periode van 5 jaar met een tijdelijk afdekking gevolgd door een periode van 13 jaar met een volledige afdekking. Voor de kunststoffen is aangenomen dat ze geen methaanemissies veroorzaken.

In Tabel 21 is weergegeven hoe het gevormde stortgas wordt ingezet. Het is aangenomen dat het stortgas wordt ingezet in een gasmotor met een rendement van 35% voor elektriciteitsopwekking.

Tabel 21 Stortmodel

Periode	Ontsnapt	Afgefakkeld	Ingezet
0-2 jaar: geen afdekking	100%	0%	0%
2-7 jaar: tijdelijke afdekking	50%	10%	40%
7-20 jaar: volledige afdekking	0%	20%	80%
Na 20 jaar	0%	100%	0%

## Emissies

De emissies voor het storten van residuen zijn berekend en dit zijn de resultaten.

Tabel 22 Emissies door residuen (kunststofuitval en aanhangend vuil)

Aspect	CO <sub>2</sub> -eq./ton residu	Opmerking
Emissies	223	
Vermeden emissies door opgewekte elektriciteit	68	Er wordt 429 MJe vermeden
Totaal	154	

## 4.11 Datakwaliteit

In deze studie is ernaar gestreefd, gegeven de scope van de studie, een zo volledig mogelijk beeld te scheppen van de verwerkketen van kunststof verpakkingsafval. Daarbij treden in een aantal gevallen onzekerheden op door gebrek aan data van hoge kwaliteit. Veel onzekerheid bestaat over de mate van vervuiling in de data uit statistieken van gescheiden, gesorteerde en



verwerkte stromen kunststof. De absolute cijfers voor de output is meestal nauwkeurig bekend, maar welk aandeel vervuiling daarin wordt gevonden wordt meestal niet of niet goed vastgesteld en gedocumenteerd. In deze studie is deze onzekerheid ondervangen door systematisch de residuen in de verschillende stappen te inventariseren en daarvan het aandeel vervuiling en verpakkingskunststoffen zo nauwkeurig mogelijk vast te stellen. Dit is onder meer gedaan via interviews met sorteerdere en verwerkers. Hierdoor is toch met een redelijke nauwkeurigheid het werkelijk aandeel kunststof, dat uiteindelijk wordt gerecycled, vastgesteld.

Naast deze onzekerheid bestaat er ook een grote variëteit in het aanbod van het afval. Deze variatie is geen onzekerheid, maar geeft een bandbreedte aan waarbinnen het aanbod van afval en het gehalte aan kunststof in het afval door de jaren, door de stedelijkheidsklassen en door de inzamelsystemen (haal/breng, diftar/niet-diftar) kan variëren. Deze variaties blijken zeer groot te kunnen zijn, aanmerkelijk groter dan de onzekerheden.

Voor de grootste onzekerheden is een aantal gevoeligheidsanalyses uitgevoerd, zoals bijvoorbeeld voor de invloed van uitsparing van hout of beton in plaats van primair kunststof. De resultaten van de gevoeligheidsanalyses zijn weergegeven in Hoofdstuk 6.

#### 4.12 Omgang met kwaliteit van materiaalstromen

De kwaliteit van de materiaalstromen die in deze studie aan bod komen om tot kunststof recycling te komen, is op meerdere manieren beoordeeld. Het beoordelen van de kwaliteit van materiaalstromen komt op meerdere manieren in deze studie tot uitdrukking in de beoordeling van de milieuprestatie van de recyclingprocessen. De kwaliteit van de stromen heeft enerzijds te maken met de mate van vervuiling; anderzijds heeft het te maken met de kwaliteit van de output: het recycklaat dat na het recyclingproces opnieuw kan worden ingezet als kunststof.

Om grip te krijgen op de mate van vervuiling in de verschillende fasen van scheiding, sortering en verwerking van kunststof stromen, is aangehaakt bij de definitie van het Duitse DKR-systeem. In dit systeem zijn normen vastgesteld voor de beoordeling van partijen gescheiden en gesorteerd kunststof, die nog moeten worden opgewerkt tot recycklaat. Deze norm geeft naast de definitie van de doelgrondstof (bijvoorbeeld PET-flessen) ook de maximaal toelaatbare vervuiling van stoorstoffen die zowel uit kunststoffen als niet-kunststoffen bestaan. Het DKR-systeem geeft daarmee de kwaliteit en karakterisering van de samenstelling van de gesorteerde stromen. Voor de meeste vormen van vervuiling vormt de DKR een goede indicatie voor de kwaliteit. Met betrekking tot organische vervuiling en vocht is het DKR-systeem, voor de bepaling van de kwaliteit, echter niet voldoende nauwkeurig. Hiervoor is echter, op basis van interviews met verwerkers, een correctie toegepast op basis van gerapporteerde residuen die ontstaan bij de verwerking van de DKR-stromen tot recycklaat. Daarnaast is een verschil, in mate van aanhangend vuil, tussen partijen brongescheiden en nagescheiden DKR-stromen ingeschat op basis van het verschil in waarden van deze partijen (zie Tabel 50 en verder).





De kwaliteit van de het recyclaat ten opzichte van granulaat uit primaire kunststof speelt op twee momenten in deze studie een rol. Ten eerste komt de afname van de kwaliteit van secundair materiaal tot uitdrukking in de uitval van kunststof bij de verwerking. Een klein deel van het te recyclen kunststof is zodanig verweven met verontreinigingen dat het met het residu moet worden afgevoerd, waardoor de kwaliteit van het overblijvend materiaal toeneemt tot een door de verwerker gewenst niveau. De afname van kwaliteit van het kunststof komt dus deels tot uitdrukking in de uitval van kunststof bij verwerking.

Ten tweede, de kwaliteit van het overblijvende recyclaat is in termen van sterkte en andere functionele aspecten toch nog enigszins afgenomen gedurende haar levenscyclus als verpakkingsmateriaal. In de praktijk blijkt dit beperkt, waardoor, in de toepassingen waarvoor de verwerker het recyclaat toepast, er niet meer kunststof nodig is en er een-op-een uitruil is met primaire kunststof. In Paragraaf 3.4.5 is reeds toegelicht hoe in methodische zin de functionaliteit van het recyclaat is beoordeeld.





# 5 Resultaten

## 5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de resultaten van de milieuanalyse voor de verschillende scenario's gepresenteerd. Er worden drie hoofdscenario's onderscheiden: bronscheiding, nascheiding en een combinatie van bron- en nascheiding. Het hoofdscenario bronscheiding is gebaseerd op het haalsysteem, het huidige statiegeldsysteem en verbranding van restafval. Het nascheidingsscenario is gebaseerd op het gemiddelde van de drie nascheidingsinstallaties Omrin (Oudehaske) en Attero (locatie Wijster en Groningen). Bij het combinatiescenario vindt eerst bronscheiding plaats, daarna wordt het overgebleven restafval nagescheiden.

Vervolgens wordt een aantal variaties op het bronscheidingsscenario onderzocht. Zo is er gekeken naar een haal- versus een brengsysteem en naar de effecten van uitbreiding of afschaffing van het statiegeldsysteem voor PET-flessen.

Ook wordt een variant onderzocht waarbij het uitgevallen kunststof inclusief aanhangend vuil, wordt gestort in plaats van verbrand.

Dit hoofdstuk is als volgt opgebouwd:

- Paragraaf 5.2: De resultaten voor de hoofdscenario's bronscheiding, nascheiding en het combinatiescenario.
- Paragraaf 5.3: Resultaten van de klimaatimpact van de drie hoofdscenario's uitgesplitst naar alle stappen in de recyclingketen.
- Paragraaf 5.4: Resultaten van de hoofdscenario's bron- en nascheiding bij variabele responswaarden en scheidingspercentages.
- Paragraaf 5.5: Resultaten van de stortvariant.
- Paragraaf 5.6: Resultaten van de variaties van het haal- en brengsysteem en statiegeldsysteem binnen het bronscheidingsscenario.

De resultaten zijn berekend voor de mix van 1.000 kg kunststof verpakkingsafval afkomstig van Nederlandse huishoudens. De resultaten tonen het verschil in emissies van deze scenario's met het nulscenario waarin al het kunststof uit huishoudens ongescheiden in een afvalenergiecentrale verbrand zou worden.

## 5.2 Resultaten hoofdscenario's

### 5.2.1 Massabalans hoofdscenario's

Zoals grafisch is weergegeven in Paragraaf 2.4, bevat elk scenario drie componenten: een deel van het kunststof wordt via bron- of nascheiding ingezameld voor recycling, een deel komt vrij door het statiegeldsysteem en een deel gaat direct naar de AEC.

De drie onderstaande tabellen (Tabel 23, Tabel 24 en Tabel 25) tonen, per scenario, de verdeling van de 1.000 kg (functionele eenheid) naar de verwerkroutes. Binnen deze routes vindt uitval plaats; ook dit is weergegeven in de tabellen.

Gedetailleerde massabalansen, met gegevens door de verwerkingsketen heen, zijn weergegeven in Bijlage H en Bijlage I.



De functionele eenheid van 1.000 kg bestaat alleen uit kunststof, aanhangend vuil is niet inbegrepen. De getallen tellen niet altijd op tot het genoemde totaal vanwege afrondingen. ZK staat voor ‘zachte kunststoffractie’, HK staat voor ‘harde kunststoffractie’.

In deze hoofdsenario's wordt uitgegaan van het huidige statiegeldsysteem (statiegeld alleen voor grote PET-flessen). In Paragraaf 5.3 wordt het gevolg van variaties op het statiegeldsysteem geanalyseerd.

Tabel 23 Massabalans hoofdsenario bronscheiding, op hoofdlijnen

	Recycling via bronscheiding	Recycling via statiegeld	Verbranding restafval	Totaal
Hoofdsценario bronscheiding (haalsysteem) (kg)	294	81	625	1.000
Output: inzetbaar recycalaat (kg)	219	80	-	299
Kunststofuitval bij sortering (kg), naar AEC	50	1	-	51
Kunststofuitval bij verwerking (kg), naar cementoven	25	0	-	25

Tabel 24 Massabalans hoofdsценario nascheiding, op hoofdlijnen

	Recycling via nascheiding	Recycling via statiegeld	Verbranding restafval	Totaal
Hoofdsценario nascheiding (kg)	250 (HK) 64 (ZK)	81	606	1.000
Output: inzetbaar recycalaat (kg)	224	80	-	304
Kunststofuitval bij sortering (kg), naar AEC	68	1	-	69
Kunststofuitval bij verwerking (kg), naar cementoven	21	0	-	21

Tabel 25 Massabalans combinatiesценario, op hoofdlijnen

	Recycling via bronscheiding	Recycling via nascheiding	Recycling via statiegeld	Verbranding in een AEC	Totaal
Input: kunststof in (kg)	294	168 (HK) 44 (ZK)	81	412	1.000
Output: inzetbaar recycalaat (kg)	219	152	80	-	450
Kunststofuitval bij sortering (kg), naar AEC	50	47	1	-	98
Kunststofuitval bij verwerking (kg), naar cementoven	25	14	0	-	40



Bij het combinatiescenario wordt met behulp van scheidingsrendementen per kunststof gewerkt. De som van de kunststoftypen levert de totale hoeveelheid kunststof dat uit de nascheiding komt. Dit is anders dan bij het nascheidingscenario, waarbij uit wordt uitgegaan van een gemiddeld scheidingsrendement wat de totale hoeveelheid oplevert. De verdeling naar kunststoftype is vervolgens op basis van de samenstelling van deze totale output.

De rendementen zoals gebruikt in het combinatiescenario kloppen met de praktijkervaring van Attero, die daadwerkelijk nascheiding na bronscheiding toepast.

## 5.2.2 Milieueffectscores

De ReCiPe midpointanalyse levert een grote tabel op met scores van de scenario's op alle milieueffecten. Deze is omwille van leesbaarheid niet hier, maar in Bijlage J.1 weergegeven. Daar worden zowel de absolute score van alle scenario's gegeven, als het verschil tussen het nulscenario en het betreffende scenario. Ten opzichte van het nulscenario leveren alle drie de scenario's betere scores op voor 11 van de 18 milieueffecten.

Voor sommige milieueffecten levert het verbranden van materiaal een emissie op, zodat het vermijden van verbranding (door recycling) een milieuwinst tot gevolg heeft. Voor sommige milieueffecten heeft het verbranden met energie- en warmteterugwinning een gunstiger effect dan het recyclen van het materiaal. Dit komt meestal door specifieke aspecten van energieopwekking, die door verbranden van materiaal uitgespaard worden, bijvoorbeeld ioniserende straling (door het niet genereren van elektriciteit uit nucleaire bron).

In Om meer inzicht te geven in de achtergronden achter de milieuthema's, worden de thema's met de hoogste score besproken. Om praktische reden worden niet alle compartimenten van elk thema besproken, maar alleen die compartimenten met de hoogste genormaliseerde waarde. Verder wordt ozonlaagaantasting, ioniserende straling, smogvorming en verzuring hier niet verder besproken omdat zij (zeer) lage genormaliseerde waarden hebben. Ook de endpoint-beoordeling (zie in de volgende paragraaf) wijst erop dat deze thema's een (zeer) beperkte bijdrage leveren aan de milieu-impact van de scenario's.

Bij de bespreking worden de thema's genormaliseerd weergegeven (dus dimensieloos) en geeft een negatieve waarde een milieuvoordeel aan. De belangrijkste acht processen die een bijdrage leveren worden in beeld gebracht, afgezet tegen het nulscenario. Daarnaast wordt voor de volledigheid ook steeds de bijdrage van alle overige processen gezamenlijk weergegeven. Figuur 18 zijn de genormaliseerde resultaten voor de midpointindicatoren weergegeven, ten opzichte van het nulscenario verbranden. De resultaten in tabelvorm zijn te vinden in Bijlage J.2.

### Betekenis genormaliseerde midpoint waarden

De genormaliseerde waarden geven aan wat de score per milieueffect is ten opzichte van de jaarlijkse score van dit milieueffect door één Europeaan (gemiddeld verbruik van één persoon). De resultaten zeggen niets over het belang van de milieueffecten, de hoeveelheid schade die de uitstoot veroorzaakt. Ook kunnen deze genormaliseerde waarden niet onderling worden vergeleken, omdat de milieueffecten verschillende eenheden hebben.

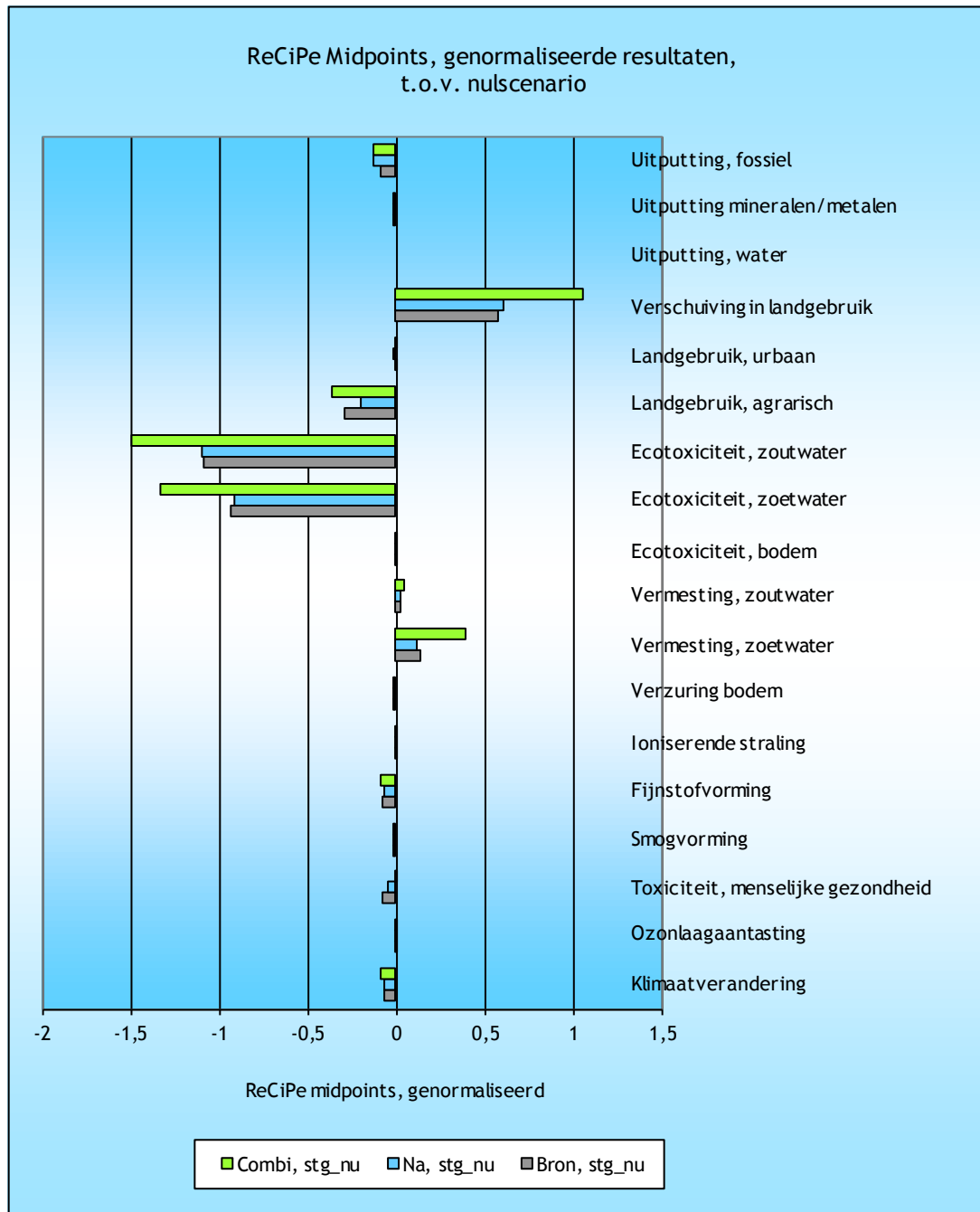


Om meer inzicht te geven in de achtergronden achter de milieuthema's, worden de thema's met de hoogste score besproken. Om praktische reden worden niet alle compartimenten van elk thema besproken, maar alleen die compartimenten met de hoogste genormaliseerde waarde. Verder wordt ozonlaagaantasting, ioniserende straling, smogvorming en verzuring hier niet verder besproken omdat zij (zeer) lage genormaliseerde waarden hebben. Ook de endpoint-beoordeling (zie in de volgende paragraaf) wijst erop dat deze thema's een (zeer) beperkte bijdrage leveren aan de milieu-impact van de scenario's.

Bij de bespreking worden de thema's genormaliseerd weergegeven (dus dimensieloos) en geeft een negatieve waarde een milieuvoordeel aan. De belangrijkste acht processen die een bijdrage leveren worden in beeld gebracht, afgezet tegen het nulscenario. Daarnaast wordt voor de volledigheid ook steeds de bijdrage van alle overige processen gezamenlijk weergegeven.

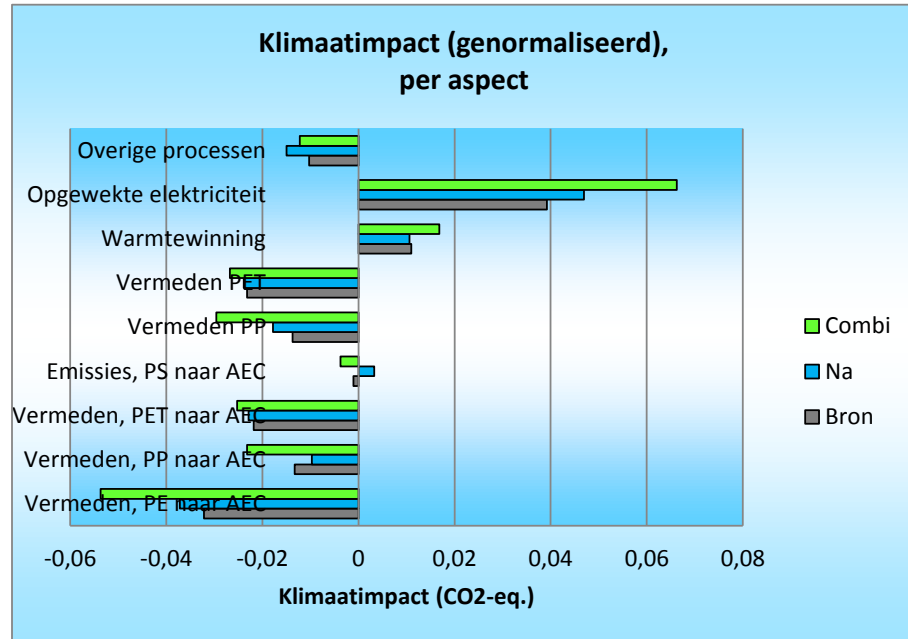


Figuur 18 Resultaten hoofdscenario's ten opzichte van het nulscenario, uitgedrukt in ReCiPe midpoints (genormaliseerd). Negatieve waarden geven een milieuverbetering aan



In Figuur 19 zijn de processen die de hoogste bijdrage leveren aan het thema klimaatimpact weergegeven. Doordat er minder kunststof verbrand wordt, wordt er ook minder elektriciteit en warmte voor nuttige toepassing geproduceerd. Daar staat tegenover dat er ook minder CO<sub>2</sub>-emissies ontstaan omdat het kunststof niet verbrand wordt, maar gerecycled. Daarnaast wordt tevens de productie van kunststoffen vermeden door de gerecyclede materialen. Per saldo blijkt dat er in de scenario's ten opzichte van het nulscenario (alles verbranden) minder CO<sub>2</sub> wordt uitgestoten. Bronscheiding en nascheiding scoren daarbij ongeveer gelijk terwijl het gecombineerde scenario nog beter scoort.

Figuur 19 Klimaatimpact (genormaliseerd) voor de scenario's t.o.v. het nulscenario, uitgezet naar processen met hoogste bijdrage

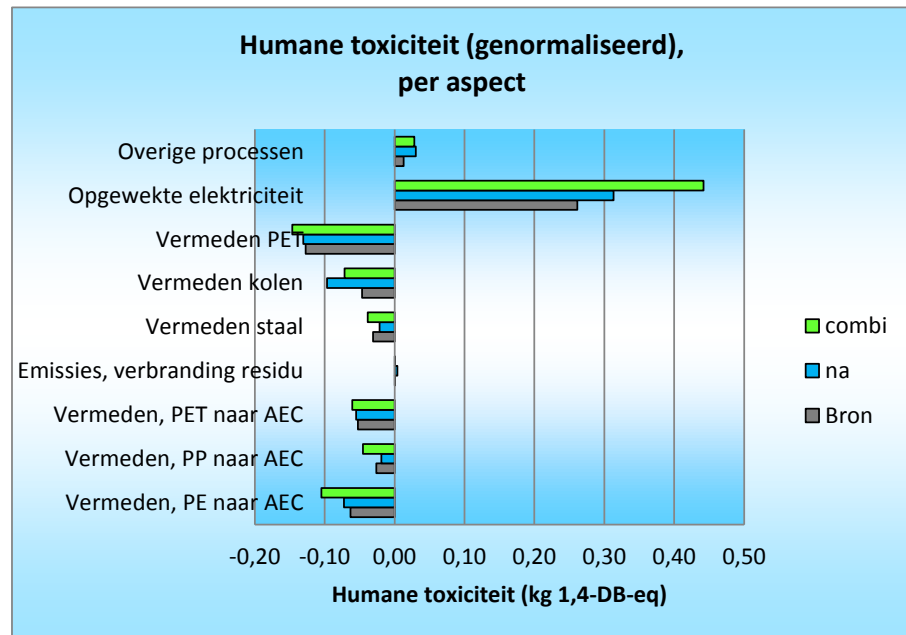


In Figuur 20 zijn de processen die de hoogste bijdrage leveren aan het thema humane toxiciteit in beeld gebracht. Ook hier geldt dat doordat er minder kunststof wordt verbrand er ook minder elektriciteit (Nederlandse mix) wordt vermeden. Ten opzichte van het nulscenario ontstaat er dus toxische uitstoot door de minder vermeden hoeveelheid elektriciteit. Daar staat tegenover dat er ook minder toxische uitstoot bij de AECs ontstaat doordat er minder kunststof wordt verbrand. Verder wordt door de vermeden productie van primair kunststof, maar ook beton en betonijzer minder toxiciteit veroorzaakt. Door verbranding van kunststofuitval in cementovens de (meer) toxische kolen uitgespaard.

Netto wordt er in alle scenario's een milieuwinst op dit thema geboekt, ten opzichte van het nulscenario. Bronscheiding doet het daarbij iets beter dan nascheiding maar het verschil is klein en door de onzekerheden waarschijnlijk niet significant. Het combinatiescenario haalt de minste milieuwinst doordat er enerzijds minder elektriciteit wordt geproduceerd in de AEC en anderzijds dat meer elektriciteit nodig is om de extra milieuwinst te behalen. Voor dit thema valt het combiscenario dus minder goed uit dan de afzonderlijke scheidingsmaatregelen. De verschillen zijn, gezien de veel grotere verschillen tussen de processen, relatief klein.

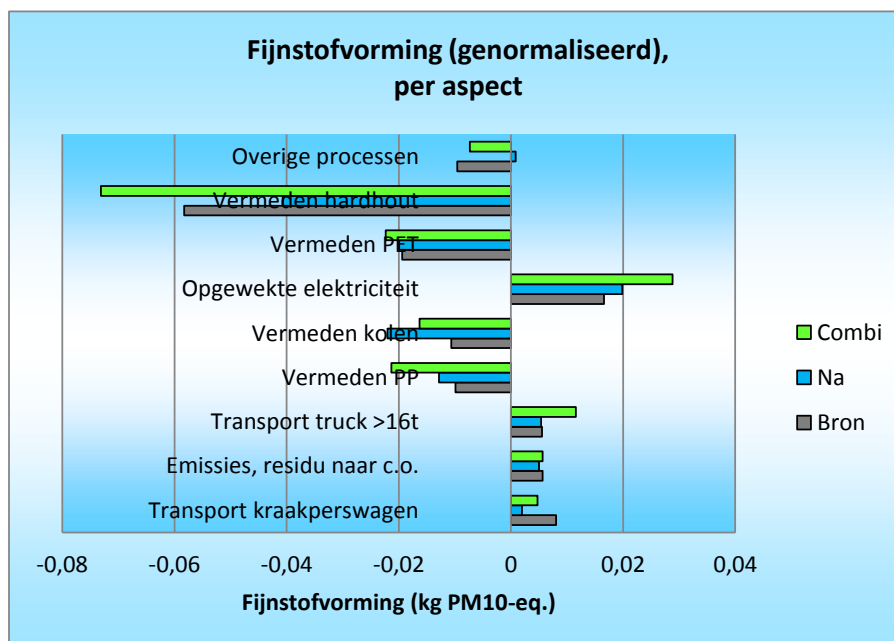


Figuur 20 Humane toxiciteit (genormaliseerd) voor de scenario's t.o.v. het nulscenario, uitgezet naar processen met hoogste bijdrage



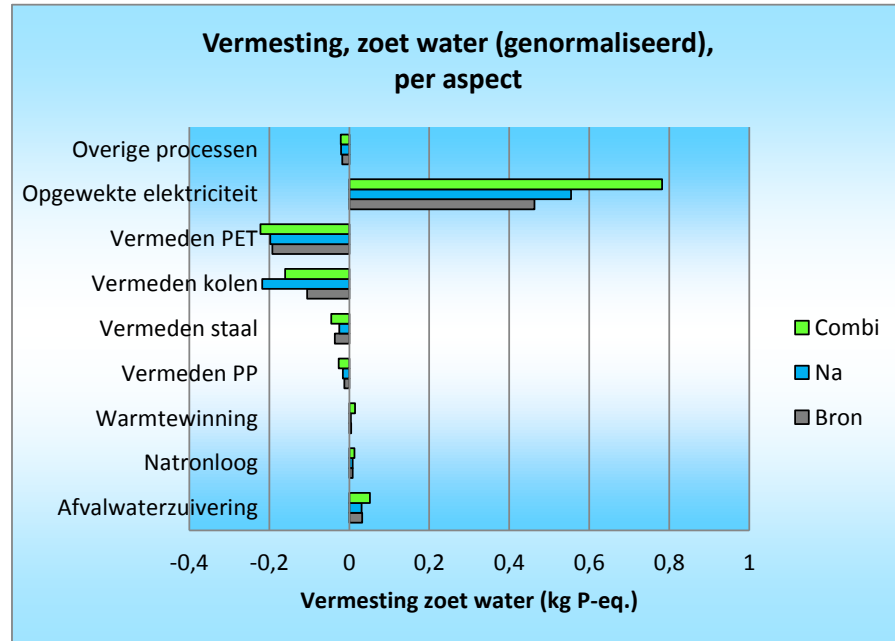
In Figuur 21 zijn de processen die de hoogste bijdrage leveren aan het thema fijnstof weergegeven. Het fijnstof ontstaat in de eerste plaats doordat er minder elektriciteit wordt vermeden, door de extra benodigde productie van de Nederlandse elektriciteitsmix. Daarnaast zijn er directe emissies van fijnstof door de extra transportbewegingen voor de inzameling met kraakperswagens en vervolg transport per truck. Bij bronscheiding is iets meer transport nodig voor de aparte inzameling van het kunststof, naast de inzameling van het restafval. Verder ontstaat ook extra fijnstofemissie bij verbranding van kunststofuitval in cementovens. Daar staat echter tegenover dat de vermeden kolen voor de cementovens veel meer fijnstof vermijden. Tevens wordt door het vermijden van de productie van met name PET en PP veel fijnstof vermeden. De belangrijkste vermeden bron van fijnstof is echter de vermeden productie van hardhout door kunststof mix toepassing. Bij de productie van hardhout ontstaat fijnstof door zaagwerkzaamheden. Netto is er voor fijnstof voor alle scenario's een milieuwinst ten opzichte van het nulscenario op te tekenen. Bron- en nascheiding scores daarin ongeveer gelijk en het combinatiescenario weer wat beter dan de afzonderlijke scheidingstechnieken.

Figuur 21 Fijnstof (genormaliseerd) voor de scenario's t.o.v. het nulscenario, uitgezet naar processen met hoogste bijdrage



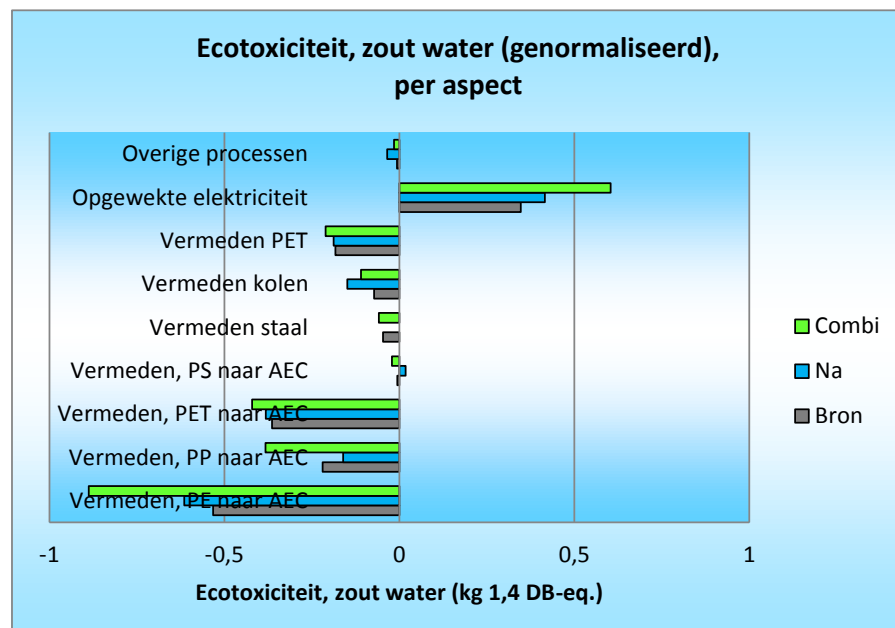
In Figuur 22 worden de processen met de hoogste bijdrage aan het thema vermist van het zoetwatercompartiment getoond. Ook voor dit thema geeft de lagere vermijding van elektriciteit een verhoging van de milieu-impact. Voor dit thema worden weliswaar verbeteringen gerealiseerd door het vermijden van met name kolen en de productie van PET, maar netto levert het toch een milieuverlies op ten opzichte van het nulscenario. De noodzaak voor extra afvalwaterzuivering voor het verwerken van biologisch afval dat vrijkomt bij het schoonwassen van de kunststof recyclestromen levert ook een milieuverlies op, zij het beperkt.

Figuur 22 Vermesting, zoet water (genormaliseerd) voor de scenario's t.o.v. het nulscenario, uitgezet naar processen met hoogste bijdrage



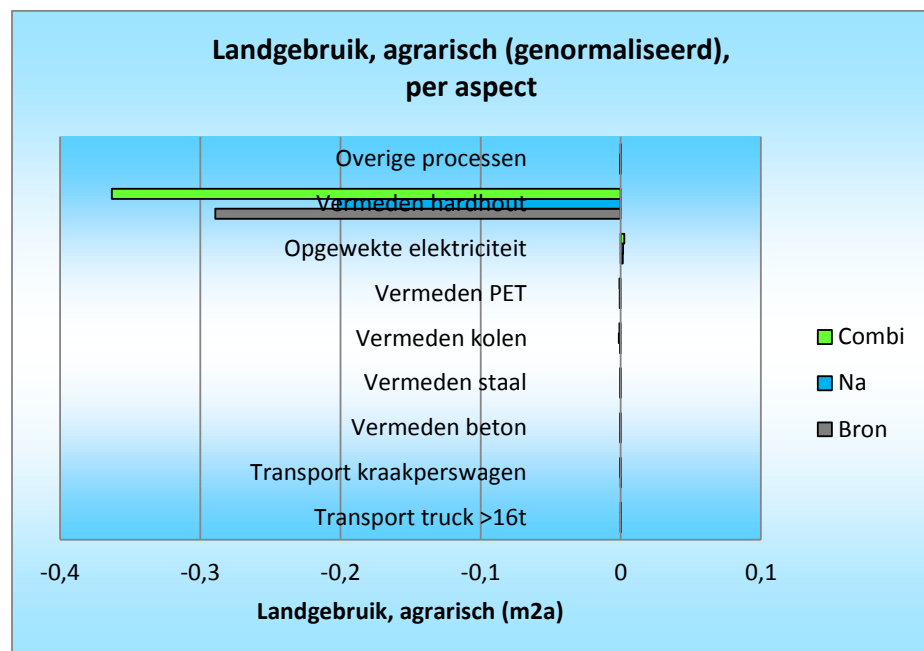
In Figuur 23 zijn de processen die de hoogste bijdrage leveren aan het thema ecotoxiciteit voor het zoutwatercompartiment weergegeven. De extra impact voor dit thema van de niet-vermeden elektriciteit, doordat er minder kunststof in de Nederlandse AECs terecht komt, wordt ruimschoots gecompenseerd doordat er ook minder exotoxische stoffen vrij komen bij verbranding van de kunststoffen in de AECs. Verder levert de vermeden productie van kolen door verbranding van kunststofuitval in cementovens en de vermeden productie van met name PET een duidelijk milieuvoordeel op voor dit thema.

