Verkenning verwerkingsopties bedrijfsmatig gemengd kunststofverpakkingsafval

E.U. Thoden van Velzen, I. Smeding, M.T. Brouwer, F. Alvarado Chacon

Verkenning verwerkingsopties bedrijfsmatig gemengd kunststofverpakkingsafval

Auteurs: E.U. Thoden van Velzen, I. Smeding, M.T. Brouwer, F. Alvarado Chacon

Instituut: Wageningen Food & Biobased Research

Dit onderzoek is uitgevoerd door Wageningen Food & Biobased Research in opdracht van Rijksdienst voor Ondernemend Nederland (RVO) en gefinancierd door Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, in het kader van Recyclingroutes voor bedrijfsmatig kunststofverpakkingsafval (projectnummer 6224083700).

Wageningen Food & Biobased Research
Wageningen, mei 2019

Openbaar

Rapport 1941
ISBN 978-94-6343-970-1

Versie: definitief
Reviewer: Wouter Post
Goedgekeurd door: Arie van der Bent
Opdrachtgever: Rijksdienst voor Ondernemend Nederland (RVO)
Financier: Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit

Dit rapport is gratis te downloaden op <http://dx.doi.org/10.18174/476967/> of op www.wur.nl/wfbr (onder publicaties).

© 2019 Wageningen Food & Biobased Research, instituut binnen de rechtspersoon Stichting Wageningen Research.

Het is de opdrachtgever toegestaan dit rapport integraal openbaar te maken en ter inzage te geven aan derden. Zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Wageningen Food & Biobased Research is het niet toegestaan:

- a. dit door Wageningen Food & Biobased Research uitgebrachte rapport gedeeltelijk te publiceren of op andere wijze gedeeltelijk openbaar te maken;
- b. dit door Wageningen Food & Biobased Research uitgebrachte rapport, c.q. de naam van het rapport of Wageningen Food & Biobased Research, geheel of gedeeltelijk te doen gebruiken ten behoeve van het instellen van claims, voor het voeren van gerechtelijke procedures, voor reclame of antireclame en ten behoeve van werving in meer algemene zin;
- c. de naam van Wageningen Food & Biobased Research te gebruiken in andere zin dan als auteur van dit rapport.

Postbus 17, 6700 AA Wageningen, T 0317 48 00 84, E info.wfbr@wur.nl, www.wur.nl/wfbr.
Wageningen Food & Biobased Research is onderdeel van Wageningen University & Research.

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand of openbaar gemaakt in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, hetzij mechanisch, door fotokopieën, opnamen of enige andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever. De uitgever aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele fouten of onvolkomenheden.

Inhoud

Summary	4
Samenvatting	5
1 Inleiding	6
1.1 Doelstelling en opdrachtgever	6
1.2 Scope en aanpak	6
1.3 Gehanteerde definities van enkele kernbegrippen	6
1.4 Huidige situatie	8
2 Materiaal en methoden	9
2.1 Bemonstering en sorteren kunststofafval	9
2.2 Analyse verwerkingsmogelijkheden sorteren en mechanisch recycleren	9
2.2.1 Technische ketenanalyse mechanisch recycleren	9
2.2.2 Kostenschattingen	11
2.2.3 Inschattingen van de uitstoot van broeikasgassen	11
2.3 Literatuuronderzoek andere verwerkingstechnieken	11
3 Resultaten	12
3.1 Sorteersystemen	12
3.1.1 Vocht en vuilgehalten	14
3.2 Beoordeling gescheiden ingezameld materiaal	15
3.3 Technische analyse van het sorteren en mechanisch recycleren	15
3.4 Kostenschatting	18
3.5 Broeikasgasemissies	19
3.6 Klassieke verwerkingsmethoden	21
3.6.1 Mechanische recycling bij gescheiden inzameling	21
3.6.2 Integrale methode: nascheiding	21
3.7 Alternatieve verwerkingsmethoden	22
3.7.1 Alternatieve integrale verwerkingsmethoden	22
3.7.2 Magnetische dichtheidsscheiding	22
3.7.3 Chemische en thermische verwerkingstechnologieën	22
3.7.3.1 Pyrolyse van kunststoffen	25
3.7.3.2 Businessaspecten van thermisch verwerken van kunststofverpakkingsafval	28
3.7.3.3 Beschikbaarheid thermische verwerking	29
4 Discussie	30
4.1 Verwerkbaarheid van het bedrijfsmatige kunststofverpakkingsafval	30
4.2 Alternatieve verwerkingsopties	30
5 Conclusies	33
6 Literatuur	34
Bijlage 1 Sorteergegevens	37

Summary

Within this project, an inventory has been made of the suitable processing options for processing plastic packaging waste of the Dutch state government. Hereby the technical feasibility of different options is analysed, but also readiness in the Netherlands (within the next 5 years), related cost and environmental impact.

The separately collected plastic packaging waste of the Dutch state government has been studied during the last months of 2018. The composition was studied both with regard to the material composition and the types of packages and objects that are present. This material was sampled from five different locations in twofold. The separately collected material is composed of 60% plastics, small amounts of beverage cartons and metals (both 3%) and two non-targeted materials – paper & board and organic materials – in relatively large amounts (both approximately 17%). Currently, this material cannot be processed in conventional sorting facilities for post-consumer plastic packaging waste due to the relatively high concentrations of both contaminants.

Ideally, the collection method is adapted in such a manner that the concentration of both contaminants is lowered below 15% or even better below 10%. This can potentially be achieved by information campaigns towards the users, a change in the waste collection system (the size of the opening of the waste collection bins, use of icons and the grouping of the waste bins for the various materials). Subsequently, the separately collected plastic waste can be treated at conventional sorting facilities for post-consumer lightweight packaging waste.

An existing model for post-consumer plastic packaging waste was used to approximate the flows of the plastic packages through conventional sorting and recycling companies. The model predicts that roughly 58 tons of washed milled goods can be made from the separately collected plastic packaging waste. In case these recycled plastics are used in applications where virgin plastics are replaced then this will approximately result in a reduction of the greenhouse gases of 239 tons CO₂ equivalents.

The research of alternative methods shows that only the mechanical recovery of plastics from residual waste is ready in the Netherlands. This demands that the residual waste of the Dutch government will be processed in a central waste sorting facility and this is financially less attractive. Magnetic density separation is likely to develop within 5 years' time to a robust alternative, but with currently unknown financial consequences. Other alternative processing options are not yet ready or are only a partial solution. Therefore the current system of separate collection, sorting and mechanical recycling is – based on our current knowledge – the most suitable processing option for the next 5 years.

Samenvatting

Doel van dit onderzoek was om te inventariseren welke verwerkingsopties geschikt zijn voor het verwerken van kunststofverpakkingsafval van de Rijksoverheid. Hierbij is gekeken naar technische haalbaarheid van verschillende opties, maar ook naar beschikbaarheid van de techniek in Nederland (in de komende 5 jaar), gerelateerde kosten en milieu impact.

Het gescheiden ingezamelde kunststofverpakkingsafval van de Rijksoverheid is eind 2018 onderzocht op samenstelling, zowel wat betreft de aanwezige materialen als de soorten verpakkingen en objecten. Dit materiaal werd van 5 verschillende locaties in duplo onderzocht. Hieruit blijkt dat dit gescheiden ingezamelde kunststofverpakkingsmateriaal uit ongeveer 60% kunststof bestaat, voor kleine hoeveelheden uit metalen en drankenkartons (elk ca. 3%) en uit twee stoorstoffen, namelijk organisch materiaal (ca. 17%) en papier & karton (ca. 17%). Door de relatief grote hoeveelheden van de twee stoorstoffen kan dit materiaal nu nog niet direct verwerkt worden in een sorteerinstallatie voor huishoudelijke kunststofverpakkingen.

Idealiter wordt de inzamelwijze zodanig aangepast dat er minder dan 15% of bij voorkeur nog minder dan 10% van de twee stoorstoffen in het ingezamelde materiaal aanwezig zijn. Dit zou bereikt kunnen worden door voorlichting van de gebruikers, aangevuld met aanpassingen in de afvalcontainers (inwerpopeningen, iconen, groepering). Hierna kan dit materiaal worden verwerkt bij reguliere sorteerbedrijven voor huishoudelijk PMD materiaal.