Figuur 23 Ecotoxiciteit, zout water (genormaliseerd) voor de scenario's t.o.v. het nulscenario, uitgezet naar processen met hoogste bijdrage



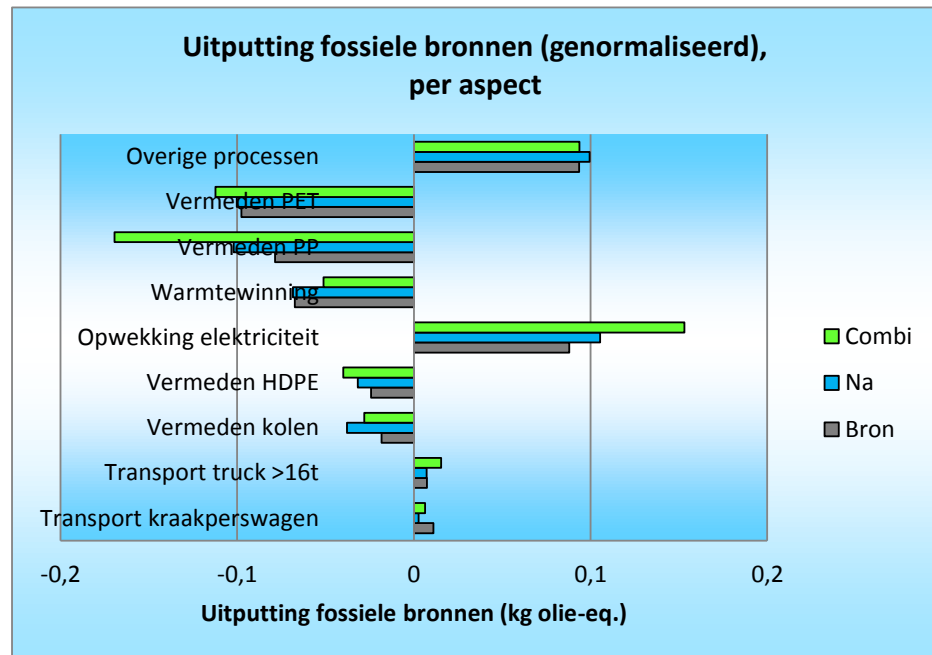
In Figuur 24 zijn de processen weergegeven die de hoogste bijdrage leveren aan het thema agrarisch landgebruik. Hier is overduidelijk dat het vermijden van hardhout door de inzet van gerecycled (mix)kunststof het thema domineert. Omdat er relatief minder mixed kunststoffen vrijkomen bij nascheiding wordt er ook minder hardhout vermeden in dit scenario. Het zal duidelijk zijn dat dit onderscheid sterk af hangt van de marktwerking. Indien namelijk de marktvrage voor vervanging van hardhout wijzigt naar benutting van gerecyclede monostromen i.p.v. mixed kunststoffen, zal dit onderscheid verdwijnen en kan er zelfs een omkering van de situatie ontstaan. Relevant is dus alleen de conclusie dat het vermijden van hardhout door inzet van recycalaat bepalend is voor vermeden landgebruik.

Figuur 24 Agrarisch landgebruik (genormaliseerd) voor de scenario's t.o.v. het nulscenario, uitgezet naar processen met hoogste bijdrage



In Figuur 25 zijn de processen die de hoogste bijdrage leveren aan het thema uitputting van fossiele brandstoffen in beeld gebracht. De verminderde productie bij AECs blijft ook voor dit thema het dominante proces met de hoogste bijdrage aan het milieuverlies. Het extra transport voor de recyclingprocessen blijkt wel relevant, maar speelt slechts een beperkte rol. Verder is er in de scenario's een groot aantal overige processen', die bij elkaar opgeteld een belangrijk aandeel hebben in de uitputting van fossiel brandstoffen. Hierbij moet onder meer gedacht worden aan energieverbruik bij sorteren en verwerken van de kunststofstromen. Aan de positieve zijde van de balans staat echter voldoende compensatie om tot een netto milieuwinst te komen voor alle scenario's. Met name de vermeden productie van PP zorgt ervoor dat de scenario's een netto vermeden gebruik van fossiele brandstoffen realiseren. Daarbij scoren nascheiding en vooral het combiscenario iets beter dan het bronscheidingsscenario.

Figuur 25 Uitputting, fossiel (genormaliseerd) voor de scenario's t.o.v. het nulscenario, uitgezet naar processen met hoogste bijdrage



### Conclusies op basis van midpoint vergelijking

De bovenstaande bespreking van de genormaliseerde waarden voor de thema's geeft een goed inzicht in de netto scores van de scenario's en hoe deze samenhangen met de belangrijkste processen die een bijdrage leveren aan de afzonderlijke milieueffecten (midpoint indicatoren). Er kan echter op basis van deze genormaliseerde scores geen goede onderlinge vergelijking worden gemaakt tussen de bijdragen aan de thema's, omdat de ernst van elk thema niet beoordeeld wordt. Ook is het niet zo dat de scenario's op alle midpoints een milieuvoordeel geven. Op het grootste deel wel maar om een totaal conclusie te trekken is er een weging nodig van deze verschillende effecten.

Voor de beoordeling van deze ernst moet gebruik worden gemaakt van zogenaamde endpoint indicatoren. Een methode om het onderlinge belang van thema's in beeld te brengen, is het beoordelen van de potentiële schade die de bijdrage aan de thema's veroorzaken (ook opgenomen in de ReCiPe methodiek). Deze methode heeft als nadeel dat er gewerkt moet worden met inschattingen van expert panels, waarbij een zekere mate van subjectiviteit het eindresultaat kan beïnvloeden. Het voordeel van het gebruik van een dergelijke methode, vormt uiteraard de vereenvoudiging van de score, doordat er meerdere thema's geaggregeerd worden. Zij worden op een gelijke noemer worden gebracht, zodat zij onderling vergelijkbaar of optelbaar worden. Vooral wanneer de verschillen in bijdrage aan de potentiële schade groot zijn, kan relatief eenvoudig vastgesteld worden welke thema's de grootste bijdrage leveren aan de milieu-impact van de verschillende scenario's. De onzekerheden rond de schade inschatting vallen dan weg tegen de grote verschillen in bijdrage. In de volgende paragraaf is op deze wijze een selectie gemaakt van de meest relevante milieuthema's voor de verdere beoordeling van de scenario's. Er wordt dus, met behulp van endpoint indicatoren, een selectie gemaakt van meest relevante midpoint indicatoren. Op basis van deze midpoint indicatoren wordt de analyse vervolgens voortgezet.

### 5.2.3 Schadecategorieën

Middels de ReCiPe endpointanalyse wordt de bijdrage van de milieueffecten aan schadecategorieën berekend. Op endpointniveau worden drie schadecategorieën onderscheiden:

- schade aan menselijke gezondheid;
- schade aan ecosystemen; en
- uitputting van fossiele grondstoffen.

De ReCiPe-methode (zie Bijlage A) biedt een methodiek voor het berekenen van deze drie geaggregeerde indicatoren berekend uit de eerder gepresenteerde midpoint indicatoren.

In Figuur 26, Figuur 27 en Figuur 28 is de score voor elke schadecategorie te zien en hoe de milieueffecten bijdragen aan die schadecategorie. Op de drie endpoint indicatoren scoren de drie scenario's allemaal gunstig. De positief scorende midpoints tellen dus zwaarder in deze wegging van effecten dan de negatief scorende midpoints.

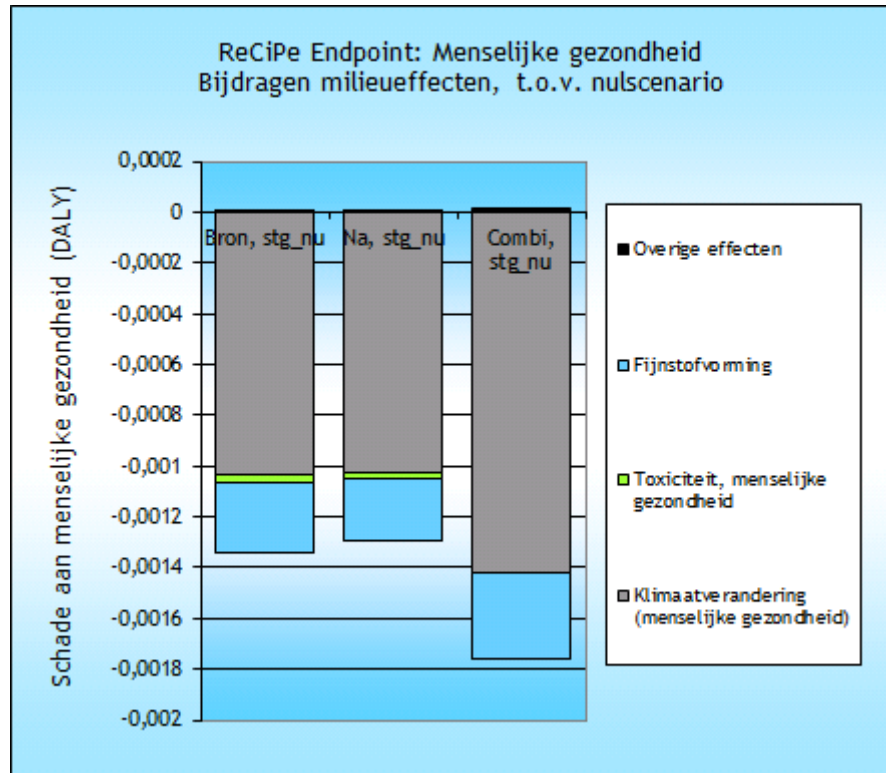
De schadeanalyse, zoals weergegeven in de drie figuren, wordt gedomineerd door vier milieueffecten (midpoints). Drie zijn energie gerelateerde thema's: uitputting fossiele grondstoffen, klimaatimpact en fijnstofvorming en daarnaast agrarisch landgebruik. De overige milieueffecten blijken allemaal nagenoeg weg te vallen ten opzichte van deze vier effecten.

Humane toxiciteit en ecotoxiciteit blijken een zeer beperkte rol te spelen en worden hier dan ook niet verder toegelicht.

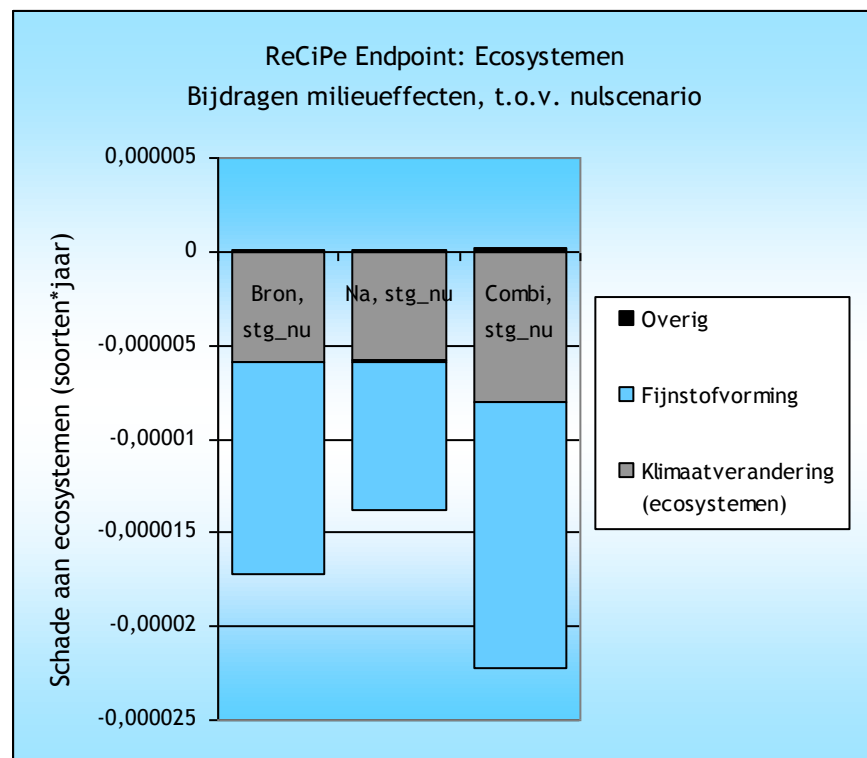
Bij verdere analyse van de resultaten kan geconcludeerd worden dat de vier belangrijkste milieueffecten bij alle scenario's voor ongeveer een gelijk deel bijdragen aan de totale score voor het endpoint. Het combinatiescenario heeft in alle gevallen de beste scores, ten opzichte van verbranding in de AEC. Bronscheiding scoort licht beter dan nascheiding voor de schadecategorieën menselijke gezondheid en aantasting ecosystemen. Voor schadecategorie uitputting scoort nascheiding juist iets beter, doordat meer kunststof in een cementoven wordt toegepast waarbij kolen worden vermeden. De verschillen zijn echter klein, zodat een kleine verandering in bijvoorbeeld respons of scheidingsrendement dit verschil al teniet kan doen.



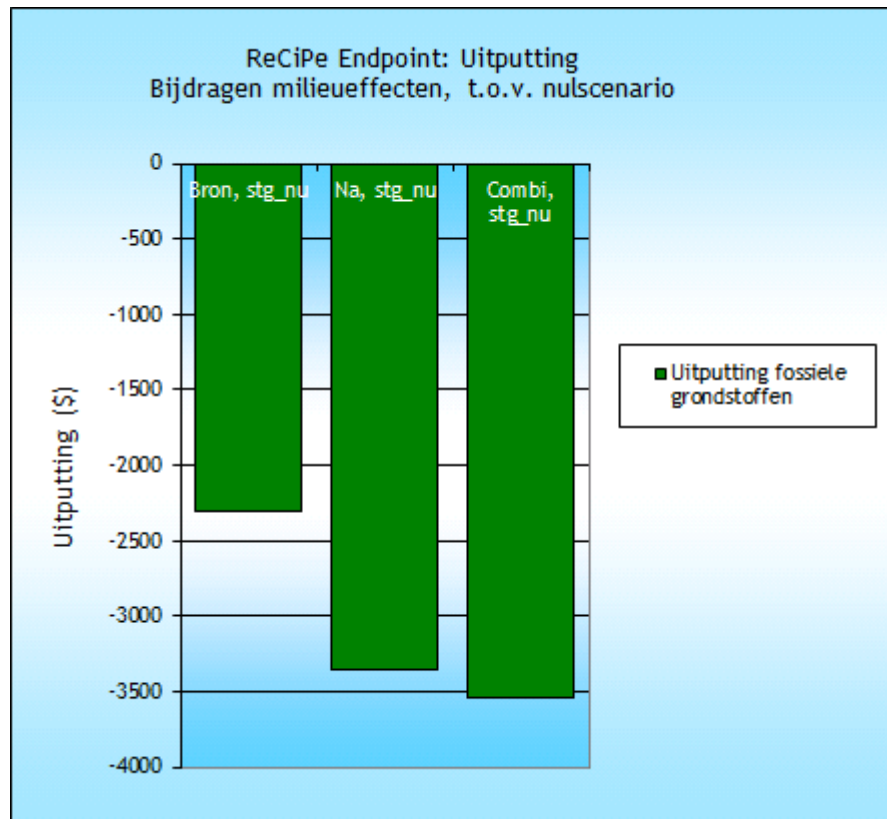
Figuur 26 ReCiPe endpoint: schadecategorie menselijke gezondheid



Figuur 27 ReCiPe endpoint: schadecategorie aantasting ecosystemen



Figuur 28 ReCiPe endpoint: schadecategorie uitputting grondstoffen



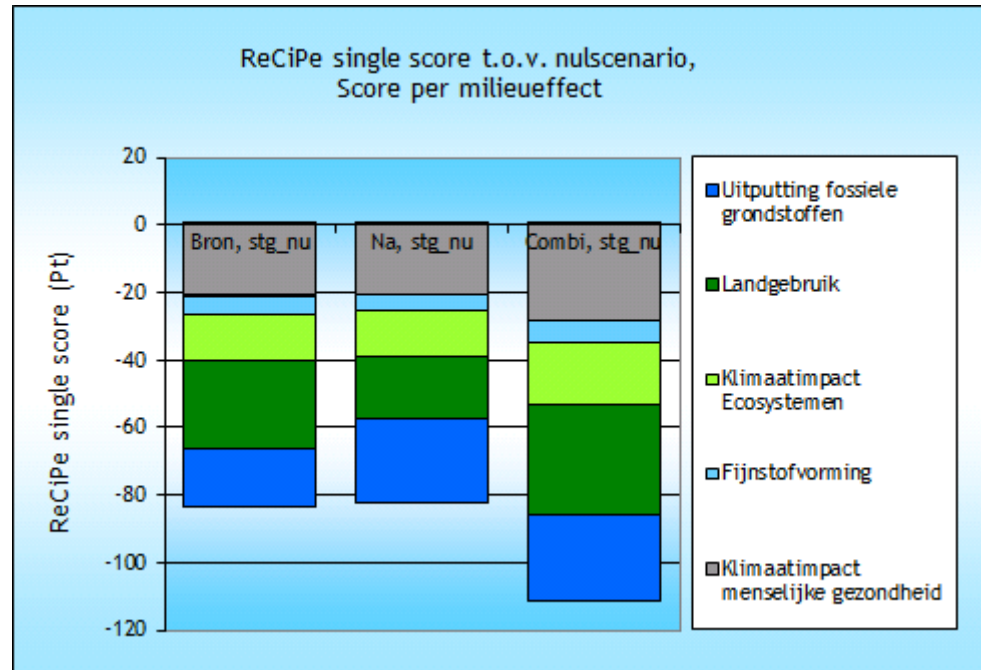
#### 5.2.4 Enkele milieuscore (single score indicator)

De drie schadecategorieën kunnen worden gewogen tot één enkele milieuscore (de ReCiPe single score gebaseerd op een panelweging). De resultaten voor elk scenario voor deze enkele milieuscore is gegeven in Figuur 29. Daar is ook de bijdrage van de dominante milieueffecten goed te zien.

Wel moet als kanttekening geplaatst worden dat weging een subjectieve stap is. De keuze voor andere weefactoren kunnen leiden tot een andere volgorde of belangrijkheid van effecten. Als bijvoorbeeld een weging wordt gekozen waarbij schadecategorie uitputting van grondstoffen een belangrijkere rol gaat spelen, zou het nascheidingsscenario in theorie beter uit kunnen gaan vallen dan bronscheiding omdat nascheiding voor deze schadecategorie een betere score heeft. Om toch enig zicht te geven op hoe de schadecategorieën zich tot elkaar verhouden en wat dit betekent voor de verdeling van de bijdragen van de verschillende milieueffecten wordt hier toch de resultaten van de single score indicator gegeven.



Figuur 29 ReCiPe single score voor de drie beschouwde scenario's



Uit de single score-analyse, weergegeven in Figuur 29, komt naar voren dat landgebruik een belangrijke bijdrage levert aan de milieuverbetering ten opzichte van het nulscenario verbranden. Het betreft hier agrarisch landgebruik voor tropische bosbouw en de impact hiervan op biodiversiteit. Het voordeel op dit thema wordt, voor alle scenario's, veroorzaakt door het vervangen van tropisch hardhout door mixed kunststof bij inzet in bermpaaltjes, straatmeubilair, speeltoestellen, etc.

De totale score voor het bronscheidingsscenario van kunststof verpakkingsafval is, uitgaande van deze weging, vrijwel gelijk aan die voor het nascheidingsscenario (het kleine verschil in de grafiek is niet significant gezien de onzekerheden in de data). Zoals gezegd is deze uitspraak afhankelijk van de weging en daarmee alleen indicatief. Op termijn is te verwachten dat de respons van bronscheiding nog kan toenemen. De responscijfers in onze buurlanden Duitsland en België, waar kunststof bronscheiding al veel eerder is ingevoerd, liggen veel hoger dan de huidige Nederlandse respons (het Belgische Fost Plus meldt bijvoorbeeld een respons van 70% voor flessen en flacons<sup>17</sup>). Het betreft hier dus een momentopname.

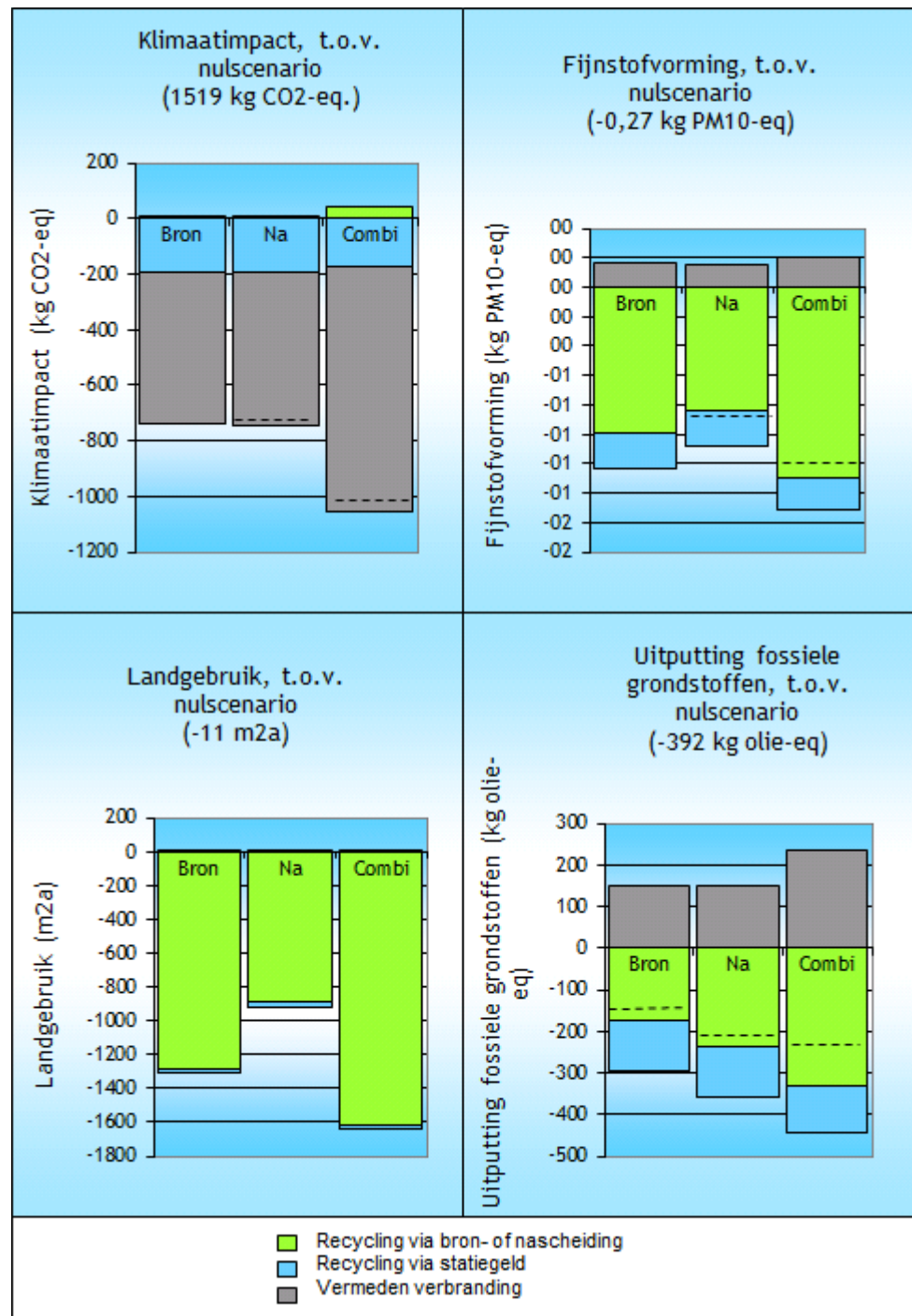
Het combinatiescenario komt als beste uit de bus. Echter, het totale voordeel is niet zo groot als de optelling van de voordelen van het bron- en nascheidingresultaat.

### 5.2.5 Vergelijking van de scenario's

Voor deze vier dominante milieueffecten is vervolgens grafisch het verschil weergegeven ten opzichte van het nulscenario in Figuur 30, op milieueffectniveau. Hierbij is aangegeven welk aandeel komt door het recycleat vanuit statiegeld, het recycleat vanuit bron- of nascheiding en het verschil in verbrande hoeveelheid materiaal. In Bijlage J.3 is een bijbehorende tabel met waarden te vinden.

<sup>17</sup> Fost Plus, 2010.

Figuur 30 Vergelijking scenario's, vier milieueffecten en de bijdrage aan de score van recycling via bronscheiding, statiegeld en winst door vermeden verbranding (de stippellijn geeft het totaal aan)



Het hoofdscenario bronscheiding is gebaseerd op het haalsysteem, met een gewogen inzamelrespons van diftar/niet-diftargemeenten. Het nascheidingsscenario is het gemiddelde van de drie nascheidingsinstallaties die op dit moment in Nederland operationeel zijn.

## Verschillen tussen de drie scenario's

*Voor alle vier de milieueffecten die het zwaarst tellen in de gewogen optelling van milieuthema's leidt het recyclen van kunststof tot milieuvoordeel. Voor drie effecten komt dit voornamelijk door de positieve effecten van het uitsparen van de productie van primair kunststof door middel van recyclen; voor klimaatimpact komt het vooral door het vermijden van de verbranding van kunststof verpakkingsafval in de AEC.*

Het combinatiescenario levert in alle gevallen het meeste milieuvoordeel op.

## Klimaatimpact

Het recyclen van kunststof in plaats van het verbranden van kunststof zorgt ervoor dat er minder materiaal verbrand hoeft te worden en dat er minder virgin kunststof geproduceerd hoeft te worden. Dit voordeel is groter dan het voordeel van vermijden van elektriciteit- en warmteproductie door een AEC. Voor de bron- nascheidingsscenario's (met de huidige responspercentages) is de winst door vermijding van broeikasgasemissies vrijwel gelijk.

Het recyclen van materiaal via nascheiding heeft een kleine klimaatimpact en het recyclen via bronscheiding levert een klein klimaatvoordeel (verschil komt door verschil in uitval en energiegebruik bij de verwerking). 'Recycling' omvat hier alle processen, transporten en vermeden materialen door bron- en nascheiding. Bij zowel bron-als nascheiding is de vermeden verbranding van kunststof het grootste effect.

Het recyclen van met statiegeld ingezamelde PET-flessen heeft een negatieve klimaatimpact die groter is dan recycling door bron- en nascheiding. Tevens gaat het hier om minder kg kunststof, dus op dit moment levert statiegeld per kg verpakkingsafval het meeste milieuvoordeel op.

Zoals ook bij de ReCiPe single score-analyse zichtbaar is, levert het combinatiescenario het grootste milieuvoordeel op, maar niet zoveel als de optelling van bron- en nascheiding. Dit heeft de volgende redenen:

- Het milieuvoordeel van statiegeld is voor alle drie scenario's gelijk.
- Kunststof dat er reeds uitgehaald is via bronscheiding kan niet meer middels nascheiding eruit gehaald worden: er gaat in het combiscenario niet 1.000 maar 625 kg door de nascheidingsinstallatie.
- Het meeste milieuvoordeel bij het nascheidingsscenario wordt behaald door het niet verbranden van materiaal. Het combinatiescenario levert meer materiaal op, dus wordt verbranding vermeden, maar er valt ook meer kunststof uit. Na sortering valt een deel uit dat ook in een AEC wordt verbrand. Dit levert dus alsnog emissies op. Het gesorteerde materiaal moet worden verwerkt, wat energie kost. Ook dit levert emissies op. Beide redenen drukken het milieuvoordeel van uitgespaarde verbranding.

## Uitputting fossiele grondstoffen

Bij verbranding in een AEC worden fossiele grondstoffen uitgespaard vanwege het opwekken van elektriciteit en warmte. Als er wordt gerecycled, wordt er minder materiaal verbrand. Dit heeft tot gevolg dat er minder fossiele grondstoffen worden uitgespaard door verbranding. Ten opzichte van het nulscenario scoort de component 'aandeel vermeden verbranding' dus slechter.

Op dit thema scoort nascheiding beperkt beter, vooral omdat er meer kolengebruik wordt voorkomen door inzet van kunststofuitval in een cementoven.



Door recycling zelf wordt kunststof uitgespaard, wat leidt tot milieuvoordeel voor de componenten ‘aandeel recycling via bronscheiding’ en ‘aandeel recycling via statiegeld’. Het totale voordeel van deze componenten is groter dan het nadeel van ‘aandeel vermeden verbranding’.

Voor bron- en nascheiding geldt, net als bij klimaatimpact, dat de respons en het scheidingsrendement doorslaggevend is: hoe meer materiaal er wordt gescheiden, hoe meer fossiele grondstoffen uiteindelijk worden uitgespaard.

### **Landgebruik**

De score voor landgebruik wordt vooral veroorzaakt door het uitsparen van tropisch hardhout bij inzet van mixed kunststof in toepassingen als bermpaaltjes, straatmeubilair en speeltoestellen.

Hier is het opvallend dat bronscheiding een betere score heeft dan nascheiding. Dit komt door een verschil in de hoeveelheid materiaal dat na verwerking in paaltjes terecht komt. Na sortering is er meer mixed kunststof beschikbaar vanuit nascheiding, maar het uitvalspercentage bij verwerking van deze mixed kunststof is hoger bij nascheiding dan bij bronscheiding zodat er netto meer als grondstof inzetbaar mixed kunststof komt uit het bronscheidingsstelsel.

### **Fijnstofvorming**

De aspecten verbranding in AEC, transport en productieprocessen leiden tot fijnstofvorming. Elektriciteitsopwekking en uitsparing van materialen leiden tot een besparing van fijnstofvorming.

Bij integrale verbranding in de AEC (nulscenario) wordt de fijnstofvorming door verbranding en transport opgeheven door de besparing erop door de opgewekte energie. Het levert een bescheiden besparing van fijnstofvorming op.

Bij recycling van kunststof leveren de uitgespaarde materialen een besparing van fijnstofvorming op, welke groter is dan de fijnstofvorming door transport en productieprocessen. Ten opzichte van verbranding in een AEC levert recycling dus een besparing van fijnstofvorming op.

Alle uitgespaarde materialen leveren een besparing van fijnstofvorming op, maar vooral het besparen van tropisch hardhout blijkt tot het voorkomen van fijnstofvorming te leiden. Dit verklaart het relatief grote aandeel ‘recycling via bron- en nascheiding’.

Volgens de achtergronddocumentatie van Ecoinvent worden takken en de top van de boom verbrand, wat de fijnstofvorming tot gevolg heeft.

## **5.3 Milieueffecten per ketenstap**

Om meer gevoel te krijgen voor waar de milieueffecten eigenlijk optreden in de keten wordt in Figuur 31, Figuur 32 en Figuur 33 gepresenteerd welke rol broeikasgasemissies spelen in de verschillende ketenstappen van het bronscheidingsproces en het nascheidingsproces.

(NB: In deze paragraaf worden absolute resultaten gepresenteerd, geen resultaten ten opzichte van het nulscenario.)

Voor de hoofdscenario's bronscheiding en nascheiding van kunststof verpakkingsafval wordt ingezoomd op alle aspecten die daar een bijdrage aan leveren Tabel 26 geeft, per component van de scenario's, een overzicht van de aspecten van de scenario's. Deze ziet men terug in Figuur 31 t/m Figuur 33. In de figuren zijn gelijke kleuren soortgelijke aspecten. Blauw betreft



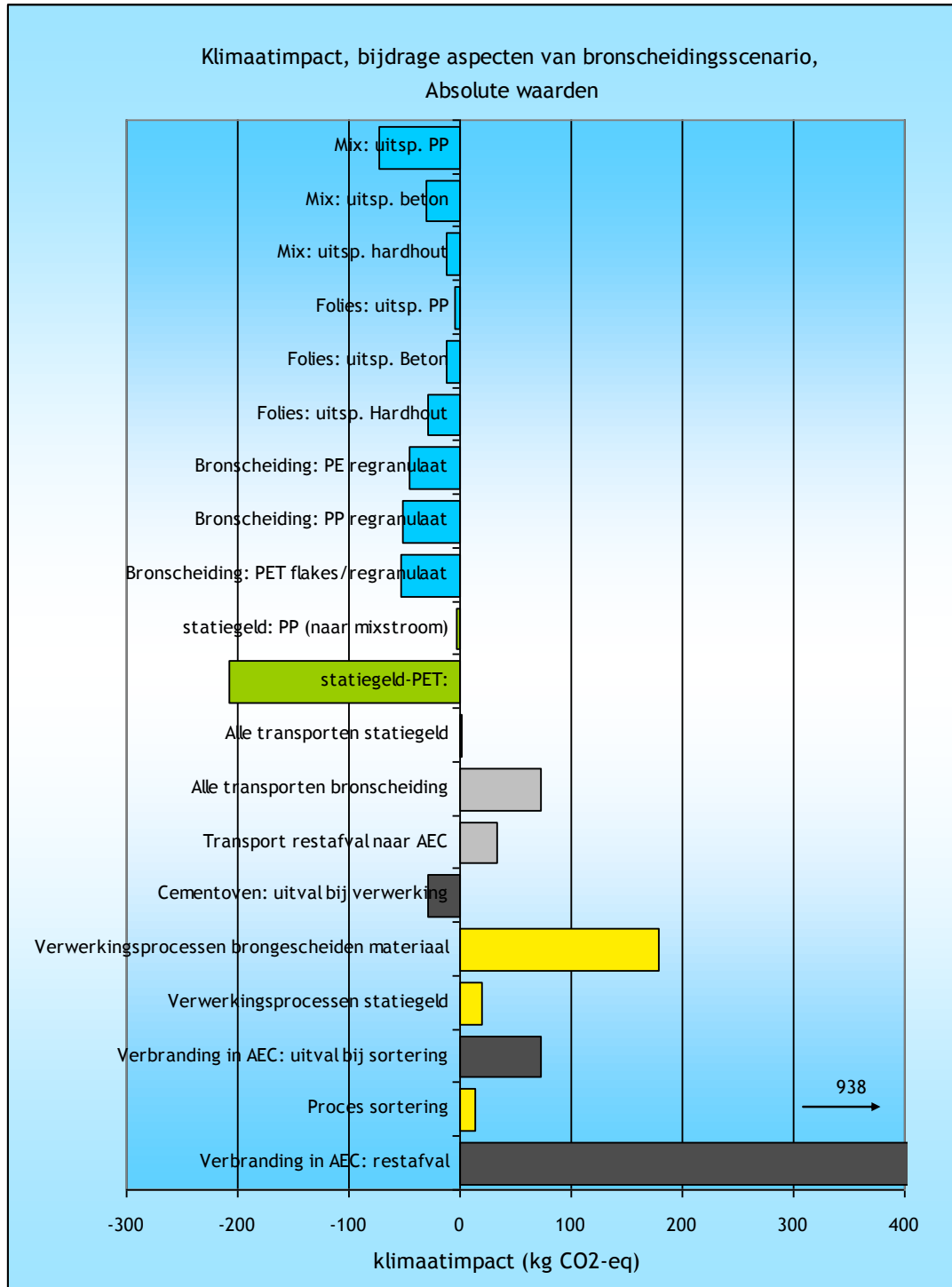
vermeden productie van kunststoffen uit bron- of nascheiding, groen de vermeden productie uit statiegeld, donkergrijs is verbranding (in AEC of cementoven), lichtgrijs betreft transporten en zijn de gele staven de scheiding-, sortering- en verwerkingsprocessen.

Tabel 26 Aspecten van de bron- en nascheidingsscenario's

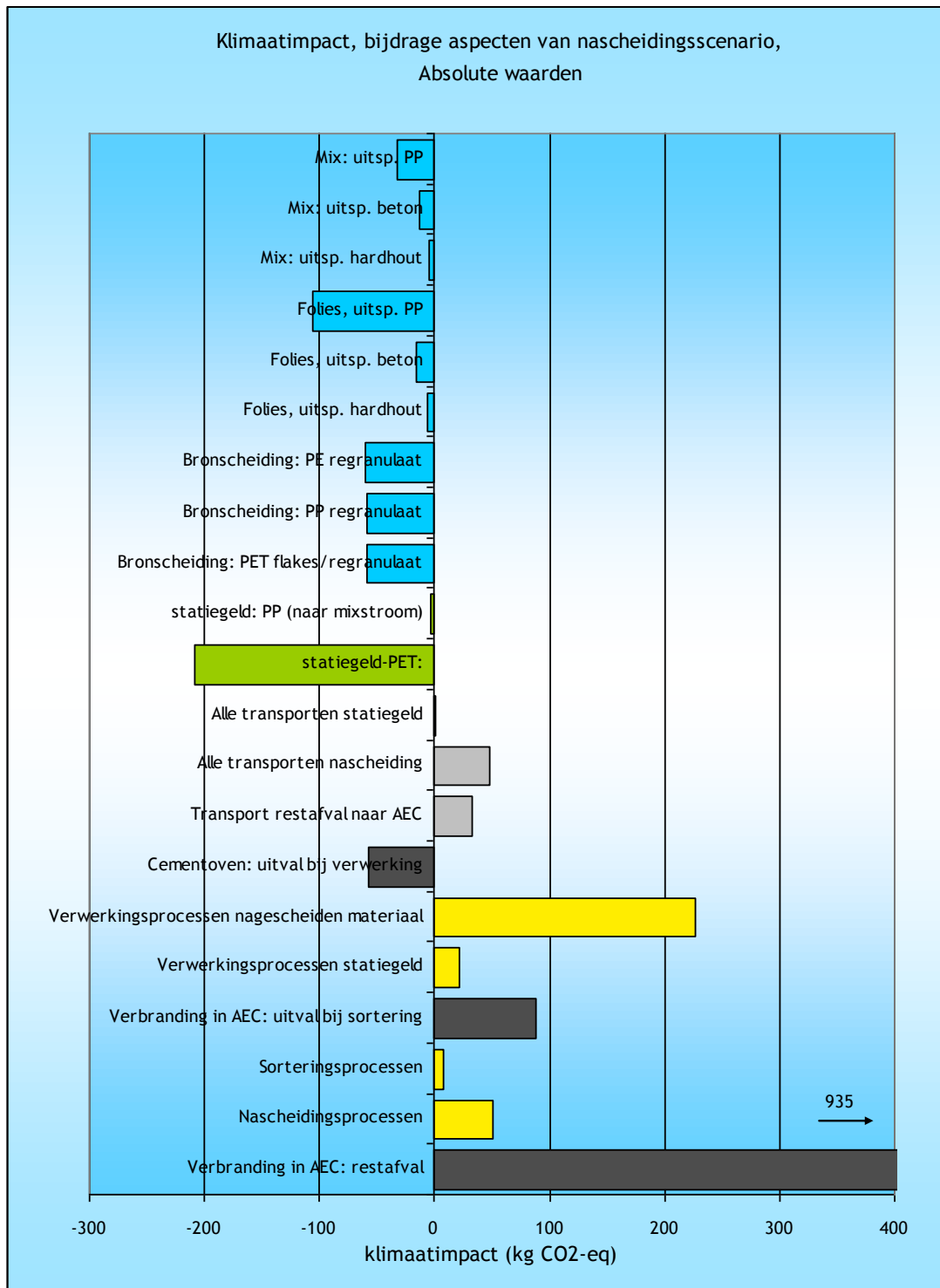
Component	Aspect
Nascheiding	Scheidingsproces
Bron- en nascheiding	Sorteerproces
	Verwerkingsprocessen
	Alle transporten
	Verbranding in AEC en cementoven van uitval
Statiegeld	Uitsparing van materialen door geproduceerd recyclaat
	Verwerkingsprocessen
	Alle transporten
	Verbranding in AEC en cementoven van uitval
Restafval	Uitsparing van materialen door geproduceerd recyclaat
	Transport naar AEC
	Verbranding in AEC



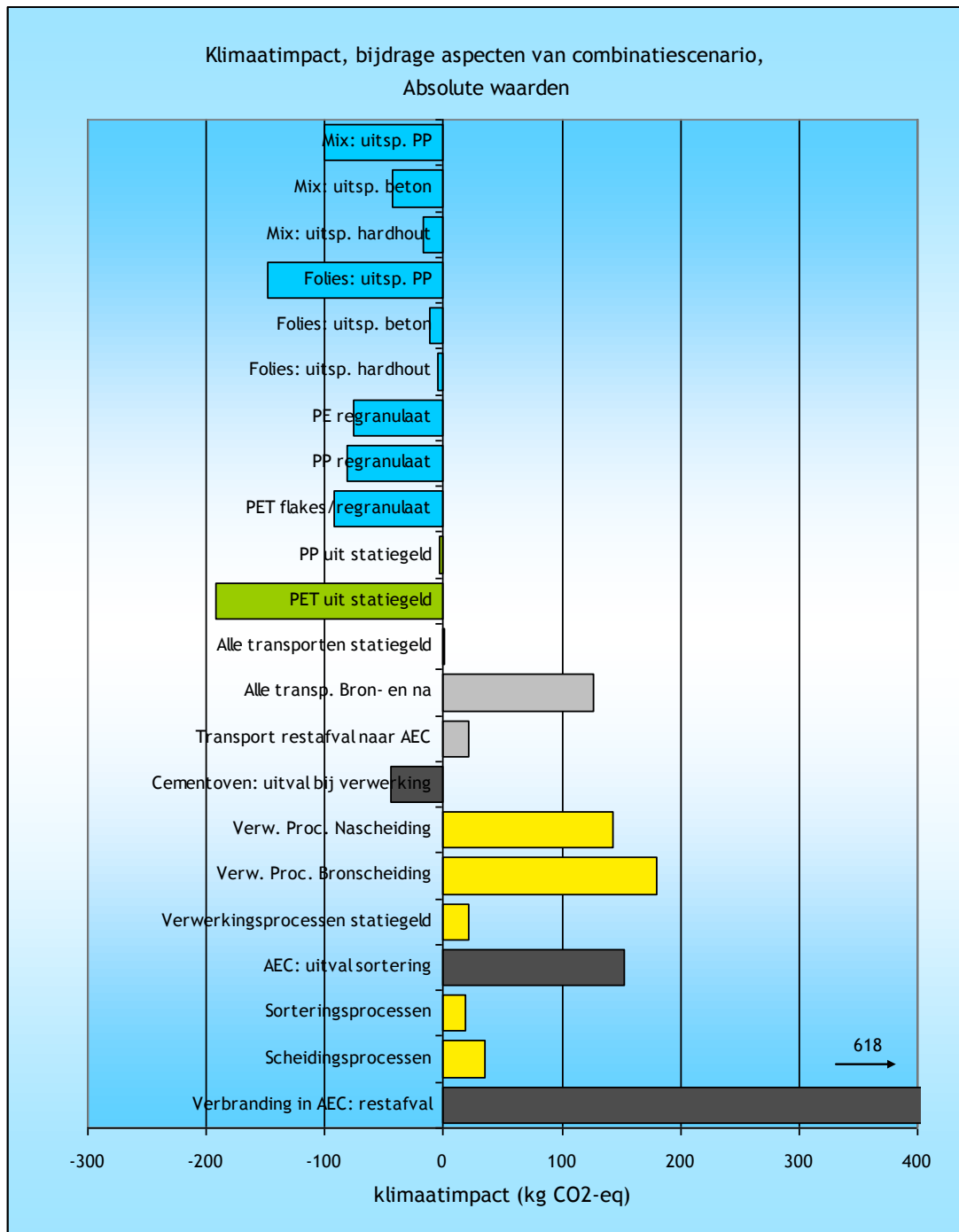
Figuur 31 Absolute klimaatimpact score, hoofdscenario bronscheiding, per aspect



Figuur 32 Absolute klimaatimpact score, hoofdscenario nascheiding, per aspect



Figuur 33 Absolute klimaatimpact score, hoofdscenario combinatiescenario, per aspect



### Statiegeld

Zoals al eerder opviel levert recyclaat uit statiegeld op de grote PET-flessen een relatief grote winst op (groene staven), ondanks de relatief kleine hoeveelheid materiaal dat via statiegeld beschikbaar is (81 kg, per 1.000 kg).



### **Verbranding in AEC**

Verbranding van kunststof verpakkingsafval uit het huishoudelijk restafval heeft de grootste impact van alle aspecten. Er gaat dan ook het meeste kunststof naar verbranding. Het combinatiescenario is een uitzondering hierop: er gaat het meeste materiaal richting recycling. Netto is deze emissie bij bron- en nascheiding vrijwel gelijk.

### **Beter cementoven dan AEC voor kunststofuitval**

Verder wordt duidelijk dat men milieukundig beter materiaal in de cementoven kan verbranden dan in de AEC. De reden is de directe uitsparing van (verbranding van) kolen. Per MJ verbrand kunststof wordt 1 MJ aan kolenverbranding uitgespaard, terwijl de uitsparing van elektriciteit en warmte bij een AEC minder direct is (efficiëntie van 14 en 16%).

### **Scheiding en verwerking**

De verwerkingsprocessen van kunststof uit nascheiding hebben een hogere klimaatimpact score dan de verwerkingsprocessen van kunststof uit bronscheiding. De score voor verwerkingsprocessen bij het combinatiescenario is veel hoger dan voor bron- en nascheiding omdat er veel materiaal (kg) wordt verwerkt. Het energieverbruik bij verwerking zorgt voor deze impact. De score is zelfs hoger dan de score voor verbranding van restafval. Energieverbruik bij verwerking is zodoende een aandachtspunt.

Het verschil tussen bron- en nascheiding bij verwerkingsprocessen komt deels omdat er meer materiaal wordt vrijgemaakt en verwerkt, maar deels ook omdat voor kunststof uit nascheiding meer procesenergie voor verwerking van gescheiden materiaal is benodigd<sup>18</sup>.

Een ander verschil tussen bron- en nascheiding is de extra mechanische scheidingsstap die nodig is voor nascheiding. Bij bronscheiding scheiden burgers zelf hun materiaal, wat geen impact tot gevolg heeft.

Het eventueel schoonwassen voor inlevering door de consument bij bronscheiding is niet meegenomen in deze studie.

### **Transport**

Transport heeft een bescheiden bijdrage van slechts enkele procenten op de totale score voor klimaatimpact.

## **5.4 Resultaten variatie in respons/scheidingspercentage**

Omdat de resultaten sterk afhankelijk zijn van het percentage kunststof dat wordt ingezameld (respons bronscheiding) of afgescheiden (stijgingspercentage nascheiding), tonen we hier ook de relatie tussen de inzamelrespons/scheidingspercentage en het resultaat voor klimaatimpact. Dit wordt zowel getoond voor de klimaatimpact als de ReCiPe single score.

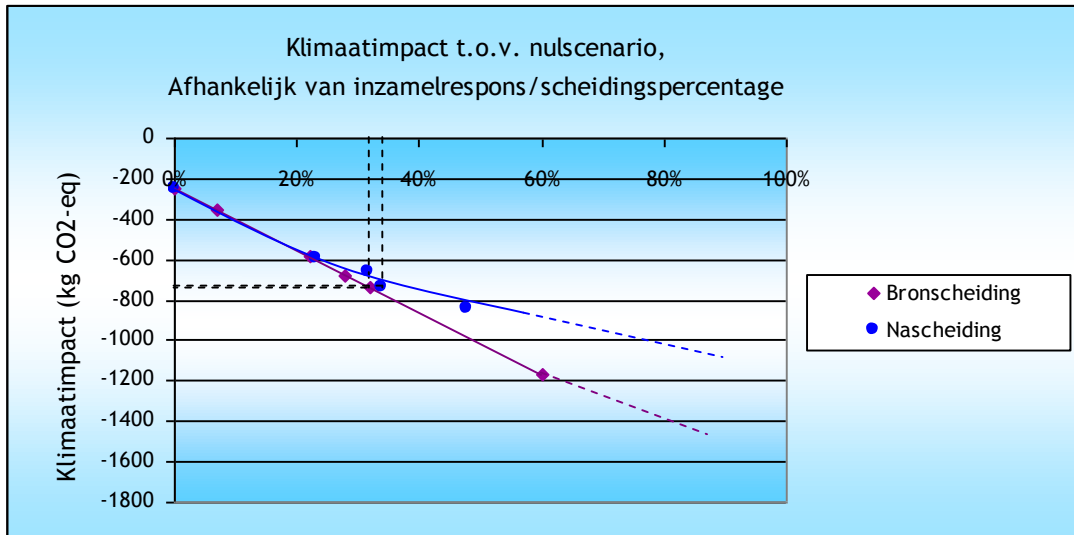
Benadrukt moet worden beide resultaatlijnen onzekerheden bevatten zodat de relatief kleine verschillen niet significant zijn.

---

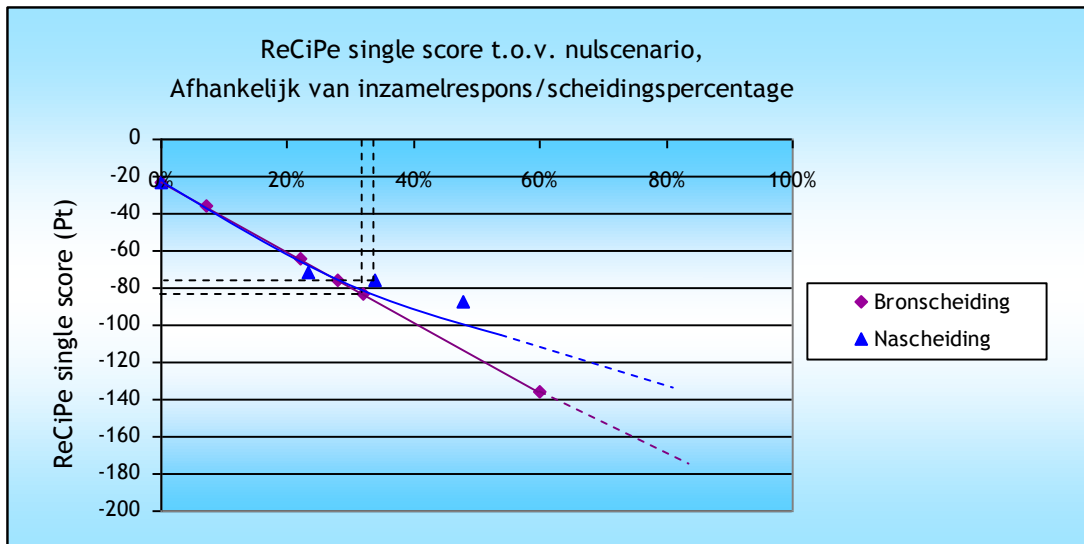
<sup>18</sup> Het verschil in procesenergie voor verwerking van folies, zoals aangegeven in een interview, is doorgetrokken naar de overige kunststofstromen. Dit resulteert in 19% hogere procesenergie voor verwerking van gescheiden kunststof.



Figuur 34 Klimaatimpact, variatie in resultaat afhankelijk van respons, bron- en nascheiding



Figuur 35 ReCiPe single score, variatie in resultaat afhankelijk van respons, bron- en nascheiding



Op de ReCiPe single score scores bronscheiding en nascheiding tot circa 30% inzamelrespons vrijwel gelijk. Daarboven neemt het resultaat voor nascheiding minder toe dan voor bronscheiding. Dit is gebaseerd op de variatie in resultaten tussen de drie onderzochte nascheidingsinstallaties. De toename in scheidingspercentage bij nascheiding komt vooral door het afscheiden van meer zachte kunststoffen. Het effect dat de vervuiling bij bronscheiding bij hoge percentages kan gaan toenemen is vertaald in een licht afbuigende stippellijn vanaf 60%.

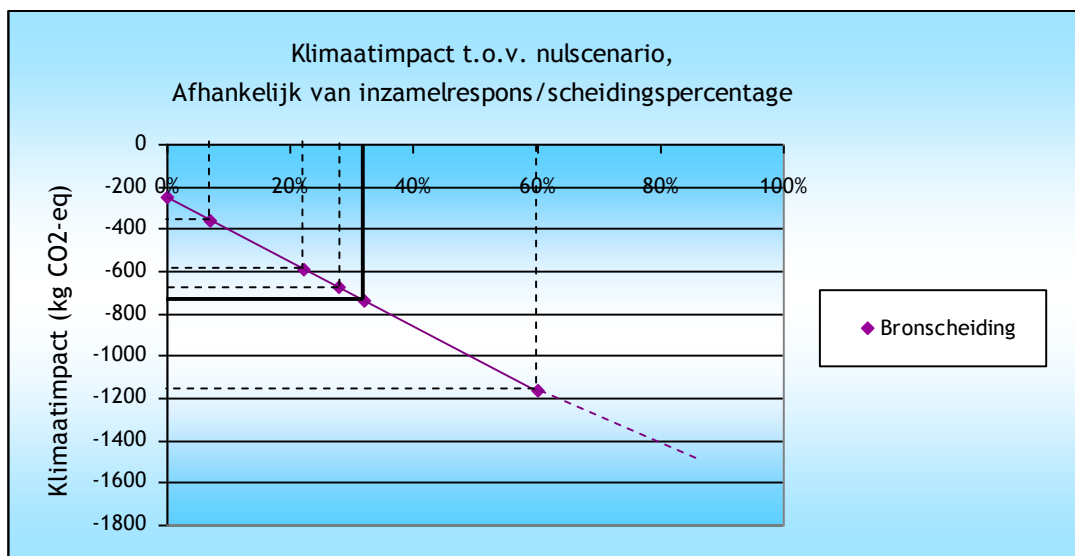
### Variatie in resultaat bronscheiding, door variatie in respons

Voor het hoofdsceario bronscheiding, dat uitgaat van een haalsysteem, is een gemiddelde respons berekend, op basis van de gemiddelde responswaarden van diftar- en niet-diftargemeentes (zie ook Tabel 7). Echter, de gemiddelde respons van het brengsysteem ligt gemiddeld lager (22%). Ook is er veel spreiding in respons: de laagste responswaarde ligt op 7%, de hoogste op 60%.



De variatie, en het gevolg daarvan op de resultaten, wordt weergegeven in Figuur 36.

Figuur 36 Variatie in inzamelrespons, bronscheiding



Tabel 27 Waarden behorende bij Figuur 36

Systeem	Responspercentage
Breng gemiddeld	22%
Haal gemiddeld	32%*
Totaal gemiddeld	28%
Maximale respons (stedelijkheidsklasse 4, diftar haal)	60%
Minimale respons (stedelijkheidsklasse 1, niet-diftar breng)	7%

\* Hierbij is rekening gehouden met variatie per type verpakking. Bij deze 32% gemiddeld hoort een percentage van 55% voor flessen en flacons.

### Onzekerheden in resultaat bronscheiding door onzekerheid in hoeveelheid kunststof

Er is meer reden voor variatie in de responsberekeningen. In Paragraaf 4.4 is aangegeven dat er onzekerheid is over de hoeveelheid kunststof verpakkingen die in de afvalfase aanwezig is, wat zich vertaalt in een onzekerheid in de responses. De getallen zijn berekend met de ingezamelde hoeveelheden in de eerste maanden van 2011 en op basis van de afvalanalyses voor 2010.

Als er gerekend zou worden met een heel jaar dan moet er teruggerepen worden op de ingezamelde hoeveelheden voor 2010 en dan wordt de respons voor halen 26% (in plaats van 32%) en voor brengen 17% (in plaats van 22%).

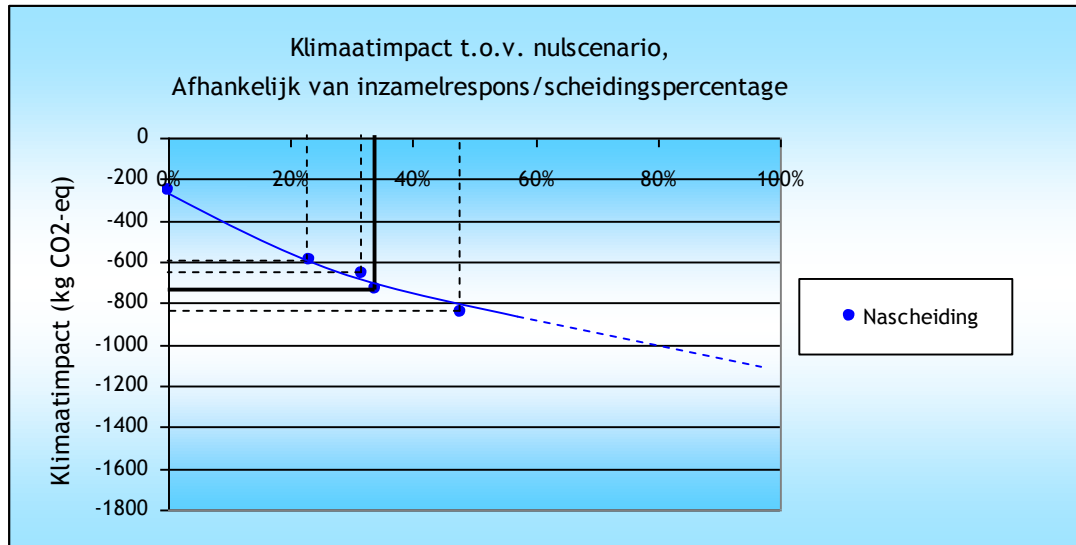
Als er gebruik gemaakt wordt van een driejaargemiddelde van de afvalanalyses (2008/2009/2010) dan lijkt er meer kunststof verpakkingsmateriaal op de markt gebracht te zijn. In dat geval en dan zou er voor het haalsysteem een respons van 24% worden berekend (in plaats van 32%) en voor het brengsysteem een respons van 16% (in plaats van 22%).

Deze waarden zijn niet aangegeven in Figuur 36, maar men kan het effect op de klimaatimpact aflezen in de figuur.

## Variatie in resultaat bronscheiding, door variatie in scheidingspercentage

De drie onderzochte nascheidingsinstallaties hebben elk een ander scheidingspercentage en leiden tot verschillende klimaatscores. Het gemiddelde is weergegeven met de dikkere lijnen, de individuele installaties met stippellijnen. Te zien is dat er een spreiding is van ruim 200 kg CO<sub>2</sub>-eq.

Figuur 37 Variatie in scheidingspercentage, nascheiding



Tabel 28 Waarden behorende bij Figuur 37

Locatie	Scheidingspercentage harde kunststoffractie	Scheidingspercentage zachte kunststoffen	Scheidingspercentage totaal
Groningen	22,1%	9,5%	31,6%
Oudehaske	23,2%	0%	23,2%
Wijster	36,3%	11,5%	47,8%
Gemiddelde	27%	7%	34%

## Onzekerheden door onzekerheid in hoeveelheid kunststof

Ook bij nascheiding heeft de onzekerheid in de hoeveelheid kunststof verpakkingsafval in huishoudelijk afval invloed op de berekening van het scheidingspercentage (zie Paragraaf 4.5.1). Gebruik van een driejaarlijks gemiddelde (2008/'09/'10) als basis voor de berekeningen, maakt bij nascheiding echter niet veel uit (33 i.p.v. 34%). Dit komt omdat het effect voor Oudehaske en voor Groningen tegengesteld is aan het effect in de berekening voor Wijster (Wijsterspecifieke cijfers voor 2010).

## 5.5 Resultaten stortvariant: bronscheiding met stort van uitgevallen kunststof en aanhangend vuil

Er is onderzocht wat het effect is van het storten van uitgevallen kunststof plus het bijbehorende aanhangend vuil, in plaats van verbranding ervan.

Omdat voor deze variatie ook de uitgevallen kunststof en het aanhangend vuil wordt beschouwd, is in deze paragraaf het nulscenario herberekend inclusief verbranding van het aanhangend vuil en de kunststofuitval afkomstig uit bronscheiding en statiegeld.

Het op deze manier herberekende bronscheidingsscenario kan nu goed vergeleken worden met een variant waarin uitgevallen kunststof en aanhangend vuil gestort worden.

Tabel 29a toont zowel absolute waarden als waarden ten opzichte van verbranding in de AEC. Vetgedrukt zijn de absolute waarden van het nulscenario inclusief verbranding van aanhangend vuil, de absolute waarde van de stortvariant en het verschil tussen deze twee.

In Tabel 29b is deze stortvariant vergelijking opgenomen zonder het meenemen van het aanhangend vuil

Ter vergelijking zijn, in Tabel 29c, de absolute waarden van het standaard nulscenario en het hoofdsenario bronscheiding voor klimaatimpact toegevoegd, en helemaal onderaan het verschil tussen deze twee. In deze analyse is geen aanhangend vuil meegenomen. De uiteindelijke verschilwaarde is in dit scenario met aanhangend vuil echter hetzelfde als de verschilwaarde zonder aanhangend vuil omdat we er van uitgegaan zijn dat uiteindelijk het grootste deel van het aanhangend vuil zowel in de referentie AEC situatie als in de recycling situatie in de AEC terecht komt. In de verschil berekening wordt bij beide opties die van elkaar afgetrokken worden hetzelfde opgesteld. Netto maakt dat op het eindresultaat niet uit.

Voor het storten van het aanhangend vuil is alleen de klimaatimpact berekend, dus de overige milieueffecten zijn voor het storten van aanhangend vuil onderbelicht. Voor het storten van kunststof zijn wel alle milieueffecten berekend. Een lijst met de scores voor de overige effecten is toegevoegd in Bijlage J.4, waarbij men zich moet bedenken dat niet alle effecten optimaal zijn geïventariseerd.

De rijen in Tabel 29a geven de klimaatwinst van een scenario met stort van uitgevallen kunststof en aanhangend vuil ( $762-1557 = -795$ ). Dit klimaatvoordeel is gunstiger dan de situatie in Tabel 29c waarbij uitgevallen kunststof en aanhangend vuil worden verbrand in een AEC ( $780-1519 = -739$ ).

Tabel 29a Resultaten stortvariant, inclusief aanhangend vuil

Scenario	Klimaatimpact (kg CO <sub>2</sub> -eq.)
Nulscenario inclusief verbranding van aanhangend vuil van bronscheiding en statiegeld	1.557
Variant 1d: bron, haal, stg_nu, inclusief storten van kunststof uitval en aanhangend vuil	762
Klimaatimpact stortvariant t.o.v. nulscenario inclusief verbranding van aanhangend vuil	-795



Tabel 29b Resultaten stortvariant, exclusief aanhangend vuil

Scenario	Klimaatimpact (kg CO <sub>2</sub> -eq.)
Nulscenario exclusief verbranding van aanhangend vuil van bronscheiding en statiegeld (het standaard nulscenario)	1.519
Variante 1d: bron, haal, stg_nu, exclusief storten van aanhangend vuil	739
Klimaatimpact variante 1d exclusief aanhangend vuil standaard nulscenario	-780

Tabel 29c Ter vergelijking: resultaten hoofdsценario bronscheiding (netto verschil is gelijk voor situatie met en zonder aanhangend vuil)

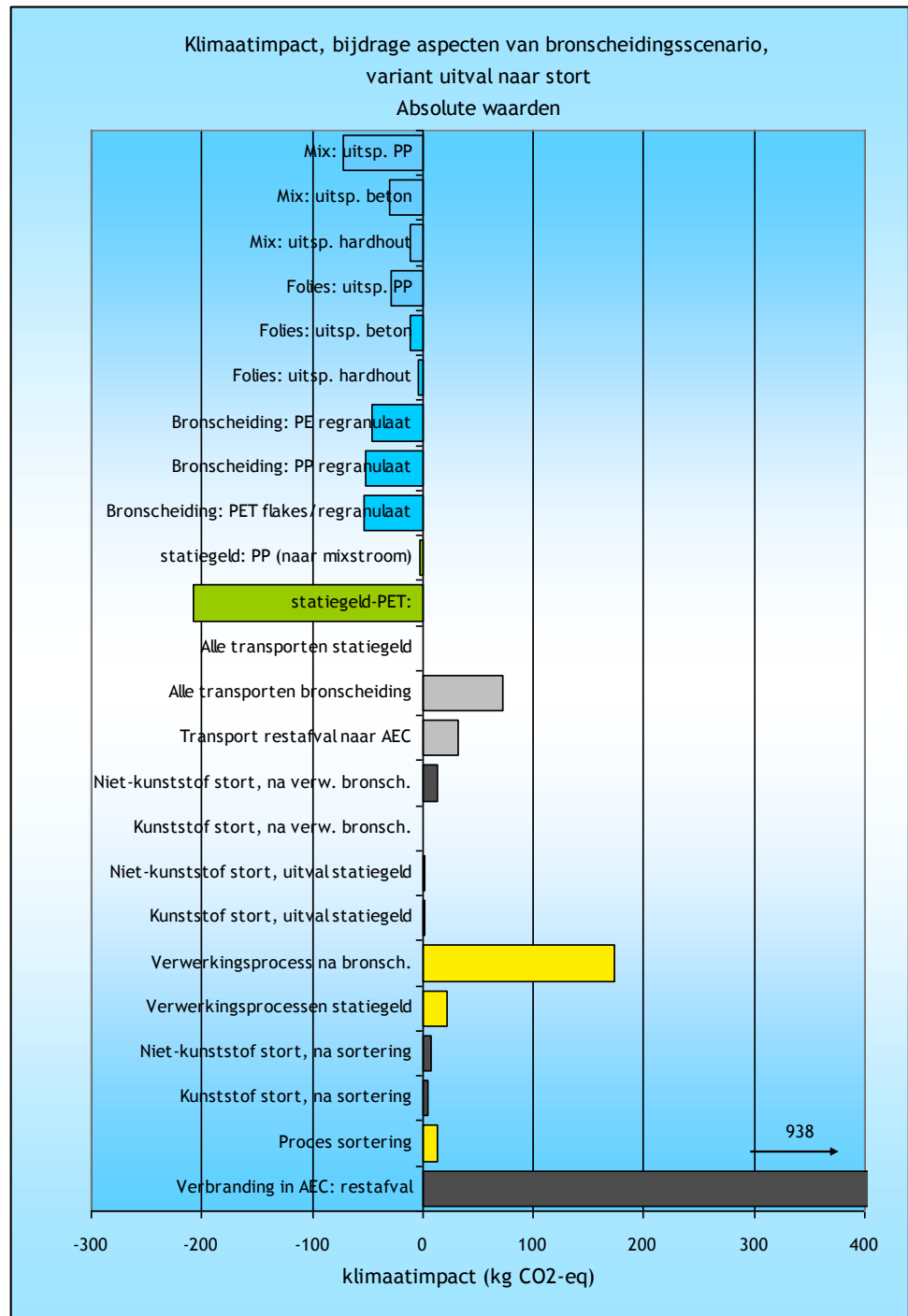
Scenario	Klimaatimpact (kg CO <sub>2</sub> -eq.)
Nulscenario exclusief verbranding van aanhangend vuil van bronscheiding en statiegeld (het standaard nulscenario)	1.519
Hoofdsценario 1: bron, haal, stg_nu exclusief aanhangend vuil	780
Klimaatimpact hoofdsценario 1 t.o.v. standaard nulscenario	-739

De absolute waarde van de klimaatimpact van de stortvariant wordt in detail getoond in Figuur 38. In vergelijking met het hoofdsценario bronscheiding (Figuur 31) is de klimaatimpact door storten van afval lager dan door verbranding. Het storten van zowel het kunststof als het aanhangend vuil heeft een klimaatimpact, maar de impacts van beide zijn samen lager dan de klimaatimpact van verbranding.

Net als bij het hoofdsценario bronscheiding wordt bij de stortvariant het restafval in de AEC verbrand, wat de gelijke score (938) verklaart met Figuur 31.



Figuur 38 Klimaatimpact stortvariant (uitval kunststof en aanhangend vuil naar stort), absolute waarden



Ook op ReCiPe endpointniveau is de impact van de stortvariant onderzocht, zie Figuur 39, Figuur 40 en Figuur 41. In de figuren wordt zowel de score van het hoofdsceario t.o.v. het standaard nulscenario getoond, als de score van de stortvariant t.o.v. het nulscenario waarbij ook het aanhangend vuil wordt verbrand.

Voor de schadecategorie menselijke gezondheid zijn is de totaalscore van beide zo goed als gelijk. Bij de stortvariant is er een verbetering in klimaatimpact, maar een vermindering van de score door fijnstofvorming. Dit

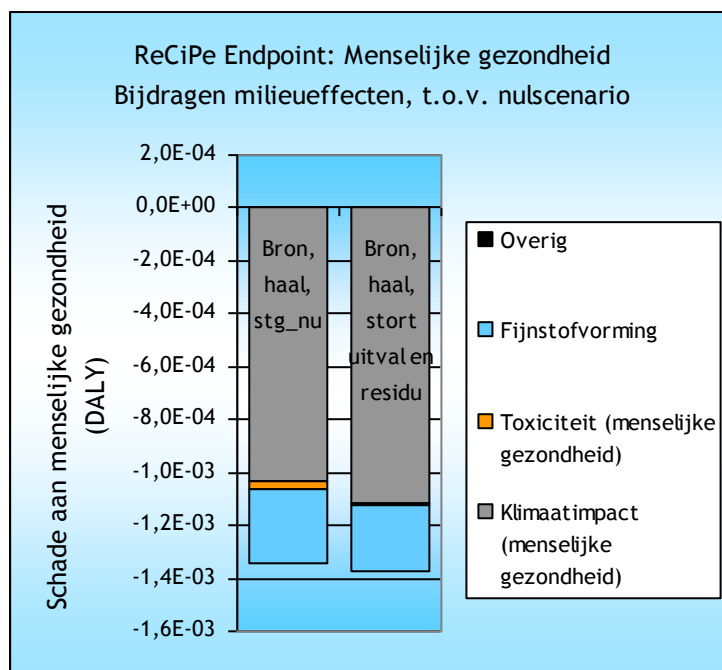


laatste komt doordat minder energie wordt opgewekt, doordat minder materiaal wordt verbrand.

Voor schadecategorie aantasting ecosystemen scoort het stortscenario nagenoeg gelijk met het bronscheidingsscenario. Landgebruik blijft gelijk, klimaatimpact toont een verbetering.

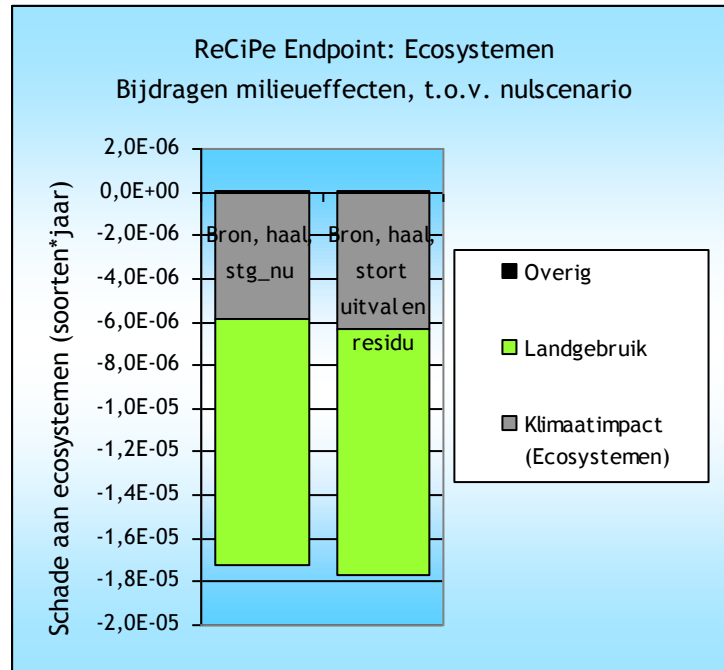
Bij uitputting van fossiele grondstoffen scoort het stortscenario lager dan het bronscheidingsscenario, doordat er minder energierugwinning wordt gerealiseerd in het geval van storten.