Met een model voor het huishoudelijke kunststofverpakkingsafval is het massastroomschema van dit materiaal ingeschat. Hieruit blijkt dat reguliere sortering en mechanische recycling ongeveer 58 ton aan gewassen maalgoed zal opleveren. In het geval deze gerecyclede kunststoffen worden toegepast op een wijze waardoor *virgin* kunststof wordt vervangen, leidt dit ongeveer tot een reductie in broeikasgasemissies van 239 ton CO₂ equivalenten.

Uit het onderzoek naar de alternatieve methoden blijkt dat alleen nascheiding als alternatieve verwerkmethode nu gereed is in Nederland. Dit vereist een centrale verwerking van al het restafval van de Rijksoverheid en lijkt daarmee financieel weinig aantrekkelijk. Magnetische dichtheidsscheiding zal zich waarschijnlijk binnen 5 jaar ontwikkelen tot een robuust alternatief, maar met nog onbekende financiële gevolgen. Andere alternatieven zijn of niet gereed of vormen slechts een deel van een toekomstige alternatieve oplossing. Hierbij blijft klassieke gescheiden inzameling, sortering en mechanische recycling dus voorlopig, met de kennis die wij nu bezitten, de beste verwerkwijze voor de komende 5 jaar.

1 Inleiding

1.1 Doelstelling en opdrachtgever

Dit onderzoek is uitgevoerd voor de Rijksdienst voor Ondernemend Nederland (RVO) en werd gefinancierd door het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV). De doelstelling van het onderzoek was een inhoudelijke basis te leggen voor de aanbesteding van de verwerking van het gemengde kunststofverpakkingsafval van de Rijksoverheid vanaf 2021. De Rijksoverheid zamelt in haar kantoren verschillende aparte “mono-stromen” in. Naast bijvoorbeeld papier, is er ook een aparte stroom voor kunststofverpakkingsafval. De Rijksoverheid streeft naar een circulaire economie en is dus geïnteresseerd om haar eigen kunststofverpakkingsafval zo milieuvriendelijk mogelijk te laten verwerken op een wijze die de uitstoot van broeikasgassen het meest zou reduceren. Tegelijkertijd wenst de Rijksoverheid de kosten van haar afvalbeheer beperkt te houden. Zodoende wil de Rijksoverheid inzicht in de verschillende technische mogelijkheden van de verwerking van haar kunststofverpakkingsafval, de consequenties voor de uitstoot van broeikasgassen en de financiële consequenties, zodat op basis hiervan de juiste keuzes kunnen worden gemaakt en de aanbesteding zo optimaal mogelijk ingestoken kan worden.

1.2 Scope en aanpak

De onderzoeksvraag beperkt zich tot het kunststofverpakkingsafval dat vrijkomt bij de diverse kantoren en vestigingen van de Rijksoverheid. In totaal bedroeg dat in 2017 ongeveer 180 ton bruto per jaar en de verwachting is dat dat gaat stijgen naar 200 ton bruto per jaar in enkele jaren tijd. De verwerkingstechnieken voor het kunststofverpakkingsafval dienen zich te beperken tot die technieken die operationeel beschikbaar zijn in 2021. Naast de traditionele mechanische recycling, wordt aandacht geschonken aan andere technieken (waaronder chemische recyclingstechnieken) om hun operationele inzetbaarheid op korte termijn in te schatten.

De aanpak die wordt gevolgd is die van een empirisch gefundeerde technische analyse. Eerst worden monsters genomen van het gemengde kunststofverpakkingsafval van verschillende locaties, vervolgens wordt met een technisch model beschreven welke rendementen van sorteren en recyclen haalbaar zijn en daarna worden die modelbeschrijvingen vertaald in kostenschattingen en schattingen van de emissie van broeikasgassen.

Het onderzoek werd uitgevoerd door onderzoekers van Wageningen Food & Biobased Research in de tijdsperiode van november 2018 tot begin 2019. Het onderzoek is onafhankelijk uitgevoerd en intern gereviewd.

1.3 Gehanteerde definities van enkele kernbegrippen

Organisatie: Nedvang

Nedvang (Nederland Van Afval Naar Grondstof <https://www.nedvang.nl/>) verzorgt de registratie van de inzameling en recycling van verpakkingen in heel Nederland. Op basis van deze data, ontvangen gemeenten vergoedingen voor het inzamelen, sorteren en vermarkten van de huishoudelijke kunststofverpakkingen.

Begrip: recyclingketen

De recyclingketen wordt in onderstaand figuur weergegeven. De individuele stappen worden hieronder verder toegelicht.

Begrip: inzamelen

Het samenbrengen van afval- en/of materiaalstromen tot voldoende grote volumina zodat transport naar overslagstations en/of sorteerbedrijven lonend wordt geacht. Deze processtap behelst dus zowel het inzamelen in het kantoor (het ledigen van afvalbakken op verschillende plaatsen in het kantoorgebouw en het inwerpen in een verzamelcontainer) als het inzamelen vanaf het kantoor door een inzamelvoertuig tot aan een overslagstation en/of sorteerbedrijf.

Begrip: sorteren

Het sorteerbedrijf maakt van het ingezamelde materiaal verschillende producten (genaamd sorteerproducten) die aan recyclingbedrijven worden verkocht. Deze handel is gereguleerd met specificaties. Dit zijn technische beschrijvingen waaraan de sorteerproducten dienen te voldoen om als gerecycled te mogen worden geregistreerd.

Begrip: recyclen

In dit rapport wordt de definitie gehanteerd zoals die in de Europese kaderrichtlijn afvalstoffen staat vermeld [EU 2008 98, artikel 3, lid 17]; *"Recycling is elke nuttige toepassing waardoor afvalstoffen opnieuw worden bewerkt tot producten, materialen of stoffen, voor het oorspronkelijke doel of voor een ander doel. Dit omvat het opnieuw bewerken van organisch afval, maar het omvat niet energiete rugwinning, noch het opnieuw bewerken tot materialen die bestemd zijn om te worden gebruikt als brandstof of als opvulmateriaal"*.

Begrip: nuttige toepassing

In dit rapport wordt de definitie gehanteerd zoals die in de kaderrichtlijn afvalstoffen staat vermeld [EU 2008 98, artikel 3, lid 15]; *"Nuttige Toepassing is elke handeling met als voornaamste resultaat dat afvalstoffen een nuttig doel dienen door hetzij in de betrokken installatie, hetzij in de ruimere economie andere materialen te vervangen die anders voor een specifieke functie zouden zijn gebruikt, of waardoor de afvalstof voor die functie wordt klaargemaakt."*

In de literatuur worden enkele verwerkingsprocessen 'thermische recycling' of 'chemische recycling' genoemd, terwijl dit formeel volgens bovenstaande EU definitie niet altijd recycling maar in veel gevallen 'nuttige toepassingen' genoemd zouden moeten worden. In dit rapport worden deze processen genoemd zoals in de literatuur gangbaar (dus chemische of thermische recycling), maar er zal wel worden gemeld dat dit formeel nuttige toepassingen zijn.

Begrip: bedrijfsmatig kunststofverpakkingsafval

Volgens de lijnen van de Werkgroep Afvalregistratie wordt het begrip 'bedrijfsafval' gedefinieerd als alle vormen van bedrijfsafval, industrieel afval en handels-, diensten- en overheidsafval [WAR, 2018]. Omgekeerd kan bedrijfsafval ook gedefinieerd worden als alle afval niet zijnde huishoudelijk of gevaarlijk afval. Zodoende wordt met bedrijfsmatig kunststofverpakkingsafval bedoeld; de kunststofverpakkingen die bij bedrijven, kantoren, instituten, instellingen en winkels vrijkomen en daar worden afgedankt als afval. Dit kan op verschillende plaatsen in deze bedrijven vrijkomen: bijvoorbeeld in de kantoren, keukens en cateringfaciliteiten, productiehallen en bij de goederenontvangst. Wanneer kunststofafval samen met metalen verpakkingen en drankkartons wordt ingezameld, wordt gesproken over PMD (plastic, metaal en drankkartons) inzameling en afval.

1.4 Huidige situatie

De Rijksoverheid heeft gescheiden inzameling van kunststofverpakkingen ingevoerd voor nagenoeg alle grote kantoorlocaties. Dit materiaal wordt momenteel afgevoerd door twee inzameldiensten en verwerkt op sorteerlijnen die hetzij oorspronkelijk bedoeld zijn voor bouw- en sloopafval hetzij geschikt zijn voor PMD materiaal. Maar in alle gevallen wel verwerkt worden tot een beperkt aantal sorteerproducten met een positieve handelswaarde. Deze sorteerproducten worden nu verhandeld naar recyclingbedrijven. De consequentie van deze huidige sorteerwijze is dat er veel sorteerrest gevormd wordt die verbrand moet worden. De Rijksoverheid wil graag weten of dit materiaal in hogere rendementen zou kunnen worden verwerkt door een sorteerbedrijf dat ontworpen is voor de verwerking van huishoudelijk PMD materiaal of door alternatieve verwerkingstechnieken.