Figuur 39 Resultaten stortvariant, ReCiPe endpoint menselijke gezondheid

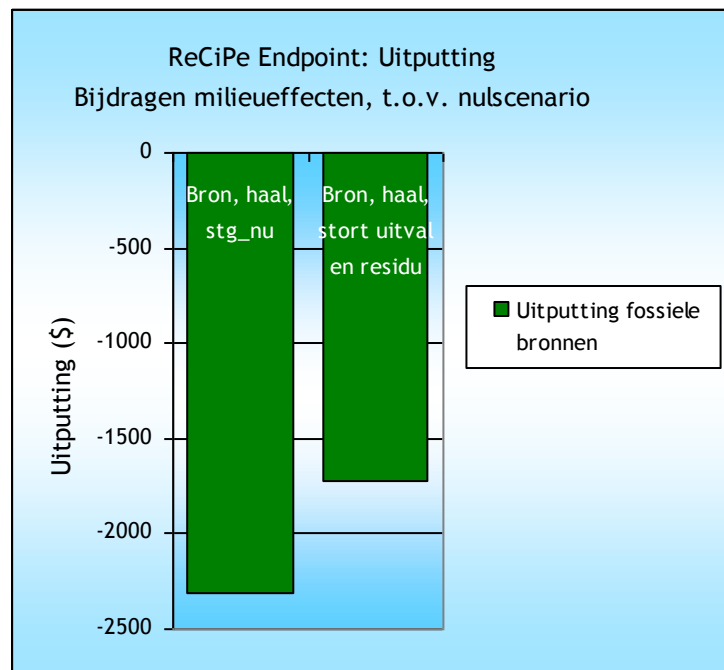




Figuur 40 Resultaten stortvariant, ReCiPe endpoint ecosystemen



Figuur 41 Resultaten stortvariant, ReCiPe endpoint uitputting fossiele bronnen



## 5.6 Resultaten variatie scenario bronscheiding met statiegeldopties

In deze paragraaf wordt onderzocht wat het effect is op de klimaatimpact bij het variëren met een haal- of brengsysteem voor bronscheiding van kunststof verpakkingsafval en wat het effect is van het uitbreiden van het huidige statiegeldsysteem met kleine PET-flessen. Gemeentes die voor bronscheiding van kunststof verpakkingsafval kiezen, kunnen zelf bepalen of dat via een

haal- of brengsysteem gebeurt. Analyses wijzen uit dat het haalsysteem een hogere respons heeft dan een brengsysteem. Het levert meer kunststof op wanneer de consument een zak kunststof aan de straatkant neer mag zetten, dan wanneer de consument zijn gescheiden kunststof naar een inzamelpunt moet brengen. Daarnaast zijn er verschillen in transportafstand en worden bij het haalsysteem speciale zakken gebruikt voor inzameling.

Statiegeld voor PET-flessen richt zich op een beperkt deel van de kunststof verpakkingen uit huishoudens. De hoofdscenario's bevatten het huidige statiegeldsysteem: statiegeld alleen voor PET-flessen van 1 liter en groter. Omdat broeikasgasemissies een dominant effect vormt is voor beide varianten van bronscheiding, het haal- en brengsysteem, onderzocht wat het gevolg is van:

1. Een uitbreiding van het statiegeldsysteem (met kleine flessen).
2. Geen statiegeldsysteem.

In de situatie zonder statiegeldsysteem wordt ervan uitgegaan dat de flessen door de consument via bronscheiding wordt ingeleverd met dezelfde respons als die nu geldt voor bronscheiding voor flessen en flacons en met dezelfde uitval als nu in het bronscheidingsysteem voor PET is gehanteerd (55% respons voor flessen en flacons bij een gemiddelde respons van 32% voor het haalsysteem). In een gevoeligheidsanalyse wordt getoetst wat het effect is van een hogere respons op flessen en flacons.

Beide variaties hebben invloed op de hoeveelheid kunststof die vrijkomt via statiegeldsysteem, via bron- of nascheiding en de hoeveelheid die wordt verbrand. De bijbehorende massaverhoudingen worden gegeven in Tabel 30 hieronder.

Kleine flesjes bestaan voor het grootste deel uit PET en voor een deel uit HDPE. In deze studie is gerekend met de hoeveelheid PET- en HDPE-flesjes die afgedankt worden in het huishoudelijk afval (de functionele eenheid); de flesjes die buitenshuis worden geconsumeerd zijn hier niet bij inbegrepen. Als ook flesjes ingezameld worden die nu buitenshuis afgedankt worden, dan heeft dit mogelijk een verbetering van klimaatimpact.

Bij de uitbreiding van het statiegeldsysteem met kleine flesjes zal in werkelijkheid een extra sorteerstap nodig zijn. Dit is in deze studie niet meegenomen. Een extra sorteerstap heeft een verslechtering van de klimaatimpact tot gevolg.

Tabel 30 Gehanteerde inzamelpercentages voor de bronscheidingsscenario's (variatie in statiegeld en haal-/brengsysteem)

	Vrijkomend via scheiding (kg)	Vrijkomend via statiegeld (kg)	Verbranding in een AEC (kg)
Bron, haal, statiegeld huidig	294	81	625
Bron, breng, statiegeld huidig	199	81	721
Bron, haal, statiegeld +, 73%	277	113	610
Bron, breng, statiegeld +, 73%	186	113	700
Bron, haal, statiegeld +, 90%	272	121	607
Bron, breng, statiegeld +, 90%	184	121	696
Bron, haal, statiegeld -	339	0	661
Bron, breng, statiegeld -	229	0	771

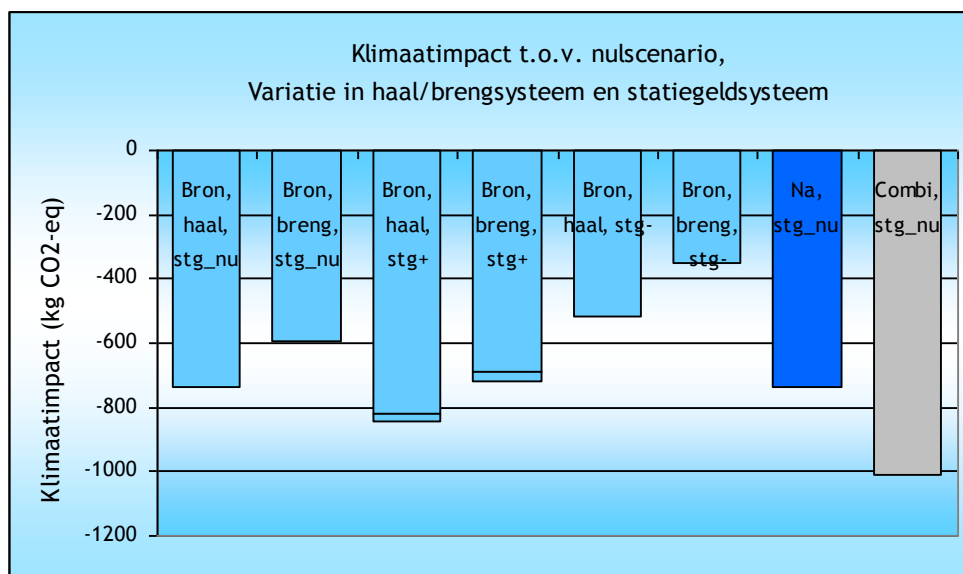


Figuur 42 toont de resultaten van de variaties in klimaatimpact in bronscheidingsscenario's ten opzichte van verbranding in de AEC. Ter vergelijking zijn ook de hoofdsenario's nascheiding en het combinatiescenario toegevoegd.

Bij het scenario met uitgebreid statiegeldsysteem (stg+) zijn twee waarden en lijnen te zien. Zij representeren twee analyseresultaten:

- gunstigste waarde: op basis van 90% inzamelrespons voor kleine flesjes (op basis van schatting Duits resultaat met € 0,20 statiegeld);
- iets minder gunstige waarde: op basis van 73% inzamelrespons voor kleine flesjes (op basis van rapportage uit Zweden met € 0,10 statiegeld).

Figuur 42 Klimaatimpact t.o.v. nulscenario, statiegeldvariates op bronscheidingsscenario



Tabel 31 Klimaatimpact t.o.v. nulscenario, statiegeldvariates op

Scenario	Klimaatimpact t.o.v. nulscenario (kg CO <sub>2</sub> -eq.)
Bron, haal, stg_nu	-739
Bron, breng, stg_nu	-596
Bron, haal, stg+, 73% (laag statiegeld Zweden)	-819
Bron, breng, stg+, 73%	-689
Bron, haal, stg+, 90% (hoger statiegeld Duitsland)	-846
Bron, breng, stg+, 90%	-718
Bron, haal, stg-	-519
Bron, breng, stg-	-351
Na, stg_nu	-735
Combi, stg_nu	-1.013

Uit Tabel 31 is op te maken dat het afschaffen van het statiegeldsysteem op grote PET-flessen leidt tot een achteruitgang van het bronscheidingsscenario (haal) met 220 kg CO<sub>2</sub> (739-519) per ton kunststof verpakkingsafval. Oftewel, tot een beperking van het milieuvoordeel van het bronscheidingsscenario (haal) met 30% ((739-519)/739).

Het uitgangspunt voor inzamelingsrespons van PET-flessen bij afschaffing van het statiegeldsysteem is dat de PET-flessen met dezelfde respons als andere

flessen en flacons zullen worden ingeleverd (55% respons). In vergelijking met de gemiddeld respons voor bronscheiding met haalsysteem (32%) is dit een hoge respons. In de gevoeligheidsanalyse is dit punt verder verkend.

Toevoeging van kleine PET-flesjes in het statiegeldsysteem zorgt voor 11 à 14%  $((819-739)/739$  tot  $(846-739)/739$ ) toename van het milieuvoordeel van de scenario's. Hierbij moet worden opgemerkt dat flesjes die out of home worden afgedankt niet zijn meegenomen in de scenario's (geeft onderschatting effect) en dat een eventueel extra benodigde sorteerstap voor scheiding van PET- en HDPE-flesjes ook niet is meegenomen (geeft overschatting effect). In deze analyse is ook niet gekeken naar het effect op zwerfafval van deze optie.

### **Variaties in statiegeld**

Uitbreiding van het statiegeldsysteem zorgt voor een verbetering van de klimaatimpact, vanwege de negatieve klimaatimpact van recycling via het statiegeldsysteem. Ook wordt er in totaal minder materiaal verbrand in vergelijking met het hoofdscenario (stg\_nu). Bij afschaffing van het statiegeldsysteem wordt er juist meer materiaal verbrand en verslechtert de klimaatimpact; daarnaast raakt de winst door recycling verloren. Ondanks dat uitbreiding van het statiegeldsysteem niet zeer grote verschuivingen in massaverhouding teweegbrengt (3% van het materiaal wordt via een andere route verwijderd), levert het een significante verbetering op. Het statiegeldsysteem levert relatief veel bruikbaar materiaal op, doordat er weinig verlies aan materiaal is. Ook is de respons op het statiegeldsysteem duidelijk hoger dan die van bron- en nascheiding.

In deze studie is niet meegenomen dat het invoeren van statiegeld voor kleine PET-flesjes ook leidt tot minder zwerfafval en tot minder kosten voor gemeenten voor het opruimen van zwerfafval. Ook is in deze studie aangenomen dat eventueel statiegeld op kleine PET-flesjes niet leidt tot een significante verschuiving naar andere typen verpakkingen.

Ter referentie zijn in de grafiek ook de scores voor het nascheidingsscenario en het combiscenario opgenomen met het huidige statiegeldsysteem. Variaties in het statiegeldsysteem in deze scenario's leveren vergelijkbare variaties in deze scenario's op. Dit komt omdat de respons van statiegeld (95%) nog veel hoger ligt dan alle beschouwde andere systemen.

## **5.7 Andere milieueffecten van het bronscheidingsscenario**

De effecten op landgebruik, uitputting fossiele grondstoffen en fijnstofvorming zijn op dezelfde wijze als klimaatimpact geanalyseerd. De figuren van de resultaten zijn opgenomen in Bijlage J.4. De resultaten van fossiele grondstoffen en fijnstofvorming houden gelijke tred met de klimaatimpact-analyse en zullen verder niet worden besproken. Landgebruik loopt niet gelijk op met de klimaatimpact en wordt hier apart besproken.



Voor landgebruik zijn de resultaten anders dan voor klimaatimpact: wanneer statiegeld wordt afgeschaft komen er meer flessen in het bronscheidingsysteem, waar een aantal eindigt als mixed kunststof, waarbij (onder andere) hardhout wordt uitgespaard. Dit levert een beperkte verbetering op het gebied van landgebruik.

### **Breng versus haal**

Het brengscenario heeft lagere scores dan het haalscenario. Dit is vanwege lagere respons door consumenten. Het nadeel van meer transportafstand en ongeveer 1% van de totaalscore van bronscheiding. Het hogere voordeel door een hogere respons weegt hier zeker tegen op.





# 6 Gevoeligheidsanalyse

## 6.1 Overzicht gevoeligheidsanalyses

Enkele aspecten waarvan de achtergrondgegevens onzekerheid bevatten zijn onderwerp van een gevoeligheidsanalyse. De volgende gevoeligheidsanalyses zijn uitgevoerd:

- nascheiding inclusief scheiding van zachte kunststoffen (folie) door Omrin (installatie operationeel vanaf juli 2011);
- de invloed van verschillende mogelijke uitsparingen (hout, beton, kunststof) door de inzet van mixed kunststofstroom en de invloed van het verbranden van de mixed kunststofstroom na sortering in de cementoven;
- de invloed van het sorteren van 50% meer monostromen, in plaats van mixed kunststoffen bij bronscheiding;
- vergelijking van de verschillende kunststoftypen: wat als 1.000 kg van één type kunststof wordt brongescheiden t.o.v. de verbranding van dat type kunststof in de AEC;
- de invloed van energieverbruik bij verwerking;
- de invloed van transport;
- de invloed van een hoger gemiddeld thermisch en elektrisch rendement van AEC's;
- het effect van verhoogde inzamelrespons (bronscheiding) op grote PET-flessen bij afschaffing van het statiegeldsysteem.

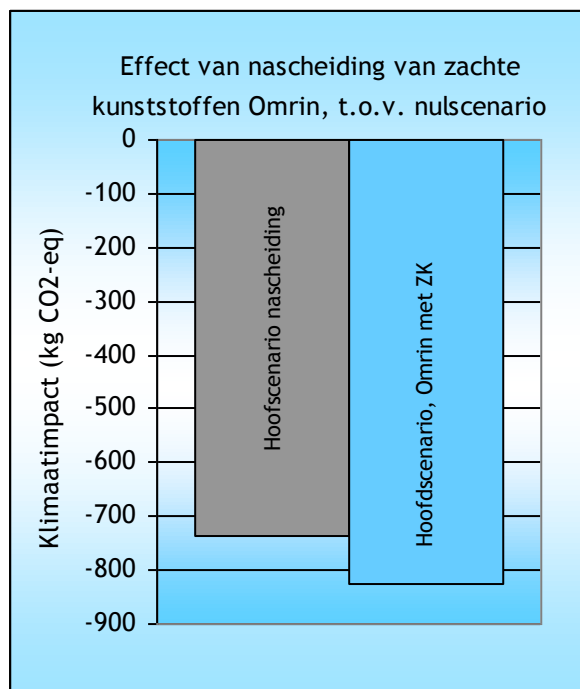
Met uitzondering van de eerste analyse, is voor de gevoeligheidsanalyse steeds gerekend met het eerste scenario: bronscheiding van kunststof verpakkingsafval met een haalsysteem en het huidige statiegeldsysteem (voor grote PET-flessen).

## 6.2 Nascheiding Oudehaske met scheiding van zachte kunststoffen

Omrin heeft recent (juli 2011) een installatie voor het scheiden van zachte kunststoffen in gebruik genomen in Oudehaske. Deze uitbreiding is niet meegenomen in de studie, omdat er vooralsnog alleen prognoses zijn voor de opbrengst hiervan. Op basis van deze prognoses is onderzocht wat het effect op klimaatimpact is wanneer het scheiden van zachte kunststoffen door Omrin wel wordt meegenomen. Figuur 43 toont de resultaten inclusief het scheiden van zachte kunststoffen door Omrin. Alle drie de nascheidingsinstallaties zijn voor een gelijk deel vertegenwoordigd (1/3 deel), zodat de verandering in resultaat van nascheiding bij Omrin voor 1/3 deel meetelt in de getoonde resultaten.



Figuur 43 Gevoeligheidsanalyse nascheiding inclusief scheiding zachte kunststoffen in Oudehaske

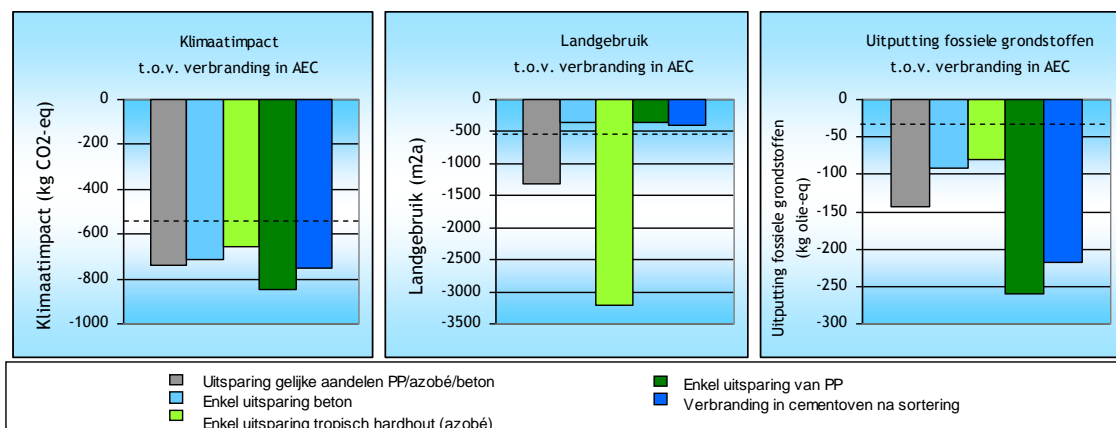


### 6.3 Uitsparing van materiaal door inzet van mixed kunststof

Het inzetten van de mixed kunststofstroom in nieuwe producten kan verschillende typen materiaal uitsparen, waarvan momenteel hardhout, beton en kunststof de meest voorkomende zijn. Het is niet beleidsmatig bepaald hoe de verdeling is: er is een vrije markt voor kunststofrecycalaat. Daarnaast is het ook nog denkbaar dat mixed kunststof (met slechts een beperkte economische waarde) ingezet wordt als brandstof in een cementoven. Deze opties zijn onderworpen aan een gevoeligheidsanalyse.

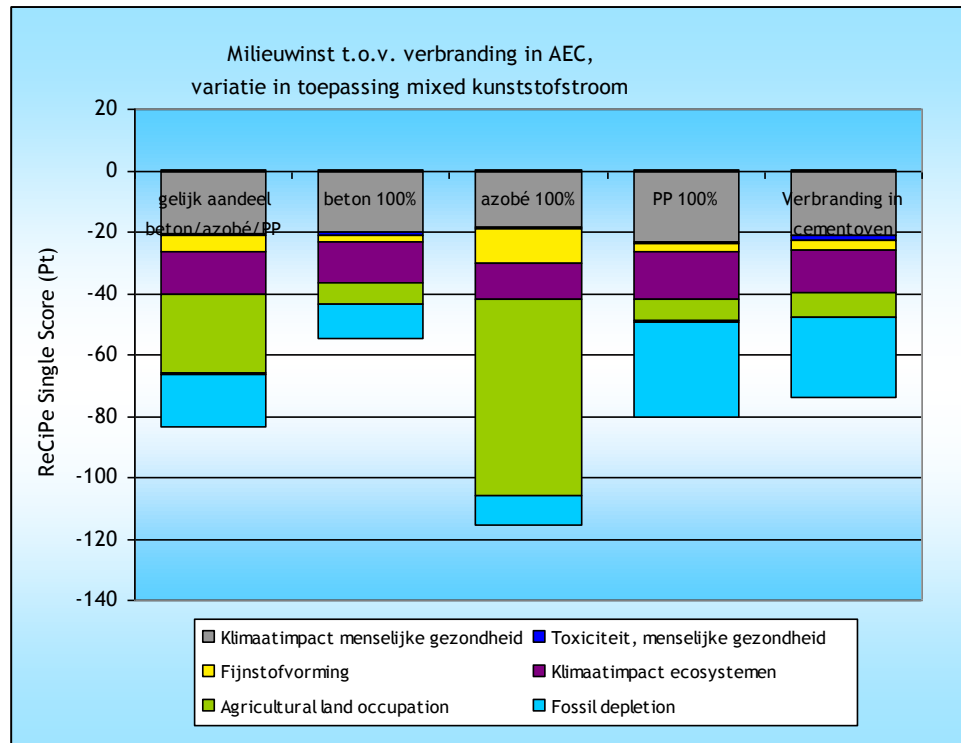
In de hoofscenario's is van een gelijke verdeling naar deze drie materialen uitgegaan (33/33/33%). In deze paragraaf wordt nagegaan wat het effect is op de emissiewinst indien er 100% vervanging is van kunststof, beton of hout.

Figuur 44 Milieueffectscores van het hoofscenario bronscheiding, variatie van de inzet van mixed kunststoffractie (ReCiPe midpoints)





Figuur 45 ReCiPe single score voor bronscheidingsscenario bij variatie inzet mixed kunststoffractie



Uit de figuren blijkt dat variaties in de mixed kunststoftoepassing - 30% van de totale hoeveelheid bruikbare kunststoffen uit het hoofdsenario bronscheiding - een grote invloed hebben op totaalscore. Het met de ReCiPe single score gewogen voordeel is bij inzet van de mixed kunststof in tropisch hardhout vervangende producten tweemaal zo hoog als bij inzet van de mixed stroom in beton vervangende producten.

De score van het vervangen van alleen kunststof en van het in de standaardanalyse genomen gemiddelde (33% beton, 33% tropisch hardhout en 33% kunststof vervangen) zit tussen deze twee uitersten in. Inzet in de cementoven scoort iets minder goed, maar het verschil is heel klein.

### Klimaatimpact

Figuur 45 hierboven toont dat het uitsparen van beton en azobéhout minder klimaatvoordeel oplevert dan het uitsparen van PP. De combinatie zoals gebruikt in het hoofdsenario levert meer klimaatvoordeel op dan wanneer de mixed kunststof alleen beton of hout uitspaart.

### Landgebruik

Echter, wanneer biologische materialen in het spel zijn, in dit geval hout, volstaat het niet om alleen op klimaatimpact te analyseren. Met name landgebruik en verschuiving van landgebruik zijn relevante aspecten bij vergelijking van kunststof met biologische materialen. Als we dezelfde vergelijking uitvoeren met de ReCiPe single score-methode, zien we dat het uitsparen van hardhout de meeste totale milieuwinst oplevert.

## Tropisch hardhout

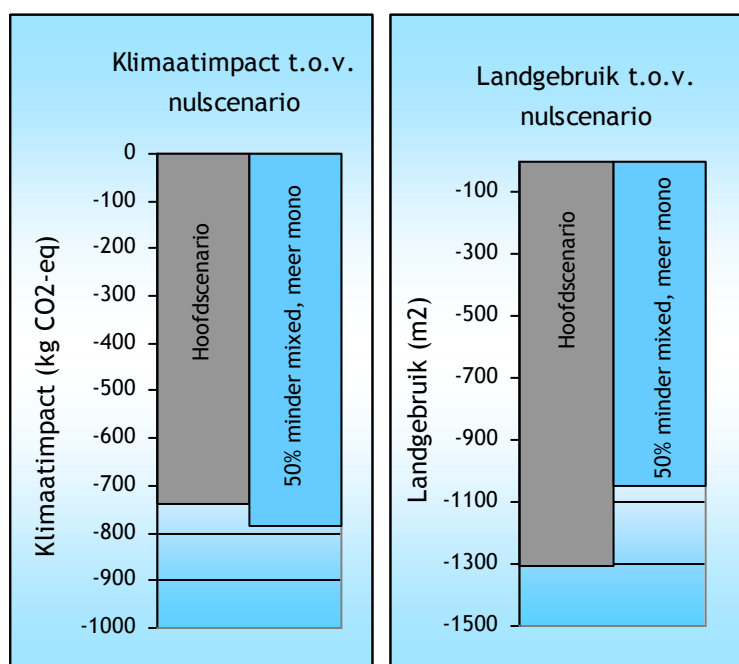
In deze analyse is gekozen voor azobéhout, een tropisch hardhout dat vaak gebruikt wordt voor constructie-elementen en producten met hoge weerstand tegen vertering, zoals bermpaaltjes en steigeronderdelen. In de analyse is ervan uitgegaan dat het gebruik van hout alleen een landgebruikseffect heeft en geen klimaateffect voor ontbossing. Ook de effecten door landtransformatie<sup>19</sup> is niet inbegrepen in deze studie. In de praktijk wordt voor tropisch hardhout dat in Nederland gebruikt wordt echter nog steeds ontbost waardoor het verdringen van gebruik van tropisch hardhout waarschijnlijk nog beter zou moeten scoren in de analyse.

Deze analyse toont aan dat het van belang is wat de er voor nieuw product uit de mixed kunststofstroom wordt gemaakt: voor optimale milieuwinst kan de producent het best een materiaal uitsparen dat zelf een hoge klimaat- of milieuscore heeft.

### 6.4 Minder mixed kunststoffen, meer monostromen

Er wordt aangegeven door sorteerders dat het mogelijk is om een hoger scheidingsrendement van monostromen te bereiken door de snelheid van de sorteerbanden aan te passen. Volgens hen kan de mixed kunststofstroom tot 50% gereduceerd worden<sup>20</sup>. Het effect hiervan is onderzocht.

Figuur 46 Effect van meer monostromen en minder mixed stromen door de sorteerinstallatie langzamer te laten draaien



<sup>19</sup> Effect is bijvoorbeeld biodiversiteitsafname door uitbreiding van een plantage ten koste van tropisch woud.

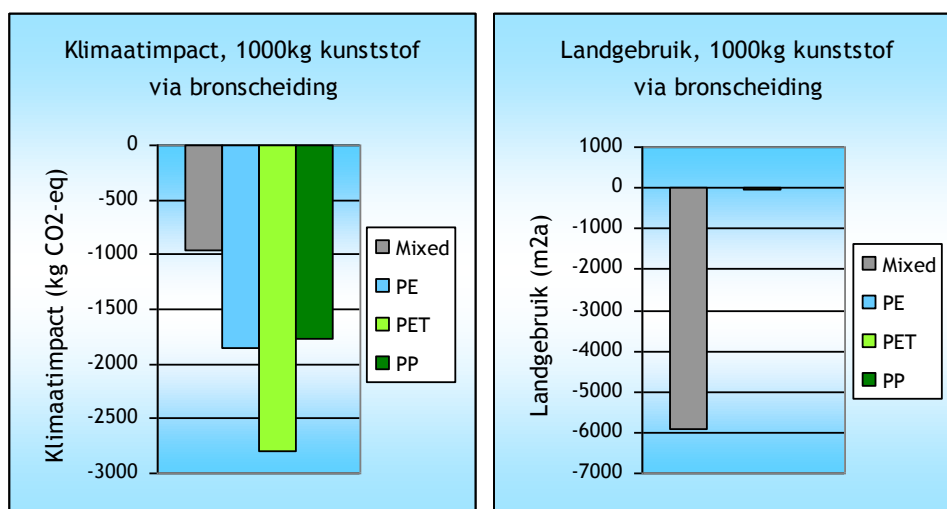
<sup>20</sup> Dit wordt nu niet toegepast omdat dit ook financiële consequenties heeft. De afschrijving van de scheidingsinstallatie moet dan uitgesmeerd worden over minder kunststof en leidt tot meer scheidingskosten per kg kunststofafval. Dit wordt nu niet gecompenseerd door de hogere opbrengst die monostromen genereren.

De figuren geven aan dat er meer klimaatwinst is te boeken bij een betere sortering van materiaal maar dat er minder voordeel is op landgebruik. De monostromen vervangen virgin kunststof en dit scoort iets beter op het klimaateffect dan mixed kunststof dat een mix van beton, tropisch hardhout en kunststof vervangt. Door dit hardhout scoort mix beter op landgebruik.

## 6.5 Vergelijking: per kunststof

In deze gevoeligheidsanalyse wordt onderzocht wat het effect is van het recyclen via bronscheiding per type kunststof. Er wordt gekeken naar de verwerking van 1.000 kg PP, PE, PET of mixed kunststof via bronscheiding, afgezet tegen de verbranding van 1.000 kg PP, PE, PET of mixed kunststof in de AEC. De kunststoffen worden dus los onderzocht, er wordt geen statiegeld en verbranding van restafval is beschouwd: alleen het aandeel bronscheiding wordt hier bekeken.

Figuur 47 Per kunststof: klimaatimpact en landgebruik t.o.v. verbranding van die kunststof in AEC



Verschillen tussen de kunststoffen worden veroorzaakt door drie factoren:

- het uitsparen van kunststof of andere materialen;
- verbrandingswaarde;
- uitval bij sortering en verwerking.

Wanneer het materiaal kunststof uitspaart is dit gunstig voor de klimaatimpact, zoals ook in andere gevoeligheidsanalyses te zien is. Het verschil tussen PET enerzijds en PP en PE anderzijds wordt voornamelijk veroorzaakt door de lage uitval van PET bij verwerking. Het verschil tussen PP en PE wordt veroorzaakt door verschil in verbrandingswaarde: de verbrandingswaarde van PP is hoger, dus is relatief gunstiger om te verbranden dan PE.

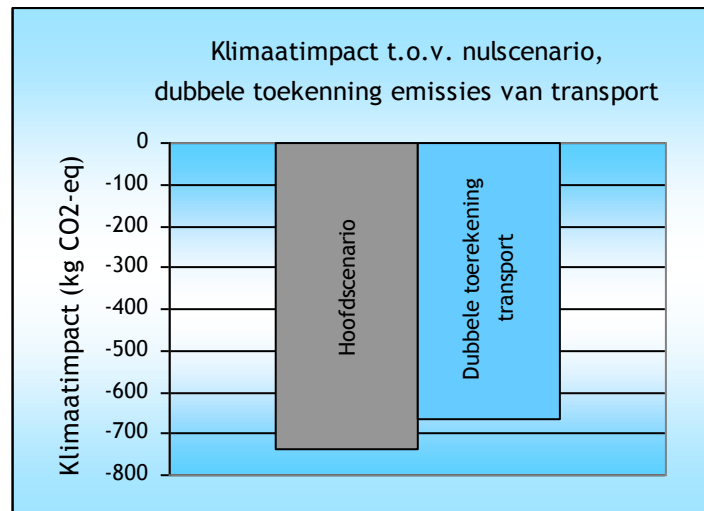
De mixed kunststofstroom heeft ten opzichte van de overige kunststoffen een relatief laag voordeel, vanwege het uitsparen van hout en beton (zie ook Paragraaf 6.2). Op landgebruik scoort mixed kunststoffen juist hoog. De klimaateffecten van landgebruik en verschuiving in landgebruik zijn niet meegenomen in deze studie. Was dit wel het geval geweest dan heeft de mixed kunststofstroom een groter milieuvoordeel dan nu weergegeven is.

Folies scoren, al naar gelang er kunststof of ook andere materialen uitgespaard wordt, tussen mixed kunststoffen en PE in.

## 6.6 Invloed van transport

Om te toetsen hoe groot het effect is van het transport is in het bronscheidings-/haalscenario berekend wat het effect is van het verdubbelen van alle transportafstanden.

Figuur 48 Effect op klimaatimpact bij het verdubbelen van de emissies van transport



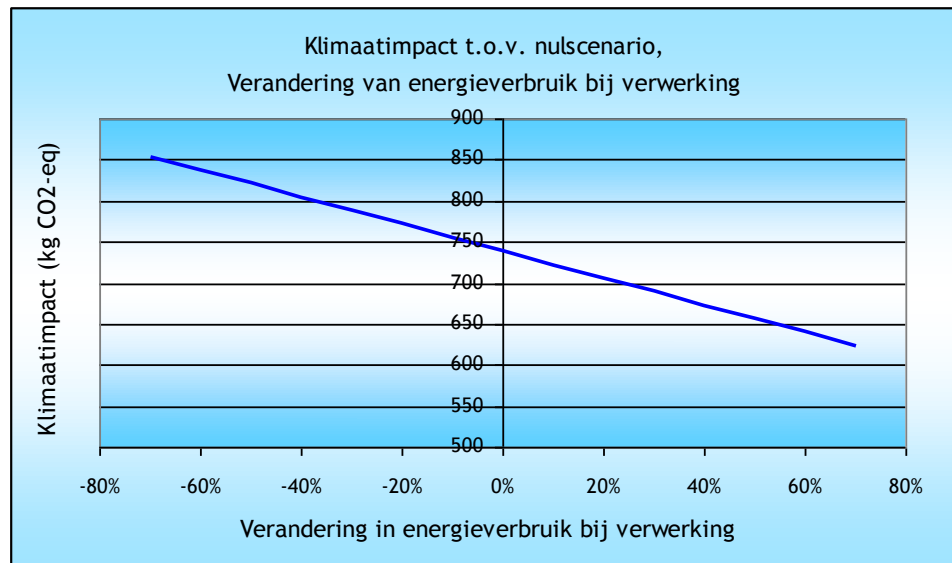
Figuur 48 geeft aan dat het verdubbelen van alle transporten tot gevolg heeft dat het klimaatvoordeel daalt met 73 kg CO<sub>2</sub>, ofwel 10%. Geconcludeerd kan worden dat de invloed van transport bij de inzameling en verwerking van kunststof verpakkingsafval op het klimaat beperkt is ten opzichte van het feitelijke materiaalhergebruik van het ingezamelde kunststof verpakkingsafval.

## 6.7 Energie bij verwerking

In deze studie zijn op basis van een aantal bronnen gefundeerde aannames gemaakt voor het energieverbruik bij verwerking per kunststofstroom. Het betreft hier met name elektriciteitsverbruik en een beperkte hoeveelheid aardgas. In de werkelijkheid zijn er verschillen in energiegebruik tussen verwerkers van hetzelfde materiaal bijvoorbeeld door schaalgrootte of de ouderdom van de apparatuur. Om de invloed van energieverbruik op de totale score te onderzoeken is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd.

Figuur 49 toont de resultaten van verandering van energieverbruik.