Verwerking huishoudelijk PMD materiaal

Momenteel wordt huishoudelijk ingezameld PMD materiaal op grote schaal gesorteerd en mechanisch gerecycled [Brouwer et al. 2018]. Voorbeelden van bedrijven die dit materiaal sorteren zijn Suez, Attero en KSI. Mechanisch recycelen gebeurt bijvoorbeeld door Veolia, Rodepa, Morssinkhof, CEDO en QCP.

Verwerking bedrijfsmatig kunststofverpakkingsafval (industrie)

De situatie is anders voor bedrijfsmatig kunststofverpakkingsafval. Het homogene folieafval dat bijvoorbeeld bij veilingen en overslagstations vrijkomt, wordt nu gescheiden ingezameld door bedrijven als Daly en Kras en gerecycled bij bedrijven als CEDO en Rodepa. Dit geldt ook voor de logistieke hulpmiddelen van kunststof (kratten, pallets, kabelspoelhouders, etc.) dat door bedrijven als Van Werven en Rodepa wordt gerecycled. De processen daar zijn ingericht op relatief homogeen afval.

Verwerking bedrijfsmatig kunststofverpakkingsafval (kantoren)

Het bedrijfsmatig kunststofverpakkingsafval van kantoren daarentegen wordt nu nog beperkt gescheiden ingezameld, gesorteerd en mechanisch gerecycled. Een aantal bedrijven, instellingen en kantoren is begonnen met de gescheiden inzameling, maar de sortering staat nog in de kinderschoenen. Suez, Renewi en Milieu Service Nederland zamelen nu bedrijfsmatig kunststofverpakkingsafval en PMD in. Suez en Renewi laten het gescheiden ingezamelde bedrijfsmatige kunststofverpakkingsafval sorteren in Duitse sorteerbedrijven [van Dijk et al. 2018 en Persoonlijke communicatie met Michel Maas]. Ook Van Happen sorteert bedrijfsmatig PMD in kleine productieruns. Milieu Service Nederland bouwt samen met Umincorp aan een verwerkingslijn voor kunststofafval op basis van magnetische dichtheidsscheiding met 17 kton capaciteit [Website <https://www.milieuservicenederland.nl/afvalstromen/pmd/> en <https://www.plasticrecyclingamsterdam.nl/>].

Combinatie van bedrijfsmatig en huishoudelijk afval

Attero verwerkt nu het bedrijfsmatig restafval van enkele bedrijven via de nascheidingsinstallatie en verzorgt daarna ook het sorteren en verdere recycelen. Daarnaast biedt het ook aan bedrijfsmatig kunststofafval te sorteren en te laten recycelen [Attero persbericht Nov 2018, Persoonlijke communicatie met Kees Bouter van Attero]. Om dit mogelijk te maken zijn er aanvullende administratie-afspraken vastgelegd tussen Nedvang en Attero om deze sortering praktisch te faciliteren en tegelijkertijd de administratieve scheiding tussen huishoudelijk en bedrijfsmatig afval te waarborgen.

2 Materiaal en methoden

2.1 Bemonstering en sorteren kunststofafval

In oktober en november 2018 werden 5 monsters bedrijfsmatig kunststofverpakkingsafval genomen. De locaties en de hoeveelheden staan vermeld in de onderstaande tabel. Deze monsters kunststofverpakkingsafval werden gesorteerd volgens het sorteerprotocol voor huishoudelijk kunststofverpakkingsafval [Thoden van Velzen et al., 2018], aangezien het bemonsterde materiaal aanvankelijk sterke overeenkomsten vertoont met huishoudelijk kunststofverpakkingsafval. Het materiaal is gesorteerd in de volgende kunststofsoorten:

- Polyethyleentereftalaat (PET)
- Polyethyleen (PE)
- Polypropyleen (PP)
- Polystyreen (PS)
- Polyvinylchloride (PVC)
- Rest: overige kunststoffen

Tijdens het sorteren van het eerste monster werden echter ook grote kunststof-objecten aangetroffen. Daarom werd besloten om voor alle kunststofsoorten ook een categorie toe te voegen voor vormvaste objecten met één lengteas die groter is dan 25 cm.

Tabel 1 Bemonstering bedrijfsmatig kunststofverpakkingsafval.

Locatie en datum	Hoeveelheid, [kg bruto]
Eindhoven, Belastingdienst 15 oktober 2018	Monster A: 13.9 kg, Monster B: 22.5 kg
Den Haag, RVO, 1 november 2018	Monster A: 18.9 kg, Monster B: 16.4 kg
Den Haag, FMH, 1 november 2018	Monster A: 15.2 kg, Monster B: 21.9 kg
Utrecht, RWS, 1 november 2018	Monster A: 33.5 kg, Monster B: 34.0 kg
Utrecht, RVO, 26 november 2018	Monster A: 11.3 kg, Monster B: 12.5 kg

2.2 Analyse verwerkingsmogelijkheden sorteren en mechanisch recycleren

2.2.1 Technische ketenanalyse mechanisch recycleren

De potentie voor het mechanisch recycleren van het bedrijfsmatige kunststofverpakkingsafval werd ingeschat door de gemiddelde samenstelling van het bedrijfsmatige kunststofverpakkingsafval in te vullen in het PMD-model voor huishoudelijke kunststofverpakkingen. Dit model beschrijft hoe kunststofverpakkingen van Nederlandse burgers via sorteerbijbedrijven en recyclingbedrijven worden omgezet in gewassen maaggoederen in 2017 [Brouwer et al. ingediend voor publicatie]. Hiertoe gebruikt het model overdrachtscoëfficiënten van de verschillende soorten verpakkingen naar de sorteerproducten (ook wel *sorting fates* genoemd) en overdrachtscoëfficiënten van de verpakkingsmaterialen naar het drijvend product, zinkend product, slib-afval en de opgeloste stof die gevormd worden bij het mechanisch recycleren van de sorteerproducten. Overdrachtscoëfficiënten geven het percentage van een materiaal weer dat bij een processtap in een bepaald product terecht gaat komen. Bijvoorbeeld voor de processtap drijf/zink-scheiding is het het materiaalgehalte dat zal zinken en/of drijven. Deze coëfficiënten worden experimenteel bepaald en zijn de gemiddelde waarden voor 7 sorteerbijbedrijven in 2017. De overdrachtscoëfficiënten voor het mechanisch recyclingproces zijn die voor een standaard mechanisch recyclingproces van sorteerproduct via grof malen, wassen, drijf-zink-scheiden, drogen, fijn malen tot een fijn maaggoed. Voor de modelberekeningen werden de *sorting fates* voor gescheiden ingezamelde huishoudelijke kunststofverpakkingen uit het model gebruikt en dus uitdrukkelijk niet die voor nagescheiden verpakkingen.

Invoergegevens

De gebruikte invoergegevens zijn de gemiddelde samenstelling van het ingezamelde bedrijfsmatige kunststofverpakkingsafval, de vocht- en vuilgehaltes en de bruto ingezamelde hoeveelheden van de 5 geanalyseerde monsters beschreven in 2.1.

- De samenstelling van het bedrijfsmatige kunststofverpakkingsafval wordt als onderdeel van deze studie bepaald en zal in paragraaf 3.1 worden besproken. Voor de samenstellingsanalyse werd het ingezamelde materiaal in groot detail onderzocht. Aangezien het model met een iets beperktere categorisering werkt, werden enkele categorieën samengevoegd en werd deze lijst als invoerlijst voor het model gebruikt. De enige aanvullingen op de samenstellingslijsten van het model waren de verpakkingen met een lengte van meer dan 25 cm. Deze grote verpakkingen werden apart gemodelleerd. Hierbij werd verondersteld dat deze voor 100% in een apart sorteerproduct terecht komen genaamd "uit-gesorteerde grote kunststofobjecten" en dat deze separaat worden gerecycled. De recycling van deze objecten naar gewassen maalgroenten is in deze studie niet meegenomen.
- De vocht- en vuilgehaltes van verschillende verpakkingsvormen worden bepaald als onderdeel van deze studie en dit zal in paragraaf 3.1.1 besproken worden. Deze vochtvuilgehaltes zijn gebruikt om de samenstelling van het ingezamelde kunststofverpakkingsafval om te zetten van bruto gewichten naar netto gewichten. Dit is per sample en per materiaalsoort gedaan, omdat de informatie per sample en materiaal beschikbaar was in deze studie.
- De bruto ingezamelde hoeveelheid bedrijfsmatig kunststofverpakkingsafval van de Rijksoverheid was afgerond 180 ton bruto per jaar en gelet op de stijgende trend in deze hoeveelheid over de afgelopen jaren werd geadviseerd om voor de toekomst uit te gaan van 200 ton bruto per jaar.