Figuur 49 Verschil in energieverbruik



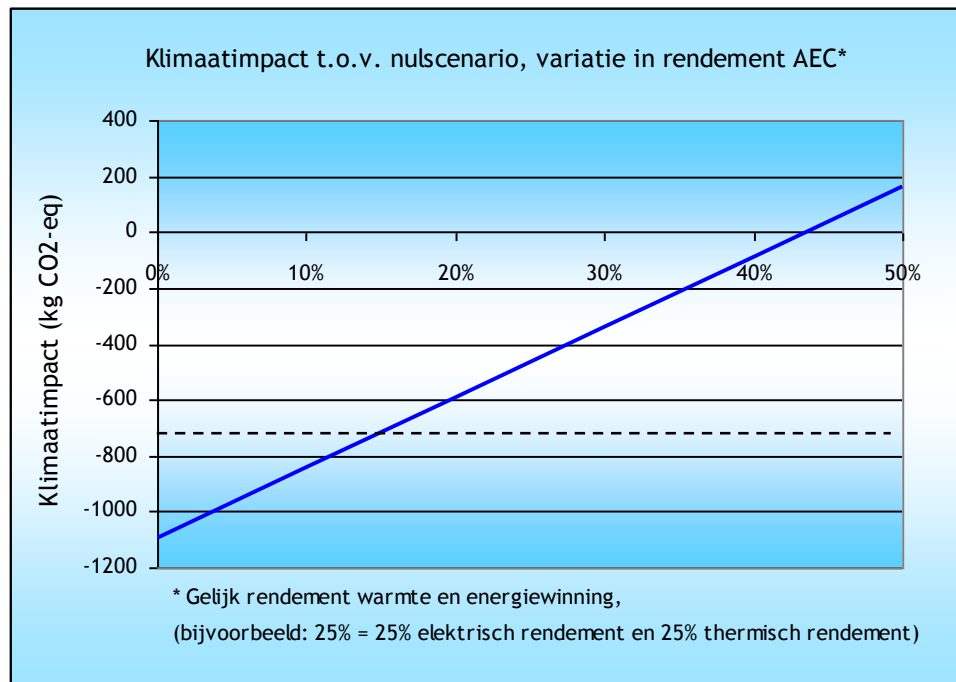
Verandering van energiegebruik bij de verwerking heeft een significant effect op het resultaat.

## 6.8 Rendement van AEC

In deze gevoeligheidsanalyse is onderzocht wat het effect op de klimaatimpact van het bronscheidingsscenario ten opzichte van het nulscenario, is als het elektrisch en thermisch rendement van de AEC verbetert. Als het rendement stijgt, dan daalt de klimaatimpact van verbranding. Het verschil van recycling ten opzichte van de AEC, wordt dan kleiner.

In Figuur 50 is de klimaatimpact van het bronscheidingsscenario ten opzichte van de AEC getoond, bij verschillende rendementen van de AEC. Hierbij zijn elektrisch en thermisch rendement voor gelijkgesteld. De stippellijn geeft het resultaat aan van het hoofdsenario bronscheiding. Dit is echter wel bij verschillende rendementen voor thermisch (15,9%) en elektrisch (13,7%).

Figuur 50 Klimaatimpact t.o.v. nulscenario, afhankelijk van rendement AEC



De impact van hogere rendementen van de AEC is significant. Toch blijft ook bij een verdubbeling van rendement recycling duidelijk beter. Pas bij een elektrisch en warmterendement van ongeveer 44% is de AEC even goed als recycling. Dat is technisch nu nog ondenkbaar.

Verder worden een aantal varianten onderzocht die mogelijk wel realistisch (haalbaar) zijn.

Bij vergelijking met een AEC die volledig inzet op het nuttig gebruik van warmte (80% rendement), maar geen elektriciteit opwekt, komt de klimaatimpact van recycling ten opzichte van verbranding op -460 kg CO<sub>2</sub>-eq. uit. Elke procent warmterendementstijging bij de AEC's levert ongeveer 8 kg CO<sub>2</sub>-eq. minder voordeel op in de hier beschouwde scheidingsscenario's.

Bij vergelijking met een AEC die volledig op elektriciteit is gericht met een netto rendement van 32% wordt de klimaatimpact van recycling t.o.v. verbranding -550 kg CO<sub>2</sub>-eq. Elke procent elektriciteitsrendementstijging bij AEC's levert ongeveer 17 kg CO<sub>2</sub> minder voordeel op.

In de huidige praktijk is het statiegeldsysteem een gegeven feit: verbranding in een AEC en statiegeldsysteem staan naast elkaar. In de hoofdsenario's wordt het verschil van recycling ten opzichte van integrale verbranding telkens meegenomen, terwijl in de werkelijkheid er geen sprake is van integrale verbranding.

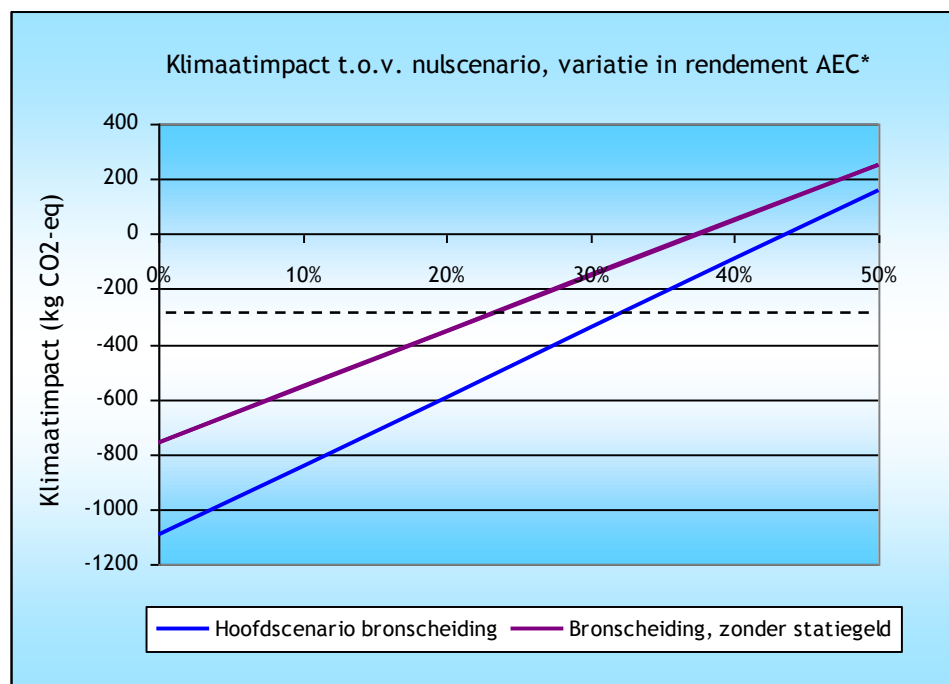
Er is onderzocht wat het verschil is in emissie wanneer alleen recycling via bronscheiding wordt vergeleken met verbranding in de AEC en recycling via statiegeld. Het positieve effect dat statiegeld heeft op de klimaatimpact wordt dus buiten beschouwing gelaten.

Wanneer dit het geval is, is de klimaatimpact ten opzichte van verbranding lager dan voor het hoofdsenario bronscheiding (inclusief statiegeld). Ook als het positieve effect van statiegeld buiten beschouwing wordt gelaten heeft recycling via bronscheiding een voordeel ten opzichte van verbranding tot aan

een hoog rendement van de AEC. Pas als de AEC thermisch en elektrisch rendement behaalt van ongeveer 37% dan is qua klimaatimpact beter om kunststof verpakkingsafval te verbranden.

De stippellijn geeft de score aan van een AEC met thermisch rendement van 60% en elektrisch rendement van 20% (wat wellicht in de toekomst haalbaar is), waarbij het positieve effect van statiegeld buiten beschouwing is gelaten. Ook in dit toekomstscenario heeft recycling via bronscheiding de voorkeur boven verbranding in de AEC.

Figuur 51 Klimaatimpact t.o.v. nulscenario, afhankelijk van rendement AEC (incl./excl. statiegeld)



## 6.9 Hogere respons op PET-flessen bij afschaffing statiegeldsysteem

Wanneer het statiegeldsysteem zou worden afgeschaft, dan zullen meer PET-flessen via het bronscheidingsysteem worden ingezameld. In de variant 'Bron, haal, geen statiegeld' wordt uitgegaan van een respons van 55% op PET-flessen. Het is echter mogelijk dat deze responswaarde hoger zal liggen, omdat mensen al gewend zijn de PET-flessen weer in te leveren.

In deze gevoeligheidsanalyse is onderzocht wat het effect is van een hogere respons op PET-flessen wanneer geen statiegeldsysteem van kracht is. De tabel toont de resultaten van scenario 1 zonder statiegeldsysteem, met 55% respons en 60, 70 en 80% respons op PET-flessen in bronscheiding. Ter vergelijking is ook het hoofdscenario bronscheiding (met statiegeldsysteem) toegevoegd.

Hiermee wordt getoond dat worden dat bij een stijging in respons van 5%, de klimaatimpact ten opzichte van verbranding in een AEC daalt met 9 kg CO<sub>2</sub>-eq. Per procent extra respons bedraagt de daling 1,8 kg CO<sub>2</sub>-eq.

Tabel 32 Resultaten variatie in respons

Variante	Klimaatimpact t.o.v. nulscenario (kg CO <sub>2</sub> -eq.)
Bron, haal, stg-, respons 55%	-519
Bron, haal, stg-, respons 60%	-528
Bron, haal, stg-, respons 70%	-537
Bron, haal, stg-, respons 80%	-544
Bron, Haal, stg_nu	-739

In de standaard berekening met 55% respons in een bronscheidingsysteem in plaats van statiegeld zakt het klimaatresultaat met 30%  $((739-519)/739)$ . Indien de respons voor deze flessen 70% zou zijn in een bronscheidingsysteem dan wordt deze achteruitgang 27%  $((739- 537)/739)$  en bij 80% is dit 26%.

Bij deze percentages moet ook worden aangegeven dat deze ook afhankelijk zijn van het totaal resultaat van het complete bronscheidingsysteem. Mocht in de toekomst met bronscheiding tweemaal zoveel worden opgehaald als op dit moment (zie Paragraaf 5.4, Figuur 36) dan gaat de totale CO<sub>2</sub>-score naar circa 1.200 kg CO<sub>2</sub> per ton afval inclusief statiegeld. Afschaffing van statiegeld en overstap naar bronscheiding met 80% respons zou dan leiden tot een achteruitgang van het klimaatvoordeel van 16% van dit toekomstscenario  $((739-544)/1200)$ .

Het verschil in klimaatresultaat, ook bij hoge respons getallen, met het hoofdsceario wordt verklaard doordat PET via bronscheiding hogere uitvalspercentages kent bij sortering en verwerking, doordat PET deels in de mixed kunststofstroom belandt en doordat meer energie nodig is voor verwerking van mixed kunststof en PET uit bronscheiding dan voor statiegeld-PET. PET dat afgescheiden wordt via het huidige statiegeldsysteem scoort per kilogram beter dan PET afscheiding via bronscheiding.





# 7 Conclusies

## 7.1 Disclaimer

In deze studie is gekeken naar milieuverschillen tussen verschillende systemen voor inzameling en verwerking van kunststof verpakkingsafval van huishoudens in Nederland. Naast dat deze systemen verschillen wat betreft milieuaspect, verschillen zij ook op kosten en het effect dat het systeem op zwerfafval heeft (bijvoorbeeld een mogelijk statiegeldsysteem voor kleine flesjes). Kosten en zwerfafvalverschillen zijn niet meegenomen in deze studie. Deze studie omvat derhalve niet een complete maatschappelijke vergelijking van de systemen en het is op basis van deze resultaten dus ook niet te zeggen of een van de systemen beter of slechter is dan een andere.

In deze studie is de situatie van bron- en nascheiding in 2011 in Nederland als uitgangspunt gekozen. Het betreft hier dus een momentopname in een snel veranderende wereld. Omdat de leercurve, zoals die in andere landen bij introductie van bronscheiding, vijf jaar of meer is gebleken, is voor bronscheiding de verwachting dat door toename van consumentenrespons het resultaat de komende jaren nog sterk zal gaan verbeteren. Ook op het gebied van nascheiding van kunststof verpakkingsafval zijn waarschijnlijk nog innovaties mogelijk.

In deze studie zijn fictieve nationale scenario's doorgerekend om systemen van inzameling en scheiding met elkaar te vergelijken. Bij de scenario's voor bronscheiding wordt ervan uitgegaan dat in alle Nederlandse gemeenten het kunststof verpakkingsafval wordt brongescheiden; bij de scenario's voor nascheiding geldt dat alle AEC's nascheiding van kunststof verpakkingsafval zullen toepassen. In de praktijk is er nu al een verdeling over technieken die deels naast en ook deels na elkaar worden toegepast. Daarnaast is er zeker voor bronscheiding een groot verschil in de respons en inpasbaarheid tussen het platteland en grootstedelijke gebieden. Deze verschillen zijn in deze studie gemiddeld. Voor individuele gemeenten zijn deze variaties echter wel van belang.

## 7.2 Hoofdconclusie

Hoofdconclusie is dat bronscheiding en nascheiding van kunststof verpakkingsafval en statiegeld op grote PET-flessen allemaal een significant milieuvoordeel leveren. Daarnaast kan geconcludeerd worden dat dit ook geldt voor alle kunststofsoorten die nu ingezameld worden (PET, PP, HDPE, LDPE en mixed). Doorslaggevend voor de milieuscore is de hoeveelheid recyclelaat dat na recycling is geproduceerd en kan worden ingezet in nieuwe producten. Dit is belangrijker dan de verschillen in scheidingstechnieken en de verschillende kunststofsoorten.



### 7.3 Overige conclusies

- Op dit moment levert een combinatie van bron- en nascheiding met statiegeld het beste milieurendement op van de beschouwde scenario's.
- De milieuscores voor bronscheiding en nascheiding zoals opgenomen in de scenario's zijn vrijwel gelijk (verschil is gezien de onzekerheden niet significant). Dit is een momentopname op basis van de huidige prestaties van deze systemen die nog beide in ontwikkeling zijn. Bronscheiding van kunststof in Nederland is pas recent op grote schaal ingevoerd (2009/2010) en nascheiding wordt pas recentelijk op een beperkte schaal toegepast. Het is te verwachten dat het rendement van zowel bron- als nascheiding zal nog aanmerkelijk toenemen door het leereffect bij burgers en door technische ontwikkeling van mechanische scheiding.
- Tot een responspercentage van 30% is het milieuresultaat van bron- en nascheiding vrijwel gelijk. Daarboven neemt het milieuvoordeel voor bronscheiding sneller toe dan voor nascheiding (dit komt vooral doordat er dan een verschil ontstaat in het afscheiden van harde en zachte kunststoffen).
- Zowel in bronscheiding als in nascheiding is grote variatie aangetroffen. De respons van bronscheiding varieert tussen gemeenten sterk (7 tot 60% afhankelijk van stedelijkheidsklasse; haal- of brengsystemen; en diftar/niet-diftar) en ook technieken voor nascheiding laten variatie zien (17 tot 53%). Deze verschillen werken sterk door in het milieuresultaat. Lokale milieuprestaties in gemeenten kunnen derhalve sterk verschillen.
- Het statiegeldsysteem voor de grote PET-flessen zorgt voor ongeveer 30% van het klimaatvoordeel ondanks het relatief kleine volume. Dit komt door een hoog inzamelpercentage, weinig uitval in de verwerking, volledige toepassing als monostroom en een laag energiegebruik voor sortering en verwerking ten opzichte van de concurrerende systemen. Nu afschaffen van het statiegeldsysteem voor grote PET-flessen zou resulteren in circa 30% minder klimaatvoordeel door recycling van kunststof verpakkingen in Nederland. Hierbij is er vanuit gegaan dat bij overstap naar een eventueel bronscheidingsysteem deze flessen met een flessen/flacon-respons ingezameld zouden worden (circa 55% tegenover 32% respons gemiddeld. In een eventuele toekomstsituatie met een twee maal zo hoge bronscheidingsrespons en 80% inzameling van grote flessen via bronscheiding zou afschaffen van statiegeld nog 16% minder klimaatvoordeel betekenen.)
- Toevoeging van kleine PET-flesjes in het statiegeldsysteem zorgt voor 11 à 14% toename van het klimaatvoordeel van de scenario's. Hierbij moet worden opgemerkt dat flesjes die out of home worden afgedankt niet zijn meegenomen in de scenario's (geeft onderschatting effect) en dat een eventueel extra benodigde sorteerstap voor scheiding van PET- en HDPE-flesjes ook niet is meegenomen (geeft overschatting effect). In deze analyse is ook niet gekeken naar het effect op zwerfafval van deze optie.
- Het storten van uitgevallen kunststof met bijbehorend aanhangend vuil, bij sortering en verwerking, heeft in vergelijking met het verbranden hiervan, een lagere klimaatimpact. In vergelijking met het hoofdscenario bronscheiding levert het stortscenario een iets grotere klimaatwinst op. Als meerdere milieueffecten worden beschouwd en uitgedrukt in de ReCiPe single score indicator, is er vrijwel geen verschil tussen de stortvariant en het hoofdscenario bronscheiding. Bij de stortvariant neemt de score voor 'uitputting grondstoffen' af, maar scores voor de schadecategorieën 'ecosystemen' en 'menselijke gezondheid' zijn juist iets beter. Omdat de ReCiPe single score schadecategorieën weegt is deze conclusie behoorlijk onzeker.



- Inzet van kunststofuitval uit de sortering en verwerking van kunststof verpakkingsafval in een cementoven scoort beter dan het verbranden in een AEC.

### **Milieueffecten**

- De belangrijkste milieueffecten die een rol spelen in de verwerking van kunststof verpakkingsafval betreffen milieueffecten die gekoppeld zijn:
  - aan het gebruik van fossiele brandstoffen, namelijk klimaatverandering, uitputting van fossiele grondstoffen en fijnstofvorming;
  - vermeden landgebruik door vervanging van tropisch hardhout bij de toepassing van mixed kunststoffen.

### **Kunststoffen**

- Alle ingezamelde soorten kunststoffen leveren milieuvoordeel. Per kg is het milieuvoordeel voor PET iets groter dan voor LDPE, HDPE en PP.
- PET ingezameld met statiegeld scoort per kg duidelijk beter door vrijwel geen uitval, volledige toepassing als monostroom en minder energiegebruik voor verwerking dan PET ingezameld met bron- of nascheiding.
- Ook inzet van mixed kunststoffen in producten geeft duidelijk een milieuvoordeel. In de praktijk blijken mixed kunststoffen goed te verwerken tot eindproducten die naast primaire kunststoffen ook materialen als hout en beton vervangen.
- Qua klimaatimpact heeft vervanging van kunststof door inzet van de mixed kunststofstroom de voorkeur. Als breed gekeken wordt naar alle milieueffecten, met name inclusief landgebruik, dan heeft de vervanging van tropisch hardhout door producten van mixed kunststof de voorkeur.

### **Fases in de ketens**

- Scheiding: het milieurendement wordt sterk beïnvloed door de scheidingrespons bij bronscheiding en het scheidingsrendement bij de mechanische scheiding bij nascheiding.
- Sortering: De milieu-impact van het sorteren van kunststoffen is opvallend laag bij alle scenario's in vergelijking tot bijvoorbeeld energieverbruik bij verwerking. Er is mogelijk een trade-off tussen hoger energieverbruik en betere opbrengst die nog geoptimaliseerd kan worden. Verder valt op dat bij bronscheiding relatief veel PET in de mixed kunststoffen terecht komt dat per kg iets minder milieuvoordeel oplevert.
- Verwerking: Energiegebruik bij verwerking van gesorteerde kunststoffen tot recycalaat heeft een significant effect op het totaal milieuresultaat. Dit is veruit de belangrijkste bijdrage aan de milieulast in de scenario's om recycling mogelijk te maken.
- Vermeden productie bij toepassing: De vermeden emissies van broeikasgassen door vermeden productie is aanzienlijk, met name bij de folies en het PET uit statiegeld.
- Transporten hebben slechts een beperkt milieueffect.
- Uitval van kunststoffen bij de sortering en de verwerking heeft maar een beperkt effect op de milieuresultaten omdat de uitval bij verwerking wordt ingezet in een cementoven en deze ook een goede milieuprestatie levert.



## Gevoeligheidsanalyses en onzekerheden

- De precieze inzet van mixed kunststof (vervanging van hout, beton, of kunststof) heeft een grote invloed op het milieuresultaat. Op basis van de single score geeft vervanging van tropisch hardhout een goed resultaat ten opzichte van vervanging van primair kunststof, voornamelijk ten gevolge van vermeden landgebruik. Voor klimaatimpact alleen heeft vervanging van hout juist een laag milieurendement en doet vervanging van kunststof en het verbranden in een cementoven het juist beter.
- De invloed van het sorteren van 50% meer monostromen, in plaats van mixed kunststoffen bij bronscheiding geeft aan dat er meer klimaatwinst is te boeken bij een betere sortering van materiaal maar dat er minder voordeel is op landgebruik/biodiversiteit. Gewogen met ReCiPe single score is er vrijwel geen verschil in milieuscore.
- De invloed van hogere respons bij bronscheiding en sorteerpercentages bij nascheiding is groot. Voor elke 10% verhoging van het scheidingsrendement wordt per ton verwijderd kunststof ongeveer 150 kg extra broeikasgas (CO<sub>2</sub>-eq.) vermeden. De invloed van energieverbruik bij verwerking op het milieurendement is aanzienlijk.
- Het verlagen van dit energieverbruik met 50% bij verwerking leidt per ton verwijderd kunststof tot een verlaging van ongeveer 180 kg broeikasgas-emissie (CO<sub>2</sub>-eq.) per ton kunststof.
- De invloed van een hoger gemiddeld thermisch en elektrisch rendement van AEC's is significant. Toch blijft ook bij een verdubbeling van rendement recycling duidelijk beter. Pas bij een elektrisch en warmerendement van ongeveer 44% is de AEC even goed als recycling. Dit is technisch nu nog niet haalbaar.
- Het ministerie van I&M was gelijktijdig met dit onderzoek bezig met een feitenonderzoek naar nascheiding in Nederland. Hiervoor zijn ook data verzameld voor de installaties in Oudehaske en Groningen. Dit feitenonderzoek was nog niet gereed bij het afronden van dit onderzoek. Beheerders Omrin en Attero hebben echter wel verklaard dezelfde gegevens te hebben verstrekt aan zowel het ministerie van I&M als aan CE Delft. De gegevens van de installatie in Wijster (ook van Attero) maken geen onderdeel uit van dit feitenonderzoek en zijn door Attero zelf aangeleverd.

De belangrijkste onzekerheid betreft de toekomstige veranderingen van hoeveelheden en soort kunststof verpakkingsafval die door de consument worden verwijderd. Ook de variaties die op lokaal niveau bestaan zijn aanzienlijk. De resultaten die hier gepresenteerd zijn betreffen een gemiddeld beeld voor Nederland in de huidige situatie, maar kunnen dus lokaal en in de toekomst door deze onzekerheid afwijken.



# Literatuurlijst

## Documenten

### **Afvalzorg, 2001**

J. Jacobs and H. Scharff  
Comparison of methane emission models and methane emissions measurements  
Haarlem : N.V. Afvalzorg, 2001

### **Agentschap NL, 2010a**

Samenstelling van het huishoudelijk restafval, resultaten sorteeranalyses 2009  
Utrecht : Agentschap NL, Uitvoering afvalbeheer, 2010

### **Agentschap NL, 2010b**

Simone te Buck, Bregje van Keulen, Lex Bosselaar, Timo Gerlagh  
Protocol monitoring Hernieuwbare energie, Update 2010 : Methodiek voor het berekenen en registreren Van de bijdrage van hernieuwbare energiebronnen  
Urecht : Agentschap NL, 2010

### **Agentschap NL, 2011**

Samenstelling van het huishoudelijk restafval, resultaten sorteeranalyses 2010  
Utrecht : Agentschap NL, Uitvoering afvalbeheer, 2011

### **Canadean, 2011**

Global Packaging Service : Beverage Packaging data for the Netherlands 2000-2010 and forecasts up to 2015  
Basingstoke, Hants (UK) : Canadean, 2011

### **CE, 2000**

H.J. Croezen, G.C. Bergsma  
Subcoal milieukundig beoordeeld : Nagescheiden huishoudelijk kunststof-afval in een kolencentrale vergeleken met biomassa, vergassing, verwerking in cementoven en AVI  
Delft : CE Delft, 2000

### **CE, 2004**

CE Delft: G.C. Bergsma, M.N. Sevenster, J.T.W. Vroonhof, H.J. Croezen, KMPG: I.E. Boon, J. van der Kolk, T.P.B. Ursem, M.X. Collignon  
Verkenning van een nieuwe milieumethodiek voor verpakkingen en integratie met productbeleid  
Delft ; Amstelveen : CE Delft ; KPMG, 2004

### **CE, 2008**

L.C. den Boer, F.P.E. Brouwer, H.P. van Essen  
STREAM versie 2.0 : Studie naar de emissies van alle modaliteiten  
Delft : CE Delft, 2008

### **CE, 2010**

M.B.J. (Matthijs) Otten, G.C. (Geert) Bergsma  
Beter één AVI met een hoog rendement dan één dichtbij  
Delft : CE Delft, 2010



**DKR, 2009**

Produktspecificatie, Fraktions-Nr. 328-1

Sortierfraktion: Misch - PET 90/10

Köln-Porz-Eil : Deutsche Gesellschaft für Kreislaufwirtschaft und Rohstoffe mbH (DKR), 2009

**DKR, 2011**

Verwerterlijst 2011, Stand 24.11.2010

**Ecoinvent, 2003**

G. Doka,

Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services

St. Gallen : Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2009

**Fost Plus, 2010**

Jaarverslag 2010 : Recyclage, een success dankzij de betrokkenheid van iedereen

Fost Plus, mei 2010

**IPCC, 2006**

H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara and K. Tanabe (eds)

IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 5, Waste, IPCC Waste Model (MS Excel)

Kanagawa : Institute for Global Environmental Strategies (IGES), 2006

**KplusV, 2011**

Evaluatie-onderzoek bron- en nascheiding kunststof verpakkingsafval

Arnhem : KplusV, 2011

**MERLAP, 2002**

Milieu-effectrapport Landelijk Afvalbeheerplan : Achtergronddocument A1 balansen, reststoffen en uitloging

Utrecht : Afval Overleg Orgaan, 2002

**Nedvang, 2010**

Monitoring verpakkingen, Resultaten 2009 : Versie 28 oktober 2010

Rotterdam : Nedvang, 2010

**Nedvang, lopend**

Opgave van Nedvang voor procentuele output van kunststof stromen (als DKR stromen), residuen en vochtverlies

Publicatie in de monitoring verpakkingen voor 2010 en 2011 (nog niet gepubliceerd)

**PWC, 2011**

G. Willems, L. Kiès-Westerik, M. Zuur

Benchmarkonderzoek inzameling kunststof verpakkingsafval

Utrecht : PricewaterhouseCoopers(PWC), februari 2011

**SenterNovem, 2008**

Biomassa in fracties huishoudelijk restafval : Uitvoering afval beheer

Utrecht : SenterNovem, 2008

**SenterNovem, 2009**

Samenstelling van het huishoudelijk restafval, resultaten sorteeraanlyses 2008 : Uitvoering afval beheer

Utrecht : SenterNovem, 2009



**TNS NIPO, 2010**

M. Schalkwijk en S. Mulder

Statiegeld; handhaven of uitbreiden? : Een onderzoek naar draagvlak voor uitbreiding van statiegeld op plastic

Amsterdam : TNS NIPO, 2010

**VROM-inspectie, 2011**

Kunststof verpakkingsafval uit huishoudens in beeld, inzameling, sorteringen en toepassing van plastic

Den Haag : VROM-inspectie, 2011

**Worrell et al., 2010**

M. Corsten, E. Worrell, A. van Duin, M. Rouw

Saving Materials : Een verkenning van de Potentiële Bijdrage van Duurzaam Afval en Recyclingbeleid aan Broeikasgasemissiereductie in Nederland

Utrecht : Universiteit Utrecht, Copernicus Instituut, 2010

**WUR, 2011**

E.U. Thoden van Velzen en M. Jansen

Nascheiden van kunststofverpakkingsafval te Wijster

Wageningen : Wageningen Universiteit (WUR), 2011

**Persoonlijke communicatie****Agentschap NL, 2010c**

Persoonlijke communicatie met Olaf van Hunnik

SITA Rotterdam; bezoek en informatie over energieverbruik

Attero; bezoek Attero Wijster en informatie over sorteer- en recyclingroutes

Omrin; informatie over afvalverwerking en nascheidingsresultaten

VROM-inspectie; gesprek over bron VROM-inspectie, 2011 (11-05-2011)

Returpack, Pelle Hjalmarsson; informatie over respons op kleine flesjes in het Zweedse statiegeldsysteem (11-08-2011)

**Persoonlijke communicatie - Interviews verwerking:**

AKG, de heer Kleinnagelvoort (juli 2011)

Van Werven Groep, de heer Labots (juli 2011)

Morssinkhof Plastics, de heer Veerman (juli - september 2011)

4PET Recycling, de heer Van de Wiele (juli 2011)

Wellmann recycling, de heer Ruesink (juli 2011)

Hubert Eing Kunststoffverwertung, de heer Eing (augustus 2011) en de heer Textor (september 2011)

Nehlsen AG, de heer Schneider Kühn (augustus 2011) en de heer Schlifke (september 2011)



Theo Augustin Städtreinigung, de heer Kruse (augustus 2011)

### **Websites**

(geraadpleegd april/mei 2011)

#### **Ekon BV**

Homepage: Betaalbare kwaliteit in kunststof  
[www.ekon.nl/](http://www.ekon.nl/)

#### **Gelber Sack**

Wikipedia, Die freie Enzyklopädie  
[http://de.wikipedia.org/wiki/Gelber\\_Sack](http://de.wikipedia.org/wiki/Gelber_Sack)

#### **Schwarzataler Recycling GmbH**

Site: Produkte  
[www.schwarzataler-international.de/seite/produkte](http://www.schwarzataler-international.de/seite/produkte)

#### **Morssinkhof Rymoplast**

Homepage  
[www.morssinkhofplastics.nl](http://www.morssinkhofplastics.nl)

#### **Gesellschaft für Kreislaufwirtschaft und Rohstoffe mbH (DKR)**

Homepage  
[www.dkr.de/](http://www.dkr.de/)

#### **Plastiker**

Site: Market Report Plastics : April 2011  
[http://plasticker.de/preise/marktbericht2\\_en.php?j=11&mt=4&quelle=bvse](http://plasticker.de/preise/marktbericht2_en.php?j=11&mt=4&quelle=bvse)

#### **Heidelberg cement**

Site: Keyfigures (Toevoeging alternatief brandstof en emissiefactoren)  
[http://www.heidelbergcement.com/global/en/company/sustainability/environment/key\\_data\\_2.htm](http://www.heidelbergcement.com/global/en/company/sustainability/environment/key_data_2.htm)

#### **PlastEurope**

Site Plastic Packaging Additives (additieven in kunststof verpakkingen)  
<http://www.plasteurope.com/news/detail.asp?id=214184>

#### **CBS 2011**

[Statline.cbs.nl](http://Statline.cbs.nl)  
Gemeentelijke afvalstoffen; hoeveelheden; (Afval van huishoudens, Kunststof verpakkingen)  
[www.cbs.nl](http://www.cbs.nl)  
Pagina bezocht op 16 augustus 2011

#### **Dimensio Verpakkingen**

Gewicht en opbouw van Plastic Heroes-zakken  
<http://www.dimensio.nl/>  
Pagina bezocht augustus 2011





## Presentatie

Velzen, van, 2011

E.U. Thoden van Velzen

Presentatie: (On)mogelijkheden van nascheiden

Wageningen : Wageningen UR, Food & Biobased Research, 2011





# Bijlage A ReCiPe-methode

## Achtergrond ReCiPe-methode

Een milieuanalyse levert dit primair een lange lijst op van emissies en verbruikte grondstoffen, welke interpretatie behoeft. Een beoordelingsmethode zoals ReCiPe biedt vertaling van deze lijst naar milieu-impacts.

De ReCiPe-methode biedt vertaling naar drie aggregatieniveaus, die zich onderscheiden in mate van abstractie (en bijbehorende onzekerheid) en gevoelsmatige begrijpelijkheid:

1. Achttien midpoint indicatoren (klimaat, watergebruik, aantasting ozonlaag, etc).
2. Drie endpoint indicatoren (schade aan menselijke gezondheid, schade aan ecosystemen, schade aan beschikbaarheid ecosystemen).
3. Eén single score indicator.

Tabel 33 vat de onderlinge samenhang tussen de niveaus samen.

Tabel 33 De ReCiPe-methode: samenhang tussen midpoint- en endpointniveau

LCI-resultaten	Midpoint (niveau 1)	Normalisatie	Endpoint (niveau 2)	Indicator (niveau 3)
Lange lijst van stoffen en emissies	Ozonlaagaantasting	DALY	Schade aan menselijke gezondheid (DALY)	Enkele indicator, verkregen door weging van de drie endpoints
	Humane toxiciteit	DALY		
	Ioniserende straling	DALY		
	Smogvorming	DALY		
Fijnstofvorming	DALY			
CO <sub>2</sub>	Klimaatverandering	Gezondheid: DALY	Schade aan ecosystemen (soorten*jr)	
VOS		Ecosystemen: soorten*jr		
P	Verzuring, bodem	soorten*jr		
SO <sub>2</sub>		soorten*jr		
NO <sub>x</sub>	Ecotoxiciteit, bodem	soorten*jr		
CFC		soorten*jr		
Cd	Landgebruik, urbaan	soorten*jr		
DDT		soorten*jr		
Landgebruik Ruwe materialen, etc.	Landgebruik, agrarisch	soorten*jr		
		soorten*jr		
	Ecotoxiciteit, zoutwater	soorten*jr		
	Vermesting, zoetwater	soorten*jr		
	Ecotoxiciteit, zoetwater	soorten*jr		
Uitputting, mineralen/metalen	Uitputting, fossiel	\$	Uitputting van grondstoffen (\$)	
		\$		
Vermesting, zoutwater	-	-	-	
Water, depletie	-	-	-	

In deze studie wordt zowel gerapporteerd op niveau 1 (midpoint) als op niveau 3 (enkele indicator).



Het midpointniveau geeft inzicht in de afzonderlijke milieueffecten en kenmerkt zich door een hoog niveau van transparantie. Het gevolg van deze score, de ernst, is er echter niet aan af te zien. Hiervoor zijn de drie endpoints (niveau 2) geschikter.

Het midpointniveau is een directe vertaalslag is van stof/emissie naar milieueffect. Voor de meeste milieueffecten is de methodologie hiervoor vergevorderd, maar voor sommige is deze nog in ontwikkeling. Zo zit bij landgebruik niet de indirecte verschuivingen van dat landgebruik inbegrepen. Dit soort aspecten zijn onderwerp van doorlopend onderzoek.

De ernst van de milieueffecten wordt uitgedrukt in drie verschillende schadecategorieën, normalisatie van de effecten. Zo heeft bijvoorbeeld een score voor ecotoxiciteit gevolgen voor hoeveelheid soorten (afname daarvan). Het effect van de milieueffecten op de schadecategorieën worden vervolgens opgeteld tot drie endpointniveaus. De enkele indicator is de gewogen score van deze drie endpoints.

Het nut van de enkele indicator is de mogelijkheid tot een vergelijking van de impact van scenario's voor verwerking van kunststof verpakkingsafval uit huishoudens, waarbij alle milieueffecten zijn vertegenwoordigd. Dit in tegenstelling tot een eenzijdige focus op bijvoorbeeld klimaatimpact.

Het is wel zo dat de normalisatie- en wegingstap een grotere onzekerheid introduceren. Methodes voor normalisatie per milieueffect zijn constant in ontwikkeling en niet voor elk milieueffect is de methode even robuust. Voor weging zijn meerdere mogelijkheden: de weegfactoren naar enkele indicator verschillen al naar gelang er meer belang wordt gehecht aan een van de drie endpoints.

In deze studie wordt gebruik gemaakt van normalisatie op Europees niveau en weging op gemiddeld hiërarchisch perspectief ('Europe, H/A').



# Bijlage B Achtergronddata sorteerproef Rotterdam

Tabel 34 Toewijzing type kunststof aan sorteerfracties van WUR 2011

Kunststof verpakkingsafval in analyse	Type kunststof
PET-drankflessen	PET
PE-drankflessen	HDPE
PP drankflessen	PP
PS-drankflessen	PS
PET-flacons	PET
PE-flacons	HDPE
PP-flacons	PP
Andere Flacons	Overig
PET-dieptrek	PET
PE-dieptrek	HDPE
PP-dieptrek	PP
PVC-dieptrek	PVC
PS-dieptrek	PS
PET vormvast overig	PET
PE vormvast overig	HDPE
PP vormvast overig	PP
PVC vormvast overig	PVC
PS vormvast overig	PS
Draagtasjes	LDPE
PET-folie	PET
PE-folie	LDPE
PP-folie	PP
PVC-folie	PVC
PS-folie	PS
Folie niet-NIR detecteerbaar	Overig
Vormvast niet-NIR detecteerbaar	Overig
Rest kunststoffen	Overig
PET-laminaatfolie	PET
PE-laminaatfolie	HDPE
PP-laminaatfolie	PP
PVC-laminaatfolie	PVC
PP-doordrukstrips	PP
PVC-doordrukstrips	PVC
EPS-schalen	PS
EPS-blokken	PS
Siliconenkitspuiten	Overig

Bron: WUR, 2011.





## Bijlage C Toelichting bij bepaling van functionele eenheid

De samenstelling van het kunststof in de functionele eenheid moet worden bepaald om steeds met een vaste samenstelling van het inputmateriaal in de verschillende scenario's te kunnen rekenen. Hierdoor blijven de scenario's vergelijkbaar. De noodzaak om de samenstelling zeer nauwkeurig te bepalen is relatief betrekkelijk omdat het een momentopname betreft, terwijl de samenstelling van het huishoudelijk afval door verandering van consumptie en productie van verpakkingen bij voortdurend plaatsvinden.

Voor de bepaling van de verhouding tussen de kunststoffen en kunststof producten is gebruik gemaakt van een sorteeraanalyse op basis van 500 ton afval, waaruit vijf steekproeven van in totaal 637 kg zijn genomen voor de sorteerproef (WUR, 2011). De steekproef is voldoende groot om representatief te zijn voor deze grote hoeveelheid afval. De 500 ton afval is afkomstig uit Rotterdam waar nog geen bronscheiding plaats vindt. Het enige nadeel van deze sorteerproef is dat het betrekking heeft op afval uit een voornamelijk stedelijk gebied wat kan afwijken van het Nederlands gemiddelde omdat daarin ook meer landelijke gebieden voorkomen waarvan bekend is dat met name de hoeveelheden maar mogelijk ook de samenstelling van het kunststof in het restafval kan afwijken. In de begeleidingscommissie is de representativiteit van de sorteerproef van het Rotterdamse verpakking-kunststof bediscussieerd, waarbij zowel de voor als nadelen aan de orde zijn gekomen. Naast het feit dat er geen andere sorteerproeven beschikbaar zijn waarin tot het niveau van kunststofsoort is bepaald wat de samenstelling is, is het belangrijkste argument om deze sorteerproef te gebruiken als uitgangspunt dat alleen de verhouding van de kunststofsoorten uit deze sorteerproef worden overgenomen en niet de absolute hoeveelheden. Daarnaast relateert de voortdurende verandering van de samenstelling van het Nederlandse afval de noodzaak voor een zeer exacte bepaling van die samenstelling.

Voor de bepaling van de verhouding tussen het kunststof verpakkingafval uit statiegeld en het kunststof uit restafval is voor het statiegeldsysteem gebruik gemaakt van Nedvang, 2009 (26 ton PET-flessen en 1 ton PET-flessen via statiegeldsysteem ingezameld in 2008). Voor het kunststof verpakkingafval uit restafval is voor de hoeveelheden huishoudelijk restafval gebruik gemaakt van CBS Statline (gemiddelde van jaren 2008, 2009 en 2010: respectievelijk 3.947, 3.866 en 3.758) en voor het aandeel van het verpakkingkunststof in restafval van VROM, 2011 (respectievelijk 14,8, 16,2 en 9,2% voor 2008, 2009 en 2010). Deze laatste percentages zijn gecorrigeerd voor het aanhangend vuil dat in deze percentages is inbegrepen. Deze hoeveelheid is op basis van expert judgement vastgesteld op 40% en is door de begeleidingscommissie als realistisch bestempeld. Er zal ten aanzien van dit cijfer nog nagegaan worden of een betere onderbouwing mogelijk is, onder meer op basis van bevindingen van sorteerdere en eindverwerkers die inschattingen maken voor de mate van vervuiling. Voor hen is dit van belang omdat zij daarmee een lager aandeel kunststof overhouden per ton ingekocht materiaal. Omdat er ook brongescheiden kunststof is vrijgekomen die dus niet in het restafval terecht is gekomen maar wel door huishoudens is verwijderd, is hier ook rekening mee gehouden. De gegevens daarvoor zijn wederom betrokken van CBS Statline (8, 27 en 82 ton, voor 2008, 2009 en 2010). Ook is hierop weer een correctie uitgevoerd voor aanhangend vuil dat onderdeel vormt van deze



statistieken. Het aandeel aanhangend vuil bij brongescheiden kunststof is echter lager dan in het geval van de sorteerproef van kunststof uit restafval, omdat dit niet in contact is gekomen met restafval en dus alleen achtergebleven etens- en drankresten betreft. Op basis van de massabalans voor bronscheiding komen we uit op 33%. Dit is meer dan aanvankelijk werd verondersteld, namelijk 10%.





# Bijlage D Niet-kunststoffracties in bron- en nagescheiden kunststof

## D.1 Achtergronden methodiek niet-kunststoffractie

De functionele eenheid bestaat in principe alleen uit de schone verpakkingskunststoffen, zonder verontreinigingen, vuil, etiketten en dergelijke. Toch heeft de verwerking van een functionele eenheid aan kunststof wel degelijk invloed op het ermee samenhangende vuil en heeft de vervuilingsgraad invloed op welk deel van ingezameld kunststof verpakkingsafval nu daadwerkelijk uit kunststof bestaat. Het is dus noodzakelijk om verontreinigingen goed in beeld te brengen zodat van verwerkte stromen steeds het aandeel schone kunststof kan worden bepaald. De invloed van het vuil wordt dus meegenomen zonder dat dit onderdeel vormt van de functionele eenheid. Dit zal ook voor de scenario's het geval zijn. De invloed die het vuil heeft op de kunststof verwerkingsprocessen wordt expliciet meegenomen, maar vormen in principe geen onderdeel van het kunststof verwerkingssysteem. De verwerking van het vuil zelf, voor zover dit niet het gevolg is van het kunststof verwerkingssysteem, wordt buiten het systeem geplaatst. De milieu-impact van het vuil dient immers aan het vuil te worden toegerekend en niet aan het kunststof. Dit betekent dat het extra transport van het aanhangend vuil, doordat het met het kunststofafval mee getransporteerd wordt, wel toegerekend wordt aan het kunststof verwerkingssysteem, maar de eindverwerking van het afgescheiden aanhangend vuil door bijvoorbeeld verbranding in een AEC niet.

Naast deze eerdere manieren om de invloed van verontreinigingen mee te nemen in de LCA-analyse, blijft nog de vraag over hoe om te gaan met vuil dat een andere eindverwerking krijgt omdat het in het kunststof verwerkingsproces terecht is gekomen. Alleen in die gevallen waarin het vuil een andere bewerking krijgt ten gevolge van de kunststof verwerking is het verschil in milieu-impact ten opzichte van de processen die zij anders zou hebben gevolgd, toe te rekenen aan het kunststof verwerkingssysteem. Dit is in feite een vereenvoudigde vorm van systeemuitbreiding. De invloed van het vuil is wel meegerekend, maar de impact van het vuil zelf niet. De exacte samenstelling van het vuil is moeilijk vast te stellen en daardoor is de milieu-impact van de eindverwerking onvoldoende nauwkeurig te bepalen.

Tenslotte moet nog opgemerkt worden dat in veel gevallen de verontreinigingen verbrand zullen worden in een AEC en er dus feitelijk geen verschil op treed met de situatie waarin het vuil niet was meegekomen in de kunststofinzameling en verwerking.

Een geval waar eindverwerking wel kan afwijken is, bijvoorbeeld, het vuil dat via wassing bij eindverwerkers bij een RWZI terecht komt, in plaats van bij een AEC.



## D.2 Samenstelling niet-kunststoffractie (aanhangend vuil)

Aangenomen is dat de samenstelling van de niet-kunststoffractie uit bron- en nascheiding een vergelijkbare samenstelling hebben als de samenstelling van het niet-kunststof in de kunststof sorteerfracties zoals bestudeerd in SenterNovem (2008). Tabel 35 geeft een overzicht van de gemiddelde samenstelling van de kunststof sorteerfractie uit SenterNovem (2008).

Tabel 35 Uitgangspunten samenstelling niet-kunststof in brongescheiden materiaal

	Biomassa	Niet-biomassa (kunststof)	Inert	Vocht
Samenstelling kunststoffractie gemiddelde oplosproef 1 en 2 (SenterNovem, 2008) (%)	24%	44%	12%	20%
Samenstelling niet-kunststof (%)	43%		21%	36%

We gaan er van uit dat het merendeel van de biomassa bestaat uit organische resten en papier. Het vocht in de fractie zal ook voor het grootste gedeelte van de biomassa afkomen. In SenterNovem (2008) wordt uitgegaan van een droge stof gehalte van organisch materiaal van 47% en bij papier van 72%. Om tot een vochtpercentage van 36% te komen, afkomstig van organisch materiaal en papier in de biomassa, gaan we daarom uit van 55% organisch materiaal en 24% papier in de niet-kunststoffractie van bron- en nagescheiden kunststoffen.



## Bijlage E Hoeveelheid kunststof aanwezig in huishoudelijk afval

De respons van bron- en nascheiding wordt bepaald door de afgescheiden hoeveelheid af te zetten tegen de hoeveelheid kunststof verpakkingen aanwezig in het afval waaruit het is afgescheiden. Data over de kunststof verpakkingen aanwezig in het afval dienen zo goed mogelijk aan te sluiten bij data over de afgescheiden hoeveelheid.

De afgescheiden hoeveelheden zijn gebaseerd op de volgende data:

- Bronscheiding: Landelijke data over ingezamelde hoeveelheden per huishouden in 2010 (bron: Kplus V, zie Bijlage F).
- Nascheiding: Afgescheiden hoeveelheid begin 2011 gerelateerd aan de hoeveelheid afval doorgevoerd door de installaties (zie Bijlage I).

Voor bronscheiding is op basis van het bovenstaande ervoor gekozen de ingezamelde hoeveelheid te relateren aan de hoeveelheid kunststof verpakkingen aanwezig in het afval volgens sorteeranalyses van Agentschap NL in 2010 (Agentschap NL, 2011) met daarbij opgeteld de hoeveelheid brongescheiden kunststof in 2010 (bron: CBS, 2011).

Voor nascheiding zouden afgescheiden hoeveelheden idealiter gerelateerd moeten worden aan het aandeel kunststof aanwezig in het restafval verwerkt in de installaties begin 2011. De installaties verwerken namelijk afval uit een beperkt aantal gemeenten en de samenstelling kan afwijken van het landelijk gemiddelde (onder andere afhankelijk van de mate van GFT-afscheiding). Voor de installaties in Oudehaske en Groningen zijn specifieke data over de afvalinput niet beschikbaar. In Oudehaske en Groningen wordt met name afval verwerkt dat geen bronscheiding heeft ondergaan. Daarom is voor deze twee installaties het aandeel kunststof verpakkingen, net als voor bronscheiding, gebaseerd op de hoeveelheid kunststof verpakkingen die volgt uit in restafval in 2010 volgens Agentschap NL (2011) vermeerderd met de hoeveelheid brongescheiden afval in 2010 (CBS, 2011).

Voor de installatie in Wijster is de afgescheiden hoeveelheid gerelateerd aan het aandeel kunststof verpakkingen zoals bekend is uit wekelijkse sorteerproeven van het restafval dat in Wijster wordt verwerkt. Deze sorteerproeven zijn uit de periode januari 2010 tot januari 2011.

In Tabel 36 en Tabel 37 is weergegeven van welk aandeel kunststof verpakkingen is uitgegaan en hoe dit is berekend.

In de rapportage over de sorteerproeven van Agentschap NL (2011) wordt bij voorkeur gerekend met driejaarlijkse gemiddelde cijfers om de onzekerheid in de cijfers te beperken. In Tabel 36 is daarom ook aangegeven wat het aandeel kunststof verpakkingen in het afval uit huishoudens is op basis van het driejaarlijks gemiddelde.



Tabel 36 Aandeel kunststof verpakkingen in restafval voor bepaling responscijfers bronscheiding en nascheiding Oudehaske en Groningen

	NL 2010 (in kton)	Alternatief (NL 3- jaargemiddelde) (in kton)	Bron
A Hoeveelheid restafval	3.758	3.857	(Agentschap, 2011)
B Aandeel kunststof verpakkingen (incl. vervuiling)	9,2%	13,4%	(Agentschap, 2011)
C Hoeveelheid kunststof verpakkingen in restafval (incl. vervuiling)	346	517	Berekend (AxB)
D Netto kunststofaandeel in kunststof sorteerfractie	60%	60%	Zie par. 4.2
E Hoeveelheid kunststof verpakkingen in restafval (excl. vervuiling)	207	310	Berekend (CxD)
F Hoeveelheid kunststof verpakkingen in bronscheiding (incl. vervuiling)	82	39	(CBS, 2011)
G Netto kunststofaandeel in brongescheiden kunststof	66%	66%	Zie par. 4.2
H Hoeveelheid kunststof verpakkingen in bronscheiding (excl. vervuiling)	53,7	25,5	Berekend (FxG)
I Hoeveelheid kunststof verpakkingen in restafval bij huishouden (voor bronscheiding)	261	336	Berekend (E+H)
J Aandeel kunststof verpakkingen in restafval zonder bronscheiding	6,8%	8,6%	Berekend (I/(A+F))

Tabel 37 Aandeel kunststof verpakkingen in restafval voor bepaling responscijfer nascheiding Attero

	Attero 2010	Bron
A Aandeel kunststof in afval	19%	Sorteerproeven Attero
B Aandeel kunststof verpakkingen in kunststof	74%	Agentschap, 2011; gemiddelde 2008-2010
C Aandeel kunststof verpakkingen in afval	14%	Berekend (AxB)
D Vervuilingpercentage kunststoffractie	60%	Zie par. 4.2
E Aandeel kunststof verpakkingen in restafval zonder bronscheiding	8,4%	Berekend (CxD)



# Bijlage F Uitgangspunten responsberekening bronscheiding

Tabel 38 Uitgangspunten responsberekening bronscheiding

Stedelijkheidgraad en inzamel-systeem	A Brongescheiden kunststof (kg p/aansl p/j) <sup>a</sup>	B Brongescheiden kunststof bruto (kg p/inw p/j) <sup>b</sup>	C Brongescheiden kunststof netto (kg p/inw p/j) <sup>c</sup>	D Aantal inwoners (x1.000) <sup>d</sup>	E Hoeveelheid kunststof afval (kg p/inw p/j) <sup>e</sup>	F Respons 2010 (%) (kolom C/E)	G Respons 2011 (%) (kolom C/E)
SK1	2,74	1,41	0,92	3.216	15,8	6%	7%
SK1-diftar-haal		3,72 <sup>f</sup>	2,44		15,8	15%	19%
SK1-diftar-breng		2,43 <sup>f</sup>	1,59		15,8	10%	13%
SK1-niet-diftar-haal		2,12 <sup>f</sup>	1,39		15,8	9%	11%
SK1-niet-diftar-breng	2,74	1,41 <sup>f</sup>	0,92		15,8	6%	7%
SK2	10,55	4,81	3,15	4.619	15,8	20%	25%
SK2-diftar-haal	18,99	9,40	6,16		15,8	39%	49%
SK2-diftar-breng	20,63	9,74	6,38		15,8	40%	50%
SK2-niet-diftar-haal	11,19	5,03	3,29		15,8	21%	26%
SK2-niet-diftar-breng	7,51	3,42	2,24		15,8	14%	18%
SK3	14,01	5,94	3,89	3.233	15,8	25%	31%
SK3-diftar-haal	23,37	10,11	6,62		15,8	42%	52%
SK3-diftar-breng	7,30	3,03	1,98		15,8	13%	16%
SK3-niet-diftar-haal	14,15	5,93	3,88		15,8	25%	31%
SK3-niet-diftar-breng	9,90	4,23	2,77		15,8	18%	22%
SK4	20,62	8,37	5,48	3.602	15,8	35%	43%
SK4-diftar-haal	28,75	11,63	7,62		15,8	48%	60%
SK4-diftar-breng	18,21	7,26	4,76		15,8	30%	38%
SK4-niet-diftar-haal	15,69	6,42	4,21		15,8	27%	33%
SK4-niet-diftar-breng	10,20	4,20	2,75		15,8	17%	22%
SK5	20,96	8,39	5,50	1.905	15,8	35%	43%
SK5-diftar-haal	28,75	11,28	7,39		15,8	47%	58%
SK5-diftar-breng	18,87	7,70	5,04		15,8	32%	40%
SK5-niet-diftar-haal	16,69	6,81	4,46		15,8	28%	35%
SK5-niet-diftar-breng	10,58	4,17	2,73		15,8	17%	22%

- a Bron: KplusV 2011, bijlagenrapport tabel 3.
- b Op basis van aantal inwoners per aansluiting volgens uit KplusV (2011), bijlagenrapport, tabel 1a en b.
- c Correctie uitgaande van 33% niet-kunststof in het brongescheiden materiaal.
- d Bron: CBS (2011).
- e De hoeveelheid van 15,8 kg/ inw/pj is gebaseerd op 261 kton kunststof uit verpakkingen in 2010 (Tabel 36), gedeeld door het aantal inwoners (totaal kolom D). Wanneer de berekening op basis van hoeveelheid kunststof van 336 kton (driejaarlijks gemiddelde, Tabel 37) wordt uitgevoerd komt deze hoeveelheid uit op 21,5/inw/pj.
- f Berekend op basis van de gemiddelde verhouding ten opzichte van niet-diftar-breng voor SK2-5.



- g De respons in 2011 is bepaald op basis van de hoeveelheden ingezameld brongescheiden materiaal in de periode januari-april in 2010 en 2011 (bron: Nedvang 2010/2011). De hoeveelheid in 2010 bedroeg 23.681 ton in 2011 bedroeg dit 29.499 ton. De responsen uit 2010 zijn gecorrigeerd met een factor  $29.499/23.681$  om de reponsen in 2011 te verkrijgen. De aanname die hierachter ligt is dat de hoeveelheid kunststoffen die bij huishoudens in 2010 en 2011 vrijkwam ongeveer gelijk was.



# Bijlage G Achtergronddata samenstelling brongescheiden materiaal

Tabel 39 geeft de samenstelling van brongescheiden materiaal volgens KplusV. De data in Tabel 39 zijn gebruikt als input voor Tabel 41, die de samenstelling in kunststofstromen weergeeft.

Tabel 39 Gemiddelde samenstelling en toewijzing type van kunststof van brongescheiden materiaal bij twee sorteerinstallaties in 2010

Kunststof verpakkingsafval in analyse <sup>a</sup>	Aandeel	Type kunststof
<b>Kunststof flessen en flacons(KFF)</b>	<b>19,8%</b>	
Drankflessen PET	8,2%	PET
Drankflessen PE	10,7%	HDPE
Drankflessen PP	0,9%	PP
<b>Vormvast verpakkingen</b>	<b>30,4%</b>	
PET	7,9%	PET
PE	0,1%	HDPE
PP	13,0%	PP
PS	2,4%	PS
PVC	0,4%	PVC
Anders	6,6%	Overig
<b>Folies</b>	<b>38,5%</b>	
Draagtasjes (PE)	29,8%	LDPE
Overige folies (PE, PP)	1,6%	LDPE (80%) PP (20%)
PP	6,5%	PP
<b>Totaal kunststof verpakkingen</b>	<b>88,1%</b>	
<b>Niet-kunststof verpakkingen</b>	<b>11,9%</b>	

a Bron: KplusV (2011), bijlagenrapport, tabel 1, geaggregeerd door CE Delft.







# Bijlage H Massabalansen bronscheiding

Deze bijlage is gericht op de inventarisatie van de massabalans die benodigd is voor het modelleren van de verwerkingsketens van brongescheiden kunststof verpakkingsafval uit huishoudens. Het omvat informatie omtrent inzamelhoeveelheden (respons), samenstellingen en materiaalverliezen (uitval). Daarnaast komen aspecten als kwaliteit, economische waarde van materiaalstromen en allocatiefactoren aan bod.

## H.1 Respons bronscheiding, haal- en brengsysteem, huidig statiegeldsysteem

De respons van kunststof afval (in kilo per huishouden) is uitgebreid onderzocht door KplusV (2011), waarbij onderscheid is gemaakt naar stedelijkheidsklasse, haal- en brengsystemen en wel of geen diftar. De responsdata van KplusV (in kilo per huishouden) zijn omgezet naar responspercentages (Tabel 30). Op basis van deze data zijn de (naar stedelijkheidsklasse- gewogen) responspercentages berekend, zoals weergegeven in Tabel 40. De gemiddelde responspercentages voor haal- en brengsystemen zijn berekend als gewogen gemiddelde van diftar en niet-diftar. De respons in 2010 is vertaald naar responsen in 2011 met behulp van de hoeveelheden ingezameld brongescheiden materiaal in de periode januari-april in 2010 en 2011 (bron: Nedvang, 2010/2011). De hoeveelheid in 2010 bedroeg 23.681 ton, in 2011 bedroeg dit 29.499 ton. De responsen uit 2010 zijn gecorrigeerd met een factor  $29.499/23.681$  om de reponsen in 2011 te verkrijgen. De aanname die hierachter ligt is dat de hoeveelheid kunststoffen die bij huishouden in 2010 en 2011 vrijkwam ongeveer gelijk was. De responspercentages uit 2011 zijn gebruikt voor de bronscheidingsscenario's met het huidige statiegeldsysteem.

Tabel 40 Responspercentages bronscheiding 2010 Nederland

Systeem bronscheiding	Respons 2010	Respons 2011
Diftar-haal	38%	47%
Diftar-breng	26%	32%
Niet-diftar-haal	21%	27%
Niet-diftar-breng	14%	18%
Haal gemiddeld	26%	32%
Breng gemiddeld	17%	22%

Om de responspercentages per kunststofsoort te bepalen is gebruik gemaakt van de samenstelling van het brongescheiden materiaal naar kunststofsoort en materiaalsoort (Tabel 41). Deze samenstelling is gebaseerd op twee sorteeranalyses uit 2010 (KplusV, 2011).



Tabel 41 Samenstelling brongescheiden materiaal

Type	PET	HDPE	PP	PS	LDPE	PVC	Overig	Totaal
Drankflessen + flacons	7,5%	9,8%	2,5%	0%	0%	0%	0%	19,8%
Draagtasjes	0%	0%	0%	0%	29,8%	0%	0%	29,8%
Folie (alle soorten)	0%	0%	6,8%	0%	1,3%	0%	0%	8,1%
Vormvasten	7,9%	0,1%	13,0%	2,4%		0,4%	6,6%	30,4%
Totaal kunststof verpakkingen	15,4%	9,9%	22,3%	2,4%	31,1%	0,4%	6,6%	88,1%

Met behulp van i) de samenstelling van het totaal niet-statiegeld kunststof verpakkingsafval (Tabel 4), ii) de overall respons (Tabel 40) en iii) de samenstelling van brongescheiden materiaal (Tabel 41) is de respons per kunststofsoort berekend voor de haal- en brengscenario's met het huidige statiegeldsysteem, zoals weergegeven in Tabel 42.

Tabel 42 Respons per kunststofsoort voor bronscheiding naast het huidige statiegeldsysteem

Kunststoftype	Haal	Breng
PET (niet-statiegeld verpakking)	28,2%	19,0%
HDPE	41,5%	28,0%
PP	16,8%	11,4%
PS	30,1%	20,3%
LDPE	8,9%	6,0%
PVC	8,9%	6,0%
Overig	100%	70,7%
Respons voor alle kunststoffen	32,0%	21,6%

Over het algemeen wordt er vanuit gegaan dat flessen en flacons door de consument het best worden ingeleverd. Dit blijkt onder meer in de hoge respons bij het Fost Plus-systeem, waarbij alleen flessen en flacons worden gescheiden. Dat HDPE goed scoort is daarom logisch omdat het hier voor een groot deel gaat om flessen en flacons. De respons op LDPE (met name folies en draagtassen) is relatief laag. Dat PET minder scoort lijkt onlogisch maar dit komt omdat het grootste deel van de flessen in het statiegeldsysteem zitten die buiten deze respons meting vallen.

### Respons bronscheiding - haal- en brengsysteem, uitgebreid statiegeldsysteem

In de scenario's met het uitgebreide statiegeldsysteem wordt aangenomen dat ook de kleine drankflessen met statiegeld worden ingezameld. Van de 4,9% 'overige drankflessen' in het kunststofafval wordt aangenomen dat 0,4% grote drankflessen<sup>21</sup> zijn en 4,5% kleine drankflessen. Met een respons van 73% op kleine statiegeldflessen verdwijnt er in dit scenario 3,3% naar het statiegeld. Omdat bij bronscheiding flessen met een relatief hogere respons worden ingezameld, veranderen de responspercentages per kunststof. Met de gegevens uit Tabel 4, Tabel 40 en Tabel 41 is te berekenen dat het responspercentage van bronscheiding op flessen en flacons 52%<sup>22</sup> is in het haalsysteem en 35%<sup>22</sup> is in het brengsysteem. Wanneer er rekening mee wordt gehouden dat kleine

<sup>21</sup> 0,4% komt overeen met 5% niet ingezameld via het statiegeldsysteem.

<sup>22</sup> Haal:  $19,8\% \cdot 30\% / 11,5\%$ ; breng:  $19,8\% \cdot 20\% / 11,5\%$ .



flessen met corresponderende reponsen niet meer in de bronscheiding terecht komen volgen hieruit de responspercentages voor bronscheiding met een volledig statiegeldsysteem zoals gegeven in Tabel 43.

Tabel 43 Respons per kunststofsoort voor bronscheiding met volledig statiegeldsysteem

Kunststoftype	Haal	Breng
PET	36,2%	24,4%
HDPE	41,9%	28,3%
PP	16,8%	11,4%
PS	30,1%	20,3%
LDPE	8,9%	6,0%
PVC	8,9%	6,0%
Overig	100%	70,7%
Respons voor alle kunststoffen	33,9%	22,9%

### Respons bronscheiding - haal- en brengsysteem, geen statiegeldsysteem

In het geval dat er geen statiegeld op grote flessen zit, betekent dit dat de 7,8% statiegeldflessen van het statiegeldsysteem in het huishoudelijk afval of in de bronscheiding terecht komen. Zoals eerder aangegeven is de respons bij bronscheiding op flessen en flacons 52% in het haalsysteem en 35% is in het brengsysteem. Wanneer hiermee rekening wordt gehouden volgen hieruit de responspercentages voor bronscheiding zonder statiegeldsysteem zoals gegeven in Tabel 44.

Tabel 44 Respons per kunststofsoort voor bronscheiding zonder statiegeldsysteem

Kunststoftype	Haal	Breng
PET	23,8%	16,0%
HDPE	39,3%	26,5%
PP	16,8%	11,4%
PS	30,1%	20,3%
LDPE	8,9%	6,0%
PVC	8,9%	6,0%
Overig*	104,8%	70,7%
Respons voor alle kunststoffen	31,0%	20,9%

\* Doordat de respons per kunststofsoort is bepaald uit een combinatie van de overall respons en de samenstelling van het brongescheiden materiaal kan de respons van 'overig' in de berekening groter zijn dan 100%.

## H.2 Sorteerresultaten bronscheiding

Het brongescheiden materiaal wordt gesorteerd bij drie verschillende sorteerdors, waarvan er zich twee in Duitsland en één in Nederland bevinden (SITA Rotterdam). Het gemiddelde sorteerresultaat over 2011 is verkregen van Stichting Nedvang en is opgenomen in Tabel 45 (Nedvang, 2010/2011). Zoals is op te maken uit de tabel is er tijdens het sorteerproces een uitval van 3,5% vocht, 0,7% niet-kunststoffen (blik, aluminium en drankenkartons) en 22,3% residu. Van het ingezamelde materiaal is dus 68,6% uiteindelijk doorgezet naar verwerkers van kunststofafval. We nemen aan dat het residu ook nog 50% kunststof bevat, o.a. flessendopjes.



Tabel 45 Sorteerresultaten over 2011

Materialen/DKR-stromen	Jaar 2011
<b>Output</b>	<b>96,54%</b>
Tinplate (410)	0,40%
Aluminium (420)	0,17%
PET (328-1)	5,12%
Plastic Films (310)	14,75%
PP (324)	6,92%
Mixed Plastics (350)	39,75%
PE (329)	7,06%
Liquid Packaging Board (510)	0,11%
Residuen	22,25%
<b>Verschil Input - Output (vochtverlies)</b>	<b>3,46%</b>
<b>Totaal input</b>	<b>100,00%</b>

Bron: Nedvang, 2010/2011.

### H.3 Verwerking kunststof uit bronscheiding

Informatie over de samenstelling van het kunststofmateriaal dat aan verwerkers wordt, is verkregen via interviews met de verwerkers. In onderstaande tabel is een overzicht gegeven van de samenstelling van het materiaal zoals het bij de verwerkers van statiegeld en brongscheiden materiaal uit interviews naar voren is gekomen.

Tabel 46 Samenstelling materiaal aangeleverd bij verwerkers

Kunststofstroom	Aandeel kunststof	Verwerkt in recyclelaar	Verwerkt in mixed stroom	Uitval kunststof	Bron
PET uit statiegeld	90%	86,0%	3,70%	0%	Op basis van 3 verwerkers
PET uit bronscheiding	90%	85,3%	4,50%	0%	Op basis van 3 verwerkers
Folies uit bronscheiding	70%	57,2%	5,8%	7,0%	Op basis van 1 verwerker
PP uit bronscheiding	76%	68,8%	6,25%	3%	Op basis van 1 verwerker
PE uit bronscheiding	76%	68,8%	6,25%	3%	Getijkgesteld aan PP
Mixed kunststof uit bronscheiding	72 % <sup>a</sup>	-	22% <sup>b</sup>	15%	Op basis van 1 verwerker

a Het verschil van 4% met PP komt goed overeen met DKR-specificaties die 4% meer vervuiling toestaan voor mixed t.o.v. PP.

Het aandeel niet-kunststoffen bestaat voornamelijk uit vocht (ca. 5%), papier van etiketten en organisch materiaal van drank- en etensresten.



## Bepaling aandeel kunststof in brongescheiden materiaal bij huishoudens

Op basis van de informatie uit Tabel 45 en Tabel 46 is bepaald wat het aandeel kunststof is in het brongescheiden materiaal opgehaald bij huishoudens. Zoals de berekende waarden in kolom C van Tabel 47 laten zien komt het aandeel kunststof in brongescheiden materiaal uit op 61,6% en dus is 38,4% geen kunststof.

Tabel 47 Synthese aandeel kunststof in brongescheiden materiaal

	A Aandeel fractie van totale input bij sorteerder	B Aandeel kunststof in fractie volgens verwerker	C Aandeel kunststof van totale input bij sorteerder (Kolom A*B)
PET (328-1)	14,8%	76,0%	11,2%
Plastic Films (310)	6,9%	76,0%	5,3%
PP (324)	39,85%	72,0%	28,6%
Mixed Plastics (350)	7,7%	76,0%	5,4%
PE (329)	0,1%	0,0%	0,0%
Residuen	22,3%	50,0%	11,1%
Niet-kunststof bevattend	9,2%	0,0%	0,0%
<b>Totaal</b>	<b>100,0%</b>		<b>61,6%</b>

## Samenstelling mixed kunststoffen en kunststoffen in residu

Vergelijk van Tabel 41 en Tabel 47 levert informatie over de samenstelling van kunststoffen die niet in de doorstromen zijn teruggevonden. De samenstelling is gegeven in Tabel 48. Aangenomen is dat de samenstelling van mixed kunststoffen en de kunststoffen die in het residu belanden hetzelfde is.

Tabel 48 Samenstelling kunststoffen in de mixed stroom en in residu

Kunststof	Samenstelling
PET	18,0%
HDPE	5,1%
PP	27,3%
LDPE	32,0%
Overig	17,5%

## Samenstelling- niet kunststof materiaal in brongescheiden materiaal

De niet-kunststoffractie in het brongescheiden materiaal bestaat uit papierresten van o.a. etiketten, organisch materiaal uit voedsel- en drankresten en inert materiaal zoals metalen en mineralen. De samenstelling van dit materiaal is ingeschat op basis van een analyse van SenterNovem uit 2008 waarbij onderzoek is gedaan naar het biologisch aandeel in de sorteefracties van huishoudelijk afval. Op basis van deze gegevens is de samenstelling aangenomen zoals gegeven in Tabel 49.



Tabel 49 Samenstelling van de residuen

Materiaal	Aandeel
Papier en karton	24,8%
Organisch afval	54,7%
Inert (zand/metaal/glas)	20,5%
<b>Totaal</b>	<b>100%</b>

Na sortering worden de kunststofstromen verder vermarkt. In Tabel 50 is de marktwaarde van de stromen per ton weergegeven (KplusV, 2011). De monostromen hebben na sortering een positieve waarde welke nog verder stijgt na verdere verwerking. De mixed kunststof heeft na sortering een negatieve waarde. Belangrijk is op te merken dat de kunststoffenmarkt sterk fluctueert. De onderstaande waarden zijn dus indicatief.

Tabel 50 Economische waarden sorteeroutput per ton materiaal

Output	VROM inspectie Waarde (€)	KplusV Waarde (€)
PET		110 tot 200
PP	150-600	150 tot 200
PE	150-600	160 tot 220
Folies		-30 tot 0
Mixkunststof		-100 tot -50
Sorteerrest		circa -75

Uit eerste resultaten wordt door Nedvang aangegeven dat er enig verschil bestaat in de prijzen die worden betaald voor brongescheiden of nagescheiden partijen kunststof, in de orde van 10%<sup>23</sup>. In deze studie is aangenomen dat dit het gevolg is van een verschil in vervuilingsgraad. Uitgaande van deze 10% waardeverschil is dus verondersteld dat de vervuilingsgraad van nagescheiden materiaal wat aangeboden wordt in het DKR-systeem ongeveer 10% hoger is.

### Berekening massabalans

De volgende stappen zijn genomen om de massabalans te berekenen:

1. Uitgangspunt is de functionele eenheid.
2. Kunststof uit statiegeld is apart berekend omdat dit niet via bronscheiding wordt ingezameld. Binnen de functionele eenheid bestaat 81 kg uit statiegeld kunststof.
3. Over de hoeveelheid uit de functionele eenheid met aftrek van statiegeld is de hoeveelheid brongescheiden materiaal berekend met behulp van de responscijfers.
4. De totale hoeveelheid brongescheiden materiaal is opgesplitst naar de verschillende soorten kunststof, op basis van de samenstelling van brongescheiden materiaal.
5. Om tot de waarden per kunststof onder 'Bronscheiding' te komen trekt men de hoeveelheid kunststof onder 'In statiegeldsysteem' af van de hoeveelheid kunststof in 'Kunststof verpakkingsafval' en vermenigvuldigt dit met de inzamelrespons (Tabel 43).
6. Van de hoeveelheid brongescheiden materiaal zijn de fracties uit het sorteerproces vastgesteld. De volgende fracties zijn onderscheiden: monostromen, PP-doppen (van de PET-flessen, etc.) en mixed

<sup>23</sup> Bron: mondelinge mededeling Nedvang.



kunststoffen. Tevens is uitval van kunststoffen uit statiegeld en bronscheiding weergegeven.