Berekende modelresultaten

De belangrijkste berekende resultaten zijn: de hoeveelheden van de verschillende gewassen maalgroenten die zijn geproduceerd en de polymere samenstelling van deze gewassen maalgroenten. Deze resultaten worden in 3.3 verder besproken.

Het oorspronkelijke model berekende zowel uitkomsten als onzekerheden in die uitkomsten. Bij deze berekeningen zijn de co-variatie-tabellen belangrijk. Voor de huishoudelijke kunststofverpakkingen waren er voldoende metingen aan de sorteerproducten verricht om deze co-variaties te bepalen en aldus de onzekerheden in de uitkomsten te berekenen. Voor de bedrijfsmatige kunststofverpakkingen was dit niet het geval, aangezien alleen de ingezamelde stromen zijn bemonsterd en de samenstelling van de sorteerproducten is ingeschat op basis van de *sorting rates* en werden de resultaten dus zonder onzekerheid in de uitkomsten opgeleverd. Aangezien de resultaten modelmatig zijn ingeschat moeten deze worden gezien als een indicatie van de mogelijk geproduceerde gewassen maalgroenten uit het ingezamelde kunststofverpakkingsafval.

Scenario's met verschillende gehalten restafval in het ingezamelde materiaal

Aangezien uit de resultaten (zie paragraaf 3.1) zal blijken dat een relatief forse hoeveelheid restafval in het ingezamelde materiaal aanwezig is, is gevraagd additionele scenario's door te rekenen waarbij het gehalte restafval is beperkt. Er is gekozen om twee scenario's door te rekenen, één met 10% restafval in het ingezamelde materiaal en één met 15% restafval in het ingezamelde materiaal. Dit zijn reële waarden, gebaseerd op analyses van huishoudelijk kunststofafval. Hierbij werd gekozen om de bruto hoeveelheid ingezamelde kunststof constant te houden en de hoeveelheid restafval hierop aan te passen, zodat de gehalten 10 en 15% gaan bedragen. Deze keuze werd gemaakt omdat het beperken van het gehalte aan restafval niet zal leiden tot meer kunststof-verpakkingen. Bij het schalen van de hoeveelheden restafval werd er voor gezorgd dat de onderlinge verhoudingen tussen de materialen in het restafval constant bleven. Hier werd restafval dus gedefinieerd als alle niet-kunststofmaterialen, dus inclusief drankenkartons, metalen, textiel, glas, papier & karton en organisch & ondefinieerbaar. De vocht- en vuilgehaltes werden constant gehouden.

2.2.2 Kostenschattingen

De kostenposten voor de mechanische recyclingketen zijn: logistieke inzamelkosten, sorteervergoeding, overall vermarktingkosten (feitelijk de balans van de beperkte opbrengsten uit de vermarkting van enkele sorteerproducten versus wat grotere kosten voor het vermarkten van andere sorteerproducten) en de administratiekosten. Deze zijn ingeschat op reeds gepubliceerde kengetallen [Groot et al. 2014, van Dijk et al. 2018]. De kostenschattingen zijn uitgewerkt in paragraaf 3.4.

2.2.3 Inschattingen van de uitstoot van broeikasgassen

Om een inschatting te geven van de uitstoot van broeikasgassen, is gebruik gemaakt gebruik gemaakt van de door Turner berekende netto emissiefactoren [Turner et al. 2015]. Turner gaat uit van het sorteerproduct (output van de sorteerinstallatie), dus het ingezamelde en naar kunststoftype gesorteerde product, zoals het ter recycling wordt aangeboden. Dit is een bruto getal ("wet weight" in Turners terminologie), hier zit dus nog vocht en vuil aan. De berekende emissies werden vergeleken met die van de verbranding in een Nederlandse afvalverbrandingsinstallatie (AVI). De resultaten zijn beschreven in paragraaf 3.5.