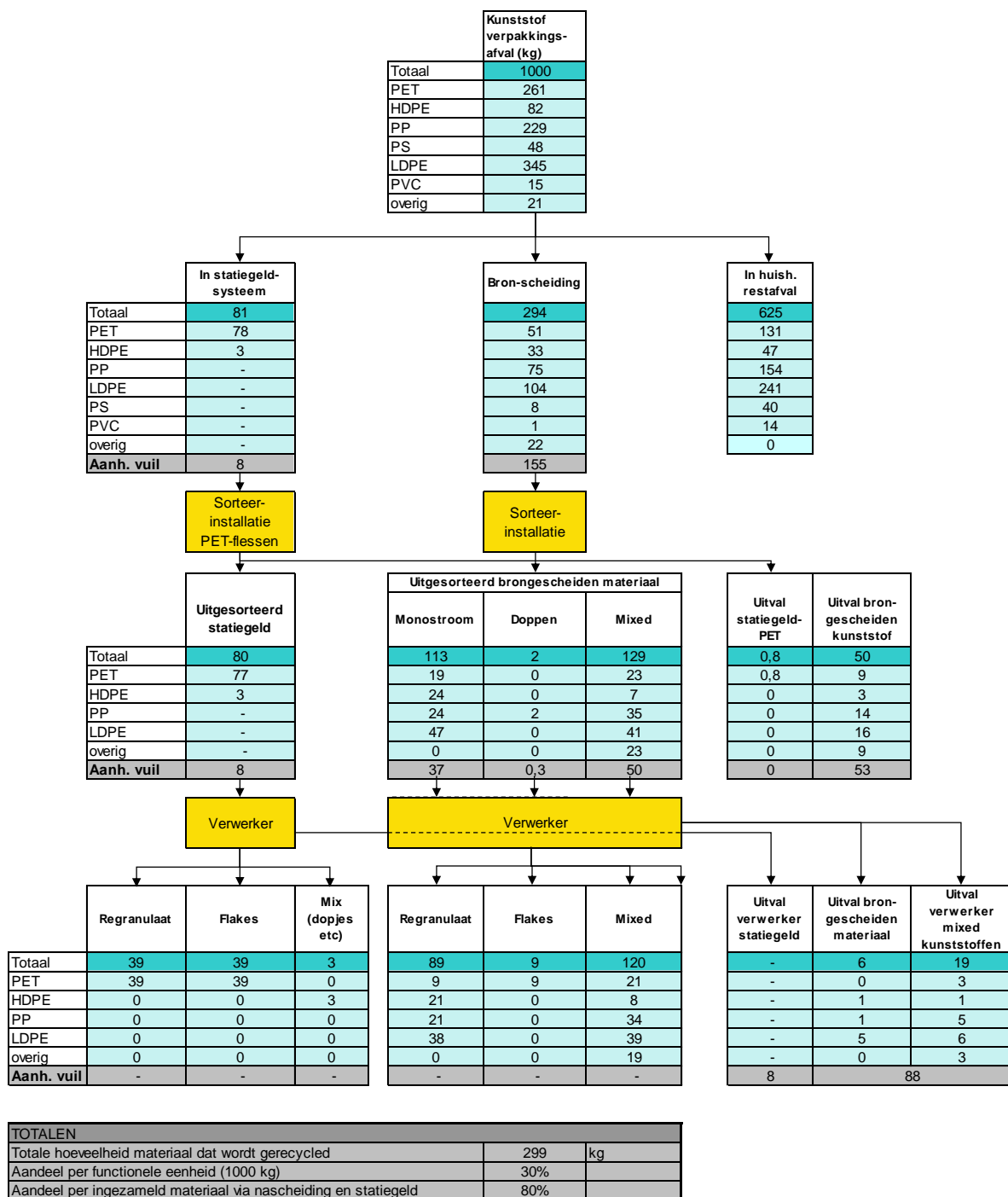
7. De uitval van kunststof bij verwerking is in mindering gebracht om tot de daadwerkelijk gerecyclede hoeveelheden kunststof te komen.
8. Bij alle stappen in de keten is het aanhangend vuil<sup>24</sup> (niet-kunststof) apart bepaald. Verschil in input-output van aanhangend vuil ontstaat door vochtverlies tijdens verwerking en transport.

---

<sup>24</sup> Onder 'aanhangend vuil' wordt al het materiaal verstaan die met het kunststof mee komen, zoals etiketten, etensresten en vocht. Feitelijk heet dit pas residu als het is verwijderd bij sortering of verwerking; voor die tijd is de correcte term 'niet-kunststof'. Om de figuur leesbaar te houden is gekozen om alleen de term 'residu' te gebruiken.



Tabel 51 Massabalans bronscheidingsscenario, haalsysteem, huidig statiegeldsysteem





# Bijlage I Massabalansen nascheiding

Deze bijlage is gericht op de inventarisatie van de massabalansen die benodigd is voor het modelleren van de verwerkingsketens van nagescheiden kunststof verpakkingsafval uit huishoudens. Er worden achtergrondgegevens weergegeven voor nascheiding van de installaties in Oudehaske, Groningen en Wijster.

De paragraaf omvat informatie over het scheidingsrendement, samenstellingen en materiaalverliezen (uitval). Daarnaast komen aspecten als kwaliteit, economische waarde van materiaalstromen en allocatiefactoren aan bod.

Het ministerie van I&M was gelijktijdig met dit onderzoek bezig met een feitenonderzoek naar nascheiding in Nederland. Hiervoor zijn ook data verzameld voor de installaties in Oudehaske en Groningen. Dit feitenonderzoek was nog niet gereed bij het afronden van dit onderzoek. Beheerders Omrin en Attero hebben echter wel verklaard dezelfde gegevens te hebben verstrekt aan zowel het ministerie van I&M als aan CE Delft. De gegevens van de installatie in Wijster (ook van Attero) maken geen onderdeel uit van dit feitenonderzoek en zijn aangeleverd door Attero zelf.

## I.1 Massabalansen nascheiding installatie Oudehaske

### I.1.1 Scheidingsrendement Oudehaske

Voor de berekening van het scheidingsrendement van harde kunststoffen is uitgegaan van behaalde resultaten in de periode januari t/m april 2011. Het rendement voor zachte kunststoffen is gebaseerd op prognoses van Omrin en worden meegenomen in de gevoeligheidsanalyse.

In die periode in 2011 is volgens opgave van Nedvang 1.780 ton harde kunststoffractie aangeleverd uit Oudehaske (Nedvang, 2011). Deze hoeveelheid komt op jaarbasis overeen met 5.340 ton afgescheiden uit 205.000 ton huishoudelijk afval. Van het totaal huishoudelijk afval is dus 2,6% harde kunststoffractie verwijderd door de kunststof nascheiding. Deze hoeveelheid bestaat voor 39,5% uit niet-kunststof (zie Tabel 54) en dus is netto 1,6% kunststof via nascheiding verwijderd.

Daarnaast wordt sinds kort (juli 2011) in Oudehaske uit de windziftstroom ook een zachte kunststoffractie afgescheiden (folies), ter recycling. Op basis van prognoses wordt ingeschat dat op jaarbasis 4.000 ton zachte kunststoffractie wordt afgescheiden uit de eerdergenoemde 205.000 ton huishoudelijk restafval. Van het totaal huishoudelijk afval is dus 2,0% zachte kunststoffractie verwijderd door nascheiding. Deze hoeveelheid bestaat voor 37% uit niet-kunststof (zie Tabel 53) en dus is netto 0,7% kunststof via nascheiding verwijderd.

Het afval dat in Oudehaske wordt ingezameld, komt uit gemeenten waar vrijwel geen bronscheiding plaatsvindt. Gemiddeld bevat huishoudelijk afval (exclusief statiegeld) waarop geen bronscheiding heeft plaatsgevonden 6,8% kunststof (zie Bijlage E). Het rendement wat in Oudehaske wordt behaald met nascheiding komt daarmee uit op 23,2% uit de HK-stroom plus 16,9% uit de ZK-stroom. Het gezamenlijk resultaat is dus 40,1%.



## I.1.2 Output bij sorteerders en verwerkers van Oudehaske

### Sortering nagescheiden materiaal uit de HK-stroom

Het nagescheiden HK-materiaal uit Oudehaske wordt net als het brongescheiden materiaal gesorteerd. Dit gebeurt onder verantwoordelijkheid van de stichting Nedvang, bij een sorteerder in Duitsland. Het gemiddelde sorteerresultaat over 2011 is verkregen van Stichting Nedvang en is opgenomen in Tabel 52 (Nedvang, lopend). Zoals is op te maken uit de tabel is er tijdens het sorteerproces een uitval van 4,45% vocht<sup>25</sup> (bron: Nedvang), 2,1% niet-kunststoffen (blik, aluminium en drankenkartons) en 16,55% residu. Van het ingezamelde materiaal is dus 76,88% uiteindelijk doorgezet naar verwerkers van kunststofafval. We nemen aan dat het residu ook nog 45% kunststof bevat, o.a. flessendopjes

Tabel 52 Sorteerresultaten van nagescheiden harde kunststoffen uit Oudehaske in 2011 (periode januari t/m april)

Materiaal/DKR-stromen	Jaar 2011
<b>Output</b>	<b>95,55%</b>
Tinplate (410)	1,80%
Aluminium (420)	0,32%
Liquid Packaging Board (510)	0,00%
PET (328-1)	9,02%
Plastic Films (310)	4,00%
PP (324)	9,50%
Mixed Plastics (350)	40,03%
PE (329)	14,33%
Residues	16,55%
<b>Input - Output verschil (vochtverlies)</b>	<b>4,45%</b>
<b>Totaal input</b>	<b>100,00%</b>

Bron: Nedvang, 2010/2011.

### Verwerking kunststofstromen

Het materiaal uit Oudehaske wordt net als het brongescheiden materiaal via het DKR-systeem geleverd aan verwerkers. Voor de samenstelling van de DKR-stromen is verondersteld dat dit gelijk is aan het materiaal uit bronscheiding. De vervuilingsgraad is echter hoger ingeschat. Het is bekend dat door het contact met restafval er meer residu in de gesorteerde DKR-stromen mee komt. Het is echter niet bekend hoeveel meer vervuiling er mee komt. De extra vervuiling is op 10% van de stromen ingeschat (zie Bijlage G.3 Tabel 50, voor toelichting). Deze aanpassing resulteert in onderstaande aandelen kunststof voor de DKR-stromen uit nascheiding (zie Tabel 53).

<sup>25</sup> Dit blijkt uit het verschil in de massabalans tussen het totaal aan aangeleverd materiaal en het totaal aan outputstromen. Het verschil bestaat uit vocht dat tijdens het sorteerproces verdampt.



Tabel 53 Aandeel kunststof in stromen aangeboden aan verwerkers

DKR-stroom	Aandeel kunststof
PET statiegeld	90% <sup>a</sup>
PET (328-1)	81%
Plastic Films (310)	63% <sup>b</sup>
PP (324)	68%
Mixed Plastics (350)	65%
PE (329)	68%
Kunststof in residu	45%

a Aandeel kunststof voor PET uit statiegeld blijft ongewijzigd.

b Voor folies is uitgegaan van specificaties van een verwerker die specifiek folies uit nascheiding verwerkt.

### Bepaling aandeel kunststof in nagescheiden materiaal uit HK-stroom

Op basis van de informatie uit Tabel 52 en Tabel 53 is bepaald wat het aandeel HK-kunststoffen is in het nagescheiden materiaal. Zoals de berekende waarden in kolom C van Tabel 54 laten zien komt het aandeel kunststof in nagescheiden materiaal uit op 60,5% en dus is 39,5% geen kunststof.

Tabel 54 Bepaling aandeel kunststof in nagescheiden materiaal

	A Aandeel fractie van totale input bij sorteerder	B Aandeel kunststof in fractie volgens verwerker	C Aandeel kunststof van totale input bij sorteerder (Kolom A*B)
PET (328-1)	9,0%	81%	7,3%
Plastic Films (310)	4,0%	63%	2,5%
PP (324)	9,5%	68%	6,5%
Mixed Plastics (350)	40,0%	65%	25,9%
PE (329)	14,3%	68%	9,8%
Residuen	18,7%	45%	8,4%
<b>Totaal*</b>	<b>95%</b>		<b>60,5%</b>

\* Totale input bevat 4,5% vocht dat tijdens sortering verloren gaat.

Voor de kunststofuitval bij de verwerker is aangenomen dat dit gelijke percentages betreft als gerapporteerd voor brongescheiden materiaal (Tabel 46).

### Samenstelling Mixed kunststoffen en kunststoffen in residu

De samenstelling van de mixed kunststoffen en kunststoffen in het residu zijn gebaseerd op een vergelijking van een sorteerproef en een handmatige analyse van de sorteeroutput zoals beschreven in (KplusV, 2011)<sup>26</sup>.

<sup>26</sup> KplusV (2011) bijlagenrapport, pagina 40 en 43.



Tabel 55 Samenstelling kunststoffen in de mixed stroom en in residu

Kunststof	Samenstelling
PET	24,12%
HDPE	6,39%
PP	32,85%
LDPE	31,01%
Overig	5,63%

### Sortering nagescheiden materiaal uit de ZK-fractie

Bij de nascheiding in Oudehaske is sinds kort (juli 2011) een installatie voor afscheiden van folies geplaatst (ZK-fractie). Omdat hierover nog te weinig bekend is over de resultaten en dit gebeurd is na de periode januari tot en met april 2011, wordt deze ZK-fractie niet als staand beleid beschouwd en dus niet opgenomen in het hoofdscenario nascheiding. Wel wordt er een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd waarin wordt aangegeven hoe het resultaat verandert indien de ZK-fractie uit Oudehaske wel wordt meegerekend (zie Paragraaf 6.2). De verwachting is dat ongeveer 4.000 ton ZK-fractie kan worden afgescheiden op jaarbasis. Het nagescheiden ZK-materiaal uit Oudehaske wordt rechtsreeks afgezet bij de kunststof verwerkende industrie. Het gemiddelde sorteeresultaat van een proef in Oudehaske is opgenomen in Tabel 56. Zoals is op te maken uit de tabel is er tijdens het sorteerproces een uitval van 4,45% vocht, 0,55% niet-kunststoffen (blik, aluminium en drankenkartons) en 13,11% residu. Van het ingezamelde materiaal is dus 82,1% uiteindelijk doorgezet naar verwerkers van kunststofafval. We nemen aan dat het residu ook nog 45% kunststof bevat.

Tabel 56 Sorteeresultaten van zachte kunststoffen nagescheiden materiaal uit Oudehaske in 2011

Materiaal/DKR-stromen	Jaar 2011
Folie	24,7%
Mixkunststoffen	40,2%
PP	4,5%
PET	4,8%
PE	7,2%
FE-metalen	0,6%
Sorteerrest	10,6%
Fijne rest	2,5%
Vochtverlies	5%
Totaal output	100%

\* Totale input bevat 5% vocht dat tijdens sortering verloren gaat.

### Bepaling aandeel kunststof in nagescheiden materiaal uit ZK-stroom

Op basis van de informatie uit Tabel 56 en Tabel 54 is bepaald wat het aandeel ZK-kunststoffen is in het nagescheiden materiaal opgehaald bij huishoudens. Zoals de berekende waarden in kolom C van Tabel 57 laten zien komt het aandeel kunststof in nagescheiden zachte kunststoffen uit op 58% en dus is 42% geen kunststof.



Tabel 57 Synthese aandeel zachte kunststof in nagescheiden materiaal

	A Aandeel fractie van totale input bij sorteerder	B Aandeel kunststof in fractie volgens verwerker	C Aandeel kunststof van totale input bij sorteerder (Kolom A*B)
Folie	24,7%	63%	16%
Mixkunststoffen	40,2%	65%	26%
PP	4,5%	68%	3%
PET	4,8%	81%	4%
PE	7,2%	68%	5%
FE-metalen	0,6%	0%	0%
Sorteerrest	10,6%	45%	5%
Fijne rest	2,5%	0%	0%
<b>Totaal</b>	<b>95%</b>		<b>58%</b>

### 1.1.3 Toepassing materiaal uit nascheiding Oudehaske

Er is in deze studie geen onderscheid gemaakt tussen nascheiding of bronscheiding wat betreft de uiteindelijke toepassing van de gerecyclede kunststoffen door verwerkers. Er is dus ook hier verondersteld dat monostromen primair kunststof vervangen en mixed-stromen, zoals besproken bij bronscheiding, voor 1/3 kunststof, hout en beton vermijden. Ondanks dat het nagescheiden materiaal dat door verwerkers wordt gerecycled een wat hogere vervuilingsgraad kent dan dat van brongescheiden materiaal is er geen kwantificering mogelijk gebleken om een eventueel verschil in eindkwaliteit van het recycalaat aan te geven.

## 1.2 Massabalans nascheiding installatie Groningen

Deze paragraaf is gericht op de inventarisatie van de massabalans die benodigd is voor het modelleren van de verwerkketens van nagescheiden kunststof verpakkingsafval uit huishoudens in de installatie in Groningen. Gegevens zijn gebaseerd op de resultaten in Groningen zoals gerapporteerd aan het ministerie van infrastructuur en milieu en rapportages van sorteerders en verwerkers.

Het omvat informatie omtrent het scheidingsrendement, samenstellingen en materiaalverliezen (uitval).

Voor statiegeld wordt het huidige systeem aangehouden in het Groningen scenario. Voor statiegeld gelden dezelfde uitgangspunten als beschreven voor de bronscheidingsscenario's.

### 1.2.1 Scheidingsrendement Groningen

Voor de berekening van het scheidingsrendement van harde kunststoffen is uitgegaan van de resultaten uit Groningen zoals gerapporteerd aan het ministerie van I&M voor begin 2011.

Van het huishoudelijk afval wordt 2,63% harde kunststoffractie verwijderd door de kunststofafscheiding. Deze hoeveelheid bestaat voor 43% uit niet-kunststof (zie Tabel 59) en dus is netto 1,5% kunststof via nascheiding verwijderd.

Daarnaast wordt in Groningen uit de windziftstroom ook 1,2% zachte kunststoffractie afgescheiden (folies) voor recycling. Deze hoeveelheid bestaat voor 46% uit niet-kunststof (zie Tabel 61) en dus is netto 0,65% kunststof via nascheiding verwijderd.



Het afval in de installatie in Groningen wordt ingezameld in gemeenten waar nauwelijks bronscheiding plaatsvindt. Gemiddeld bevat huishoudelijk afval (exclusief statiegeld) waarop geen bronscheiding heeft plaatsgevonden 6,8% kunststof (zie Bijlage E). Het rendement wat in Groningen behaald wordt met nascheiding komt daarmee uit op 22,1% uit de HK-stroom plus 9,5% uit de ZK-stroom. Het gezamenlijk resultaat is dus 31,6%.

## 1.2.2 Output bij sorteerdere en verwerkers Groningen

### Sortering nagescheiden materiaal uit de HK-stroom

Het nagescheiden HK-materiaal uit Groningen wordt bij verschillende sorteerdere in Duitsland gesorteerd. Het gemiddelde sorteeresultaat over 2011 is verkregen van Attero en is opgenomen in Tabel 58. Aangenomen is dat er tijdens het sorteerproces een uitval is van 5% vocht (in analogie met bronscheiding en nascheiding Oudehaske). Van het ingezamelde materiaal is dus 58% uiteindelijk doorgezet naar verwerkers van kunststofafval. We nemen aan dat het residu ook nog 45% kunststof bevat, o.a. flessendopjes.

Tabel 58 Sorteeresultaten van nagescheiden harde kunststoffen van Groningen

Materiaal/DKR-stromen	Jaar 2011
Output	95%
PET bont	13%
LDPE	3%
PP	14%
Mix + PS	16%
HDPE	12%
Residu (Naar EBS-centrale)	37%
Totaal input	95%
Vershil in input-output (vochtverlies)	5%
Totaal input	100%

### Verwerking kunststofstromen

Het materiaal uit Groningen wordt net als het brongescheiden materiaal via het DKR-systeem geleverd aan verwerkers. De samenstelling van de DKR-stromen is gelijk verondersteld aan het materiaal uit Oudehaske (zie Tabel 53).

### Bepaling aandeel kunststof in nagescheiden materiaal uit HK-stroom

Op basis van de informatie uit Tabel 58 en Tabel 53 is bepaald wat het aandeel HK-kunststoffen is in het nagescheiden materiaal. Zoals de berekende waarden in kolom C van Tabel 59 laten zien komt het aandeel kunststof in nagescheiden materiaal in Groningen uit op 57,1% en dus is 42,9% geen kunststof.



Tabel 59 Bepaling aandeel kunststof in nagescheiden materiaal Groningen

	A Aandeel fractie van totale input bij sorteerder	B Aandeel kunststof in fractie volgens verwerker	C Aandeel kunststof van totale input bij sorteerder (Kolom A*B)
PET bond	13%	81%	10,6%
LDPE	3%	63%	1,7%
PP	14%	68%	9,3%
Mixed + PS	16%	65%	10,7%
HDPE	12%	68%	8,2%
Residu (Naar EBS-centrale)	37%	45%	16,7%
Totaal input	95%		57,1%

\* Aangenomen is dat de totale input 5% vocht bevat, wat tijdens sortering verloren gaat.

Voor de kunststofuitval bij de verwerker is aangenomen dat dit gelijke percentages betreft als gerapporteerd voor brongescheiden materiaal (Tabel 46).

### Samenstelling mixed kunststoffen en kunststoffen in residu

De samenstelling van de mixed kunststoffen en kunststoffen in het residu zijn gebaseerd op een sorteeraanlyse van de mixed kunststoffenfractie van gesorteerd materiaal uit Groningen bij DELA (Tabel 60).

Tabel 60 Samenstelling kunststoffen in residu Groningen

Kunststof	Samenstelling
PET	75,3%
HDPE	14,5%
PP	7,1%
LDPE	0,0%
Overig	3,1%

### Verwerker nagescheiden materiaal uit de ZK-stroom Groningen

Het nagescheiden ZK-materiaal uit Groningen wordt bij direct naar een verwerker in Duitsland gestuurd. Het verwerkingsresultaat van de verwerker voor een batch van 1.700 ton is verkregen van Attero en is opgenomen in Tabel 61. Zoals is op te maken uit de tabel is er tijdens het verwerkingsproces een uitval van 20% vocht en 28% niet-kunststoffen (papiervezel, papier restafval). Van het ingezamelde materiaal is dus 50% uiteindelijk doorgezet naar LDPE-agglomeraat. Aangenomen is dat het restafval ook nog 50% kunststof bevat.

In totaal wordt bij de foliescheiding dus 54% kunststof afgescheiden, waarvan 50% wordt afgezet als LDPE-agglomeraat en 4% uitvalt als residu.



Tabel 61 Resultaten van verwerker zachte kunststoffen nagescheiden materiaal uit Groningen in 2011

Materiaal	Verwerkings resultaat ZK Groningen 2011	Aandeel kunststof	Totaal zachte kunststof uit nascheiding
Vochtverlies	20%	0%	20%
Papiervezel	10%	0%	0%
Papier (nat)	10%	0%	0%
Restafval	8%	50%	4%
LDPE-agglomeraat	52%	97%	50%
<b>Totaal</b>	<b>100%</b>		<b>54%</b>

### 1.2.3 Toepassing materiaal uit nascheiding Groningen

Er is in deze studie geen onderscheid gemaakt tussen nascheiding of bronscheiding wat betreft de uiteindelijke toepassing van de gerecyclede kunststoffen door verwerkers. Er is dus ook hier verondersteld dat monostromen primair kunststof vervangen en mix stromen, zoals besproken bij bronscheiding, voor 1/3 kunststof, hout en beton vermijden. Ondanks dat het nagescheiden materiaal dat door verwerkers wordt gerecycled een wat hogere vervuilingsgraad kent dan dat van brongescheiden materiaal is er geen kwantificering mogelijk gebleken om een eventueel verschil in eindkwaliteit van het recycalaat aan te geven.

## 1.3 Massabalans nascheiding installatie Wijster

Deze paragraaf is gericht op de inventarisatie van de massabalans die benodigd is voor het modelleren van de verwerkketens van nagescheiden kunststof verpakkingsafval uit huishoudens in de installatie in Wijster. Gegevens zijn gebaseerd op de resultaten uit Wijster over resultaten die in de eerste maanden van 2011 zijn behaald.

Dit omvat informatie omtrent het scheidingsrendement, samenstellingen en materiaalverliezen (uitval).

Voor statiegeld wordt het huidige systeem aangehouden in het Wijster scenario. Voor statiegeld gelden dezelfde uitgangspunten als beschreven voor de bronscheidingsscenario's.

### 1.3.1 Scheidingsrendement Wijster

De fractie harde kunststoffen worden afgescheiden in Wijster met een rendement van 6,5% ten opzichte van het huishoudelijk afval. Daarnaast wordt 2% zachte kunststoffen afgescheiden. Het afval dat in Wijster wordt verwerkt bevat meer kunststof dan het landelijk gemiddeld, zoals blijkt uit sorteerproeven van het afval dat wordt verwerkt in Wijster. Ingeschat is dat dit afval in plaats van 6,8% (landelijk gemiddelde 2010) 8,4% kunststoffen bevat (zie Bijlage E).

De harde kunststoffenfractie die wordt afgescheiden bestaat voor 53% uit niet-kunststof (zie Tabel 62). Voor de zachte kunststoffen is dit percentage gelijk aan 52% (Tabel 67). Van het totaal aan huishoudelijk afval is dus 3,1% harde kunststoffen en 1% zachte kunststoffen nagescheiden. Uitgaande van 8,4% kunststoffen aanwezig in het afval komt het rendement hiermee op 36,3% voor harde kunststoffen en 11,5% voor zachte kunststoffen. Het totaal resultaat komt daarmee op 48%.





### I.3.2 Output bij sorteerders en verwerkers van Wijster

#### Sortering nagescheiden materiaal uit de HK-stroom

Het nagescheiden HK-materiaal uit Wijster wordt net als het brongescheiden materiaal gesorteerd. Dit gebeurt bij verschillende sorteerders in Duitsland. Het sorteerresultaat is gebaseerd op een batch van 210 ton materiaal gesorteerd bij DELA en is weergegeven in Tabel 62. Aangenomen is dat tijdens de sortering 5% vocht uitvalt (in analogie met data voor bronscheiding en nascheiding Oudehaske). Van het ingezamelde materiaal valt 47% uit als residu en wordt uiteindelijk 48% doorgezet naar verwerkers van kunststofafval. We nemen aan dat het residu ook nog 37% kunststof bevat.

Tabel 62 Sorteersresultaten van nagescheiden harde kunststoffen Wijster in 2011

Materiaal	Jaar 2011
Output	95%
PET	2%
LDPE	30%
PP	7%
PS	1%
HDPE	7%
Residu	47%
Verschil input-output (vochtverlies)	5%
Totaal input	100%

\* Aangenomen is dat de totale input 5% vocht bevat dat tijdens sortering verloren gaat.

Bron: DELA.

Voor de kunststofuitval bij de verwerker is aangenomen dat dit gelijke percentages betreft als gerapporteerd voor brongescheiden materiaal (Tabel 46).

#### Verwerking kunststofstromen

Het materiaal uit Wijster wordt na sortering geleverd aan verwerkers. Het materiaal wordt niet via het DKR-systeem verwerkt en daarom wordt voor de vervuilinggraad van het materiaal zoals dat door verwerkers wordt ontvangen niet aangesloten bij de cijfers zoals voor de andere twee nascheidingsinstallaties. Voor de bepaling van de hoeveelheid kunststof in de sorteerfracties is daarom uitgegaan van een sorteeranalyse op de sorteerfracties van sorteerder DELA.<sup>27</sup> De aandelen zijn weergegeven in Tabel 63.

<sup>27</sup> Een vergelijkbare sorteerproef voor Groningen gaf resultaten die goed overeen komen met de vervuilingpercentages zoals die zijn aangenomen voor Groningen op basis van interviews bij verwerkers van DKR-materiaal.



Tabel 63 Aandeel kunststof in stromen aangeboden aan verwerkers

DKR-stroom	Aandeel kunststof
PET	72%
Plastic films	57%
PP	70%
Mixed plastics	94%
PE	68%
Kunststof in residu	37%

### Bepaling aandeel kunststof in nagescheiden materiaal uit HK-stroom

Op basis van de informatie uit Tabel 62 en Tabel 63 is bepaald wat het aandeel HK-kunststoffen is in het nagescheiden materiaal. Zoals de berekende waarden in kolom C van Tabel 64 laten zien komt het aandeel kunststof in nagescheiden materiaal uit op 47% en dus is 53% geen kunststof. Omdat het in Wijster om brongescheiden materiaal gaat, waarvan de samenstelling is anders is dan niet brongescheiden materiaal, is in kolom D een correctie gemaakt hoe de output bij de sorteerder eruit zou zien voor niet-brongescheiden materiaal met behulp van de gegevens in Tabel 66 (zie noot onder tabel). De cijfers uit kolom D zijn toegepast in de analyse.

Tabel 64 Bepaling aandeel kunststof in nagescheiden materiaal uit Wijster

	A	B	C	D
	Aandeel fractie van totale input bij sorteerder	Aandeel kunststof in fractie volgens verwerker	Aandeel kunststof van totale input bij sorteerder brongescheiden materiaal (Kolom A*B)	Aandeel kunststof van totale input bij sorteerder, gecorrigeerd naar niet-brongescheiden materiaal**
PET	2%	72%	1,4%	1,3%
Plastic films	30%	57%	17,1%	16,9%
PP	7%	70%	5,2%	5,3%
Mixed plastics	1%	94%	0,9%	0,8%
PE	7%	68%	4,9%	5,3%
Kunststof in residu	47%	37%	17,4%	17,1%
<b>Totaal*</b>	95%		47%	47%

\* Totale input bevat 5% vocht dat tijdens sortering verloren gaat.

\*\* Aandelen in kolom C zijn vermenigvuldigd met factor (kolom A/kolom C) uit Tabel 65.



Tabel 65 Samenstelling bron- en niet-brongescheiden materiaal

	A Samenstelling FE (niet- brongescheiden)	B Samenstelling brongescheiden materiaal *	C Samenstelling materiaal Wijster (brongescheiden)**
PET	20%	17%	20%
HDPE	9%	11%	8%
PP	25%	25%	25%
PS	5%	3%	6%
LDPE	38%	35%	38%
PVC	1,6%	0%	2%
Overig	2,3%	7%	1%

\* Zie Tabel 41, teruggerekend naar 100% materiaal.

\*\* Berekend uit A en B volgens  $(A-19*B)/81\%$ .

### Samenstelling kunststoffen in residu

De samenstelling van de mixed kunststoffen en kunststoffen in het residu zijn gebaseerd op de sorteerproef bij DELA en zijn weergegeven in Tabel 66.

Tabel 66 Samenstelling kunststoffen in de mixed stroom en in residu

Kunststof	Samenstelling
PET	30,9%
HDPE	7,8%
PP	18,4%
PS	7,6%
LDPE	33,8%
PVC	1,6%

### Verwerking nagescheiden materiaal uit de ZK-stroom Wijster

Het nagescheiden ZK-materiaal uit Wijster wordt direct naar een verwerker in Duitsland gestuurd. Het verwerkingsresultaat bij verwerking is gebaseerd op wekelijkse sorteerproef gegevens aangeleverd door Attero en is opgenomen in Tabel 67. Zoals is op te maken uit de tabel is er tijdens het verwerkingsproces een uitval van 24% vocht en 32% niet-kunststoffen (papiervezel, papier restafval). Van het ingezamelde materiaal is dus 45% uiteindelijk doorgezet naar LDPE-agglomeraat. Aangenomen is dat het restafval ook nog 44% kunststof bevat.

In totaal wordt bij de foliescheiding dus 48% kunststof afgescheiden, waarvan 44,6% wordt afgezet als LDPE-agglomeraat en 3,5% uitvalt als residu.

Tabel 67 Resultaten van verwerker zachte kunststoffen nagescheiden materiaal uit Wijster in 2011

Materiaal	Verwerkings- resultaat ZK Groningen 2011	Aandeel kunststof	Totaal zachte kunststoffen uit nascheiding
Vochtverlies	24%	0%	20%
Papiervezel	12%	0%	0%
Papier (nat)	12%	0%	0%
Restafval	8%	44%	3,5%
LDPE-agglomeraat	46%	97%	44,6%
<b>Totaal</b>	<b>100%</b>		<b>48%</b>



### 1.3.3 Toepassing materiaal uit nascheiding in Wijster

Er is in deze studie geen onderscheid gemaakt tussen nascheiding of bronscheiding wat betreft de uiteindelijke toepassing van de gerecyclede kunststoffen door verwerkers. Er is dus ook hier verondersteld dat monostromen primair kunststof vervangen en mix stromen, zoals besproken bij bronscheiding, voor 1/3 kunststof, hout en beton vermijden. Ondanks dat het nagescheiden materiaal dat door verwerkers wordt gerecycled een wat hogere vervuilingsgraad kent dan dat van brongescheiden materiaal is er geen kwantificering bekend om een eventueel verschil in eindkwaliteit van het recycklaat aan te geven. Er is een afschatting gemaakt van 10% extra vervuiling ten opzichte van vervuilingsgraad bij brongescheiden DKR stromen (voor toelichting, zie Bijlage H.3, Tabel 46 en verder).

In Tabel 68 is een overzicht gegevens van de massabalans van het afval via nascheiding. Het betreft hier het gemiddelde van de drie installaties.

#### Berekening massabalans

De volgende stappen zijn genomen om de massabalans te berekenen:

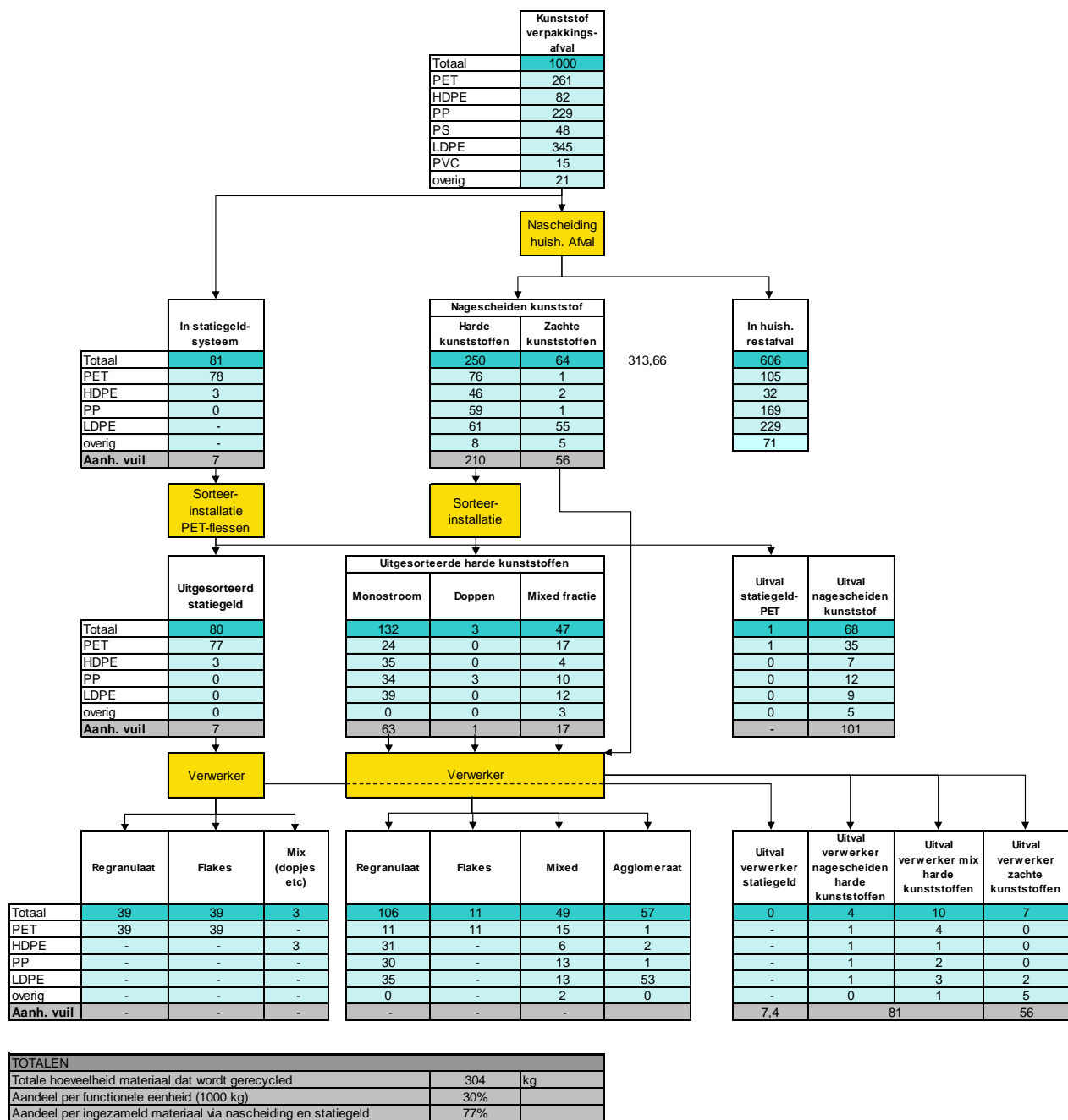
1. Uitgangspunt is de functionele eenheid.
2. Kunststof uit statiegeld is apart berekend omdat dit niet via nascheiding wordt ingezameld. Binnen de functionele eenheid bestaat 81 kg uit statiegeld kunststof.
3. Over de hoeveelheid uit de functionele eenheid met aftrek van statiegeld is de hoeveelheid nagescheiden materiaal berekend met behulp van de responscijfers.
4. De totale hoeveelheid brongescheiden materiaal is opgesplitst naar de verschillende soorten kunststof, op basis van de samenstelling van nagescheiden materiaal.
5. Om tot de waarden per kunststof onder 'Bronscheiding' te komen trekt men de totale hoeveelheid kunststof onder 'In statiegeldsysteem' af van de totale hoeveelheid kunststof in 'Kunststof verpakkingsafval'; deze waarde wordt vermenigvuldigd met het gemiddelde scheidingspercentage (27% voor de harde fractie, 7% voor de zachte kunststoffen); de hoeveelheden per kunststofftype worden berekend door het totaal te vermenigvuldigen met het aandeel van dat kunststof in de gemiddelde samenstelling.
6. Van de hoeveelheid nagescheiden materiaal zijn de fracties uit het sorteerproces vastgesteld. De volgende fracties zijn onderscheiden: monostromen, PP-doppen (van de PET-flessen, etc.) en mixed kunststoffen. Tevens is uitval van kunststoffen uit statiegeld en nascheiding weergegeven.
7. De uitval van kunststof bij verwerking is in mindering gebracht om tot de daadwerkelijk gerecyclede hoeveelheden kunststof te komen.
8. Bij alle stappen in de keten is het aanhangend vuil<sup>28</sup> (niet-kunststof) apart bepaald. Verschil in input-output van aanhangend vuil ontstaat door vochtverlies tijdens verwerking en transport.

---

<sup>28</sup> Onder 'Residu' wordt alle stoffen verstaan die met het kunststof mee komen, zoals etiketten, etensresten en vocht. Feitelijk heet dit pas residu als het is verwijderd bij sortering of verwerking; voor die tijd is de correcte term 'niet-kunststof'. Om de figuur leesbaar te houden is gekozen om alleen de term 'residu' te gebruiken.



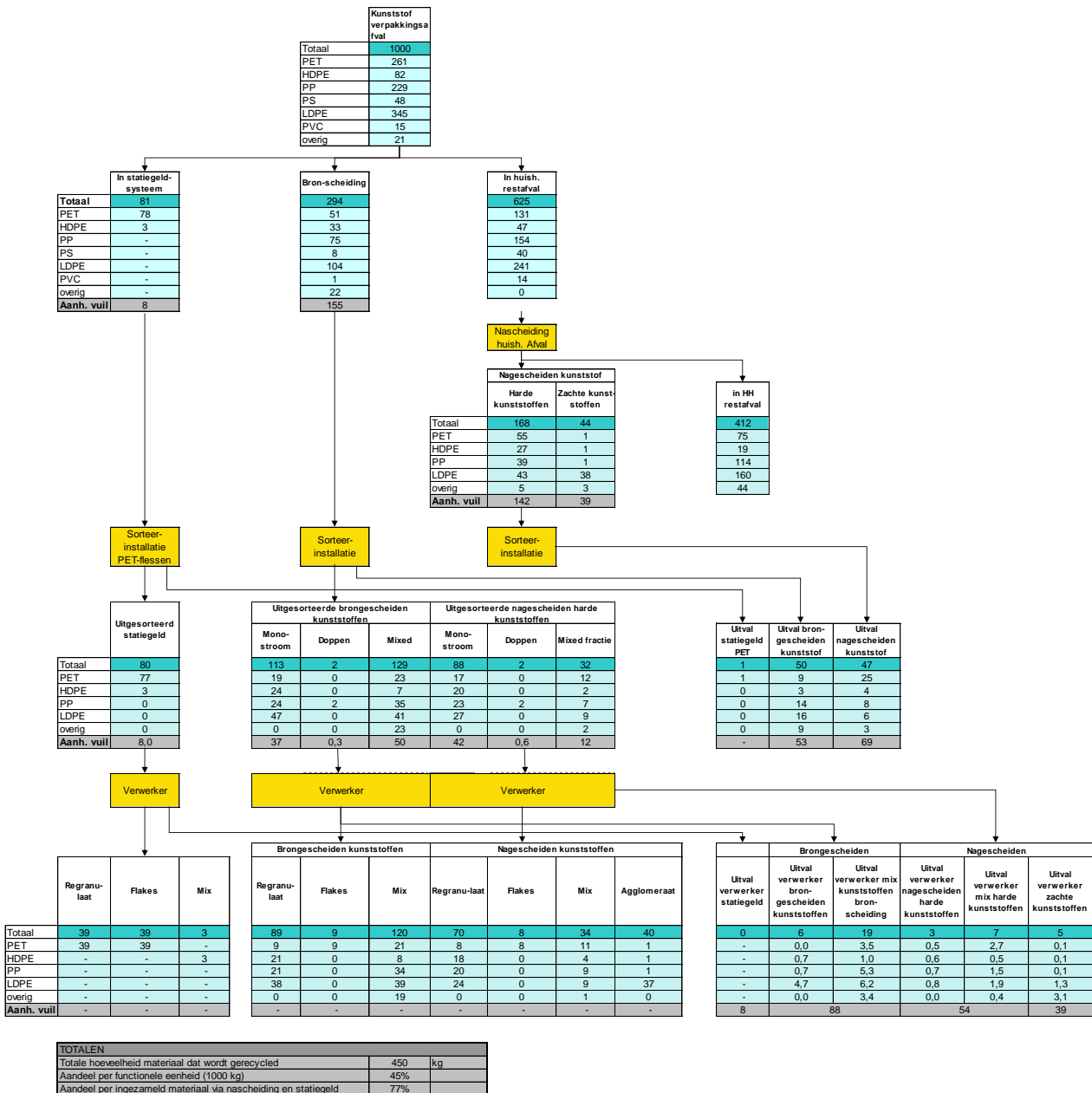
Tabel 68 Massabalans nascheidingsscenario



## I.4 Massabalans combinatiescenario

Bij de berekeningen van het combinatiescenario is rekening gehouden met de afwijkende input voor nascheiding, omdat door bronscheiding de samenstelling van het input materiaal voor nascheiding is veranderd. Voor de berekeningen: zie de opmerkingen bij bron- en nascheiding. Er is één verschil: bij het combinatiescenario wordt met behulp van scheidingsrendementen per kunststof gewerkt. De som van de kunststoftypen levert de totale hoeveelheid kunststof dat uit de nascheiding komt.

Tabel 69 Massabalans combinatiescenario



# Bijlage J Additionele resultaten

## J.1 Uitkomsten ReCiPe midpointanalyse

Wanneer het verschil negatief is betekent dit een verbetering in score (= lagere milieu-impact), wanneer het verschil positief is vindt er een verslechtering plaats.

Tabel 70 ReCiPe midpoints<sup>29</sup>, resultaten, absoluut en t.o.v. het nulscenario, voor de hoofdsenario's

Milieueffect	0. AEC	1. Bronscheiding, stg_nu		2. Nascheiding, stg_nu		3. Combi scenario, stg_nu	
		Score	Vershil	Score	Vershil	Score	Vershil
Klimaatimpact (kg CO <sub>2</sub> -eq.)	1519	780	-739	784	-735	506	-1013
Ozonlaagaantasting (kg CFC-11-eq.)	-7,6E-05	-4,8E-05	2,8E-05	-5,4E-05	2,2E-05	-2,5E-05	5,1E-05
Humane toxiciteit (kg 1,4-DB-eq.)	13	-30	-43	-15	-28	19	6
Smogvorming (kg NMVOC)	-0,4	-0,9	-0,5	-1,3	-0,9	-1,2	-0,7
Fijnstofvorming (kg PM <sub>10</sub> -eq.)	-0,27	-1,35	-1,07	-1,20	-0,93	-1,59	-1,32
Ioniserende straling (kg U235-eq.)	-113	-100	14	-89	24	-54	60
Verzuring, bodem (kg SO <sub>2</sub> -eq.)	-0,8	-1,4	-0,6	-1,5	-0,6	-1,5	-0,7
Vermesting, zoetwater (kg P-eq.)	-0,33	-0,27	0,06	-0,28	0,05	-0,16	0,16
Vermesting, zoutwater (kg N-eq.)	-0,21	0,23	0,28	0,23	0,29	0,41	0,47
Ecotoxiciteit, bodem (kg 1,4-DB-eq.)	-0,05	-0,02	0,024	-0,01	0,040	0,00	0,050
Ecotoxiciteit, zoetwater (kg 1,4-DB-eq.)	28,4	18	-10	18	-10	14	-15
Ecotoxiciteit, zoutwater (kg 1,4-DB-eq.)	25,8	17	-9,2	17	-9,3	13	-12,7
Landgebruik, agrarisch (m <sup>2</sup> a)	-11	-1319	-1308	-926	-915	-1649	-1638
Landgebruik, urbaan (m <sup>2</sup> a)	-2,1	-1,9	0,2	-2,4	-0,2	-1,0	1,1
Natural land transformation (m <sup>2</sup> )	-0,21	-0,12	0,09	-0,11	0,10	-0,04	0,17
Water, depletie (m <sup>3</sup> )	-2,0	-2,6	-0,61	-2,4	-0,46	-2,0	-0,1
Uitputting metalen (kg Fe-eq.)	-25	-38	-14	-31	-6,8	-31	-6,2
Uitputting, fossiel	-392	-536	-144	-602	-209	-603	-210

<sup>29</sup> De waarden in deze tabel zijn op karakterisatieniveau, dus niet genormaliseerd.



## J.2 Uitkomsten ReCiPe analyse: genormaliseerde waarden

Tabel 71 Genormaliseerde resultaten, absoluut en t.o.v. het nulscenario, voor de hoofdcenario's

Milieueffect	0. AEC	1. Bronscheiding, stg_nu		2. Nascheiding, stg_nu		3. Combi scenario, stg_nu	
		Score	Vershil	Score	Vershil	Score	Vershil
Klimaatimpact (kg CO <sub>2</sub> -eq.)	0,135	0,070	-0,066	0,070	-0,066	0,045	-0,090
Ozonlaagaantasting (kg CFC-11-eq.)	-3,5E-03	-2,2E-03	1,3E-03	-2,5E-03	1,0E-03	-1,1E-03	2,3E-03
Humane toxiciteit (kg 1,4-DB-eq.)	0,022	-0,051	-0,073	-0,026	-0,047	0,031	0,010
Smogvorming (kg NMVOC)	-0,008	-0,018	-0,009	-0,025	-0,016	-0,022	-0,014
Fijnstofvorming (kg PM <sub>10</sub> -eq.)	-0,018	-0,091	-0,072	-0,081	-0,062	-0,107	-0,089
Ioniserende straling (kg U235-eq.)	-0,018	-0,016	0,002	-0,014	0,004	-0,009	0,010
Verzuring, bodem (kg SO <sub>2</sub> -eq.)	-0,025	-0,042	-0,018	-0,043	-0,019	-0,044	-0,019
Vermesting, zoetwater (kg P-eq.)	-0,79	-0,64	0,14	-0,67	0,12	-0,39	0,40
Vermesting, zoutwater (kg N-eq.)	-0,011	0,023	0,028	0,023	0,028	0,041	0,046
Ecotoxiciteit, bodem (kg 1,4-DB-eq.)	-0,0056	-0,0027	0,0029	-0,0008	0,0049	0,0005	0,0061
Ecotoxiciteit, zoetwater (kg 1,4-DB-eq.)	2,60	1,68	-0,93	1,69	-0,92	1,28	-1,33
Ecotoxiciteit, zoutwater (kg 1,4-DB-eq.)	3,08	1,96	-1,08	1,95	-1,09	1,55	-1,49
Landgebruik, agrarisch (m <sup>2</sup> a)	0,00	-0,29	-0,29	-0,20	-0,20	-0,37	-0,36
Landgebruik, urbaan (m <sup>2</sup> a)	-0,0052	-0,0047	0,0005	-0,0058	-0,0006	-0,0026	0,0027
Natural land transformation (m <sup>2</sup> )	-1,30	-0,72	0,58	-0,70	0,61	-0,24	1,06
Water, depletie (m <sup>3</sup> )	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Uitputting metalen (kg Fe-eq.)	-0,03	-0,05	-0,02	-0,04	-0,01	-0,04	-0,01
Uitputting, fossiel	-0,24	-0,32	-0,09	-0,36	-0,13	-0,36	-0,13





### J.3 Bijdragen van aspecten aan het verschil met het nulscenario

Tabel 72 Waarden behorende bij Figuur 30, ReCiPe midpoint resultaten klimaatimpact

Aspect	Bron, stg_nu	Na, stg_nu	Combi, stg_nu
Bron- of nascheiding	1	8	41
Statiegeld	-191	-191	-175
Vermeden verbranding	-549	-552	-879
Totaal	-739	-735	-1.013

Tabel 73 Waarden behorende bij Figuur 30, ReCiPe midpoint resultaten fijnstofvorming

Aspect	Bron, stg_nu	Na, stg_nu	Combi, stg_nu
Bron- of nascheiding	-0,99	-0,85	-1,30
Statiegeld	-0,24	-0,24	-0,22
Vermeden verbranding	0,16	0,16	0,20
Totaal	-1,07	-0,93	-1,32

Tabel 74 Waarden behorende bij Figuur 30, ReCiPe midpoint resultaten landgebruik

Aspect	Bron, stg_nu	Na, stg_nu	Combi, stg_nu
Bron- of nascheiding	-1.282	-891	-1.617
Statiegeld	-30	-28	-28
Vermeden verbranding	4	4	6
Totaal	-1.308	-915	-1.638

Tabel 75 Waarden behorende bij Figuur 30, ReCiPe midpoint resultaten uitputting fossiele grondstoffen

Aspect	Bron, stg_nu	Na, stg_nu	Combi, stg_nu
Bron- of nascheiding	-173	-236	-332
Statiegeld	-123	-123	-112
Vermeden verbranding	151	150	234
Totaal	-144	-209	-210



## J.4 Variaties bronscheidingsscenario

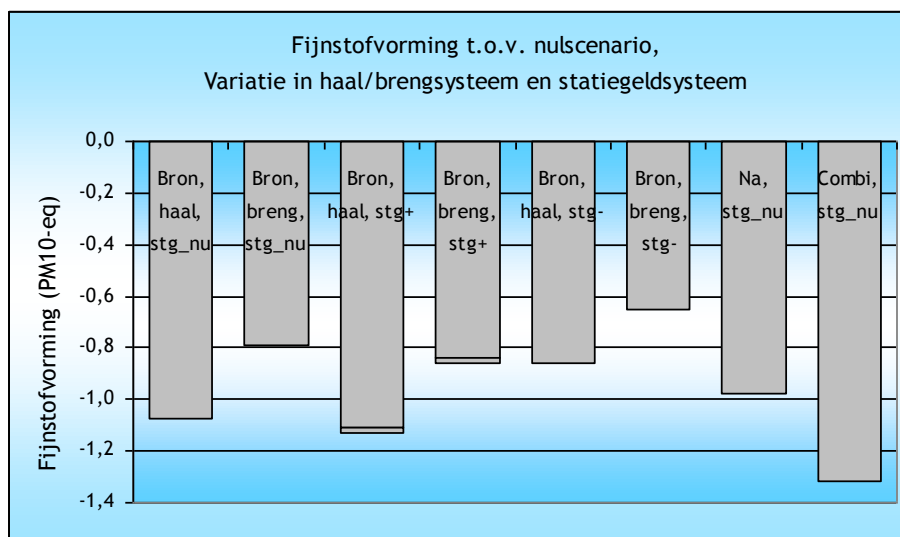
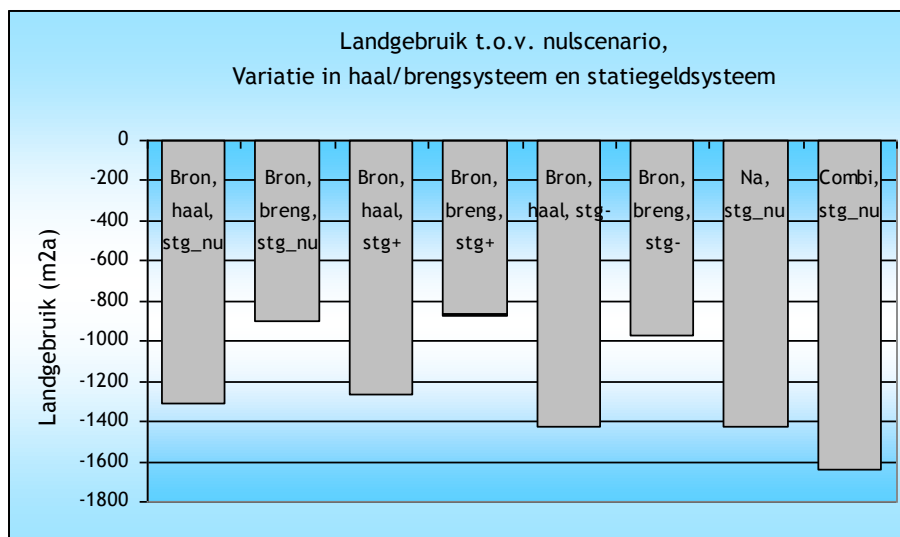
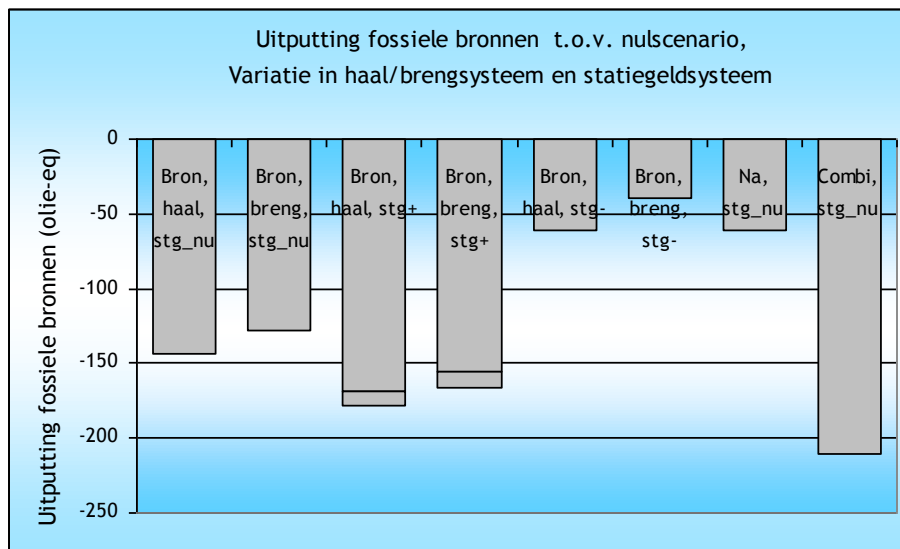
### J.4.1 Stortvariant

Tabel 76 Absolute en relatieve waarden, alle milieueffecten

Milieueffect	Absolute waarden			Relatieve waarden		
	Nul-scenario met verbranding residu	Nul-scenario zonder residu (standaard)	Stort-variant: bronscheiding met stort van residu	Hoofd-scenario bron-scheiding	Vershil stort-variant	Vershil hoofd-scenario
Klimaatverandering	1.557	1.519	762	780	-795	-739
Aantasting ozonlaag	-7,4E-05	-7,6E-05	-3,8E-05	-4,8E-05	0	0
Toxiciteit, menselijke gezondheid	15,7	12,9	6,1	-30,3	-10	-43
Smogvorming	-0,5	-0,4	-0,8	-0,9	0	0
Fijnstofvorming	-0,3	-0,3	-1,3	-1,3	-0,98	-1,07
Ioniserende straling	-108,9	-113,2	-91,5	-99,6	17	14
Verzuring, bodem	-0,8	-0,8	-1,4	-1,4	-1	-1
Vermesting, zoetwater	-0,3	-0,3	-0,2	-0,3	0	0
Vermesting, zoutwater	-0,1	-0,1	0,4	0,2	0	0
Ecotoxiciteit, bodem	0,0	0,0	0,0	0,0	0	0
Ecotoxiciteit, zoetwater	28,5	28,4	20,5	18,3	-8	-10
Ecotoxiciteit, zoutwater	25,9	25,8	18,8	16,6	-7	-9
Landgebruik, agrarisch	-10,8	-11,2	-1.315	-1.319	-1.305	-1.308
Landgebruik, urbaan	-2,1	-2,1	-0,9	-1,9	1	0
Verschuiving in landgebruik	-0,2	-0,2	-0,1	-0,1	0	0
Uitputting, water	-2,0	-2,0	-2,3	-2,6	0	-1
Uitputting, mineralen/metalen	-24	-25	-37	-38	-13	-14
Uitputting, fossiel	-379	-392	-486	-536	-107	-144



## J.4.2 Variaties statiegeldsysteem en haal-/brengsysteem





# Bijlage K Resultaten nascheiding Groningen, Oudehaske en Wijster

## K.1 ReCiPe midpointanalyse

Tabel 77 Resultaten ReCiPe midpointanalyse, Attero en Omrin los

Milieueffect	0. AEC	Groningen Nascheiding, stg_nu		Oudehaske Nascheiding, stg_nu		Wijster Nascheiding, stg_nu	
		Score	Vershil	Score	Vershil	Score	Vershil
Klimaatimpact (kg CO <sub>2</sub> -eq.)	1.519	860	<b>-659</b>	926	<b>-593</b>	678	<b>-841</b>
Ozonlaagaantasting (kg CFC-11-eq.)	-7,6E-05	-4,76E-05	<b>2,84E-05</b>	-5,3E-05	<b>2,34E-05</b>	-3,3E-05	<b>4,3E-05</b>
Humane toxiciteit (kg 1,4-DB-eq.)	12,9	-1,2	<b>-14,1</b>	-18,5	<b>-31,4</b>	58,3	<b>45,4</b>
Smogvorming (kg NMVOC)	-0,45	-1,01	<b>-0,56</b>	-0,85	<b>-0,40</b>	-1,55	<b>-1,10</b>
Fijnstofvorming (kg PM <sub>10</sub> -eq.)	-0,27	-1,16	<b>-0,89</b>	-0,91	<b>-0,64</b>	-1,19	<b>-0,92</b>
Ioniserende straling (kg U235-eq.)	-113,2	-92,7	<b>20,5</b>	-103,7	<b>9,6</b>	-51,4	<b>61,8</b>
Verzuring, bodem (kg SO <sub>2</sub> -eq.)	-0,84	-1,46	<b>-0,61</b>	-1,35	<b>-0,51</b>	-1,67	<b>-0,82</b>
Vermesting, zoetwater (kg P-eq.)	-0,33	-0,23	<b>0,10</b>	-0,27	<b>0,05</b>	-0,13	<b>0,20</b>
Vermesting, zoutwater (kg N-eq.)	-0,21	0,22	<b>0,27</b>	0,17	<b>0,22</b>	0,31	<b>0,36</b>
Ecotoxiciteit, bodem (kg 1,4-DB-eq.)	-0,046	-0,008	<b>0,038</b>	-0,014	<b>0,032</b>	0,004	<b>0,050</b>
Ecotoxiciteit, zoetwater (kg 1,4-DB-eq.)	28,4	19,4	<b>-9,0</b>	20,4	<b>-7,9</b>	17,4	<b>-11,0</b>
Ecotoxiciteit, zoutwater (kg 1,4-DB-eq.)	25,8	17,3	<b>-8,5</b>	18,2	<b>-7,7</b>	16,2	<b>-9,7</b>
Landgebruik, agrarisch (m <sup>2</sup> a)	-11	-1049	<b>-1.037</b>	-706	<b>-695</b>	-1.003	<b>-992</b>
Landgebruik, urbaan (m <sup>2</sup> a)	-2,13	-1,56	<b>0,57</b>	-1,81	<b>0,32</b>	-0,72	<b>1,42</b>
Natural land transformation (m <sup>2</sup> )	-0,21	-0,11	<b>0,10</b>	-0,13	<b>0,08</b>	-0,06	<b>0,15</b>
Water, depletie (m <sup>3</sup> )	-1,98	-2,27	<b>-0,29</b>	-2,37	<b>-0,40</b>	-1,74	<b>0,24</b>
Uitputting metalen (kg Fe-eq.)	-24,6	-34,3	<b>-9,6</b>	-32,5	<b>-7,8</b>	-23,8	<b>0,9</b>
Uitputting, fossiel	-392	-529	<b>-136</b>	-529	<b>-137</b>	-599	<b>-207</b>







Review commentaar op “LCA: recycling van kunststofverpakkingsmateriaal uit huishoudens”, samenvatting om op te nemen als bijlage in het eindrapport.
Niels Jonkers, IVAM UvA BV
11 november 2011

## Inleiding

In opdracht van de Vereniging Afvalbedrijven voert IVAM als onafhankelijke LCA-expert een review uit op de studie van CE Delft “LCA recycling van kunststofverpakkingsmateriaal uit huishoudens”.

Er is op 3 momenten een review uitgevoerd: na de goal & scope fase, na de inventarisatie/beoordeling eerste conceptrapport, en beoordeling van een concepteindrapport.

Dit commentaar is een samenvatting van deze drie reviews. Een groot deel van het commentaar is in de eindversie van het rapport verwerkt.

## Commentaar

### Methode

In deze studie is gebruik gemaakt van de nieuwste LCA-software en rekenmethodes.

Uitgangspunten aangaande afbakening, systeemgrenzen en dergelijke zijn voldoende beschreven in het rapport. Gedurende het project zijn er diverse aanpassingen geweest aan het aantal en de precieze invulling van de scenario's. In het eindrapport worden de scenario's helder beschreven.

### Inventarisatie

Doordat een aantal belangrijke stakeholders in de plastic afval verwerkingsketen in de begeleidingscommissie van het project zaten, is gewaarborgd dat de best mogelijke inventarisatie-data over verwerkingsprocessen in dit project is gebruikt.

P26: Het buiten beschouwing laten van additieven in plastics is een beperking in deze studie, maar is te accepteren. Hoewel het goed mogelijk is dat deze wel een milieu-impact hebben, zijn er over additieven maar zeer weinig gegevens toegankelijk. Er moet duidelijk worden aangegeven dat dit rapport niets over de eventuele milieu-impact van additieven wordt gemeld. De eventuele invloed van additieven op recyclability van plastics is impliciet verwerkt in de studie, doordat met daadwerkelijke praktijkdata wordt gerekend. Er kan nog worden toegevoegd dat in verpakkingsplastic de aanwezige hoeveelheden additieven laag zijn (in vergelijking tot bijvoorbeeld zacht PVC of plastics in elektronica).



P36: “Het Duitse DKR heeft kwaliteitseisen opgesteld...”: de gevolgen van deze kwaliteitseisen voor de uitval van (niet-recyclebaar) plastic zie ik in de berekeningen niet duidelijk genoeg terug. Gezien de maatschappelijke discussie (beweringen dat recyclers met het grootste deel van het ingezamelde plastic niets kunnen) is dit een belangrijk punt. Geef aan welke percentages uitval worden veroorzaakt door het niet voldoen aan de kwaliteitseisen, of in welke getallen dit verlies verwerkt is. De getallen in paragraaf 4.4 en 4.5 hebben hier waarschijnlijk mee te maken, maar dit wordt niet expliciet genoemd.

P38: Er moet hier iets gezegd worden over vervangingsratio's bij vervanging van virgin plastic. Deze vervanging is niet in alle producten 1 op 1. Van bepaalde producten is meer secundair materiaal nodig dan er primair materiaal nodig zou zijn geweest (vervangingsratio kleiner dan 1). Wat is hierover bekend?

*Opmerking CE Delft: hierover is een bespreking toegevoegd.*

P46: tabel 2: er wordt gesteld dat het kunststof uit statiegeld 0% niet-kunststof bevat. Op p.35 wordt echter genoemd “...verwijderen van etiketten en vervuilingen van de flessen.” Dit lijkt mij in tegenspraak.

*Opmerking CE Delft: er is een verklarende voetnoot toegevoegd.*

P54: “Vermeden emissies elektriciteit”: voor vermeden elektriciteit dient te worden uitgegaan van een “electricity mix” zonder verlies door transformatie/transport/distributie, terwijl voor gebruikte elektriciteit (par.3.9) dient te worden uitgegaan van elektriciteit ‘at grid’ (dus na verlies door transformatie/ transport/distributie).

Gebruik consequente eenheden bij het weergeven van getallen, en geef dit zorgvuldig aan in tabellen, bijvoorbeeld:

-P55: tabel 13: gebruik hier de eenheid MJ/ton, net als in de andere tabellen.

-P56: tabel 14: gebruik de eenheid MJ/ton.

-P62: tabel 22: de eenheid moet zijn “kg CO<sub>2</sub>-eq./ton aanhangend vuil”

-P66: tabel 23-25: geef hier aan wat de eenheid is (kg).

*Opmerking CE Delft: dit is doorgevoerd*

P56: “en hulpstoffen bij wassen.” In de inventarisatie kom ik geen hulpstoffen tegen, behalve NaOH. Geef aan of er meer bekend is over hulpstoffen, en waarom je ze weglaat in de inventarisatie. Zie ook P41.

*Opmerking CE Delft: opmerking toegevoegd*

P41: transport: zijn deze afstanden alleen ‘heen’? Met de terugreis dient ook rekening gehouden te worden.

*Opmerking CE Delft: verklaring toegevoegd*

## Resultaten

De resultaten worden op neutrale wijze weergegeven, en worden in voldoende detail besproken. Omdat klimaatverandering de belangrijkste milieu-effectcategorie blijkt te zijn, is in enkele passages niet direct helder of het beschrevene slaat op alleen klimaatverandering of de totale milieuscore. Enkele verbeterpunten worden hieronder aangegeven.

P72: “Op termijn is te verwachten...”: er wordt al op meerdere plaatsen in het rapport vermeld dat de berekening een momentopname is. Als dat hier herhaald moet worden, voeg dan toe dat ook nascheidingstechnieken zullen verbeteren.

*Opmerking CE Delft: dit is doorgevoerd*





Landgebruik/biodiversiteitseffect: de term biodiversiteit kan om methodische redenen beter weggelaten worden. Dit is geen expliciet Midpoint in de Recipe methode. Andere impactcategorieën zoals Climate Change hebben ook invloed op biodiversiteit. Zie ook P63.

*Opmerking CE Delft: in de ReCiPe Eendpointmethode is biodiversiteit wel een thema (landgebruik uitgedrukt in soorten\*jaar). Op Midpointniveau is de term biodiversiteit weggelaten.*

Paragraaf 5.6: het is enigszins verwarrend dat hier van Recipe scores weer wordt overgegaan op alleen klimaatimpact.

*Opmerking CE Delft: de volgorde resultaatbesprekingen is aangepast, is nu Paragraaf 5.4*

P61: geef aan waarom voor deze gevoeligheidsanalyses is gekozen

*Opmerking CE Delft: verklaring toegevoegd*

P11&105: “is er vrijwel geen verschil.”: geef aan hoe klein dit verschil is.

P95: “De klimaateffecten van landgebruik en verschuiving in landgebruik zijn niet meegenomen in deze studie.”: Dit punt wordt een paar keer gemaakt in dit rapport. Het suggereert dat deze effecten wel meegenomen hadden kunnen worden, maar in feite kan dit met de huidige LCA-methodes en databases nog niet. Ik zou er dan ook niet te veel nadruk op leggen, dus hooguit 1x noemen in het rapport (en bijv. hier weg laten).

*Opmerking CE Delft: verschuiving in landgebruik is hier weggelaten.*

### **Conclusies**

Ik zou in de conclusies iets meer getallen willen zien: hoeveel beter is het bron- en nascheidingsscenario t.o.v. verbranden? Welke ketenstappen geven de hoogste bijdrage aan de milieu-impact en hoe groot is die? Uiteraard moeten deze getallen dan ook al in de hoofdtekst besproken zijn.

P105: “Per kg is het milieuvoordeel voor PET iets groter dan voor LDPE, HDPE en PP.”. Geef kort aan waarom: minder uitval, minder energieverbruik tijdens verwerking, meer milieuwinst door uitsparing virgin materiaal?

P105: bij de conclusie omtrent inzet van mixed plastics dient opgemerkt te worden dat dit gaat om ‘downcycling’: het materiaal zal na deze toepassing niet nog eens recycled kunnen worden.

*Opmerking CE Delft: getallen en uitleg worden wel genoemd in bij de bespreking van de resultaten. Om de conclusies beknopt te houden is besloten bovenstaande punten niet te herhalen in de conclusies.*

### **Bijlagen**

Tabel 43 en 44: de hoge responses voor overig kunststof is volgens mij niet reëel, maar een gevolg van verschillende definities van ‘overig’ in de gebruikte getallen. Hier moet iets over gezegd worden.

*Opmerking CE Delft: verklaring toegevoegd*

P104&133: “economische waarde van materiaalstromen en allocatiefactoren aan bod”: volgens mij worden deze niet besproken in deze bijlage.

*Opmerking CE Delft: de opmerkingen zijn verwijderd*