2.3 Literatuuronderzoek andere verwerkingstechnieken

Alternatieve verwerkingsopties voor het bedrijfsmatige kunststofverpakkingsafval van de Rijksoverheid werden middels literatuuronderzoek in beeld gebracht. Ook werden enkele bedrijfsbezoeken gebracht aan spelers en betrokkenen geïnterviewd. Het literatuuronderzoek werd met SCOPUS verricht waarbij zoektermen als "chemical recycling of plastic waste", "thermal recycling of plastic waste", "depolymerisation of plastic waste" werden gebruikt. Uitkomst van het literatuuronderzoek naar alternatieve verwerkingsmethoden is beschreven in paragraaf 3.7.

3 Resultaten

3.1 Sorteeranalyses

De gemiddelde samenstelling van de 10 deelmonsters gescheiden ingezameld kunststof verpakkingsafval van de Rijksoverheid is grafisch weergegeven in Figuur 1. Hieruit blijkt dat dit materiaal voor ongeveer 60% uit kunststof bestaat (zowel verpakkingen als niet-verpakkingen).

Figuur 1 Gemiddelde samenstelling van de 10 deelmonsters gescheiden ingezameld kunststofverpakkingsafval van de Rijksoverheid, percentages berekend op basis van brutogewichten.

De belangrijkste verontreinigingen in het ingezamelde materiaal zijn papier & karton en organisch & ondefinieerbaar materiaal. Van beide soorten niet-beoogde bijdrages is gemiddeld ongeveer 17% aanwezig. Van drankenkartons en metalen is van beide ongeveer 3% aanwezig. Glas en textiel zijn beide nagenoeg afwezig.

De kunststoffractie (zowel verpakkingen als niet-verpakkingen) is verder gesorteerd naar kunststoftype, zie Figuur 2 en Tabel 2. Hier wordt onderscheid gemaakt tussen de volgende hoofdpolymeren: polyetheen (PE), polypropreen (PP), polyethyleentereftalaat (PET), polystyreen (PS) en polyvinylchloride (PVC). Aanvullend wordt onderscheid gemaakt tussen laminaatfolies (bijv. chipszakken), kunststoffen die niet worden herkend door de Nabij-Infrarood (NIR) apparatuur (voornamelijk zwarte materialen), en overige kunststoffen (PC, PMMA, POM, PLA etc.). In Figuur 2 staat de gemiddelde verdeling in deze categorieën van het kunststof dat aanwezig is in het ingezamelde materiaal. Driekwart van het aanwezige kunststof bestaat uit de drie hoofdverpakkingskunststoffen PE, PP en PET. Hierbij is PE relatief het meest aanwezig met 35%, gevolgd door PET met 25% en PP met 16%. Het PS-gehalte is opmerkelijk hoog, 11%, zeker in vergelijking met huishoudelijk kunststofverpakkingsafval waar het zo'n 4% bedraagt [Brouwer et al. 2017]. Dit wordt veroorzaakt door de aanwezigheid van veel PS koffiebekers, welke een onderdeel vormen van de categorie "PS niet-verpakkingen".

PVC komt zo'n 2% voor in het ingezamelde materiaal en dan voornamelijk PVC rekwikkelfolie, vermoedelijk van de catering. Zo'n 6% van de kunststofobjecten zijn zwart en / of niet detecteerbaar met NIR. Daarnaast waren er zo'n 3% andere kunststoffen aanwezig (PC, ABS, PLA, PMMA) die waarschijnlijk uit kantoorartikelen stammen en nog circa 2% van verschillende laminaatfolie-

verpakkingen. Dit zijn vergelijkbare waarden als voor het huishoudelijke PMD materiaal, met uitzondering van de zwarte / niet-NIR detecteerbare kunststoffen, welke hier 6% zijn en in het huishoudelijke PMD wel 18% kunnen bedragen [Brouwer et al. 2017].

Figuur 2 Gemiddelde kunststofsamenstelling van de 10 deelmonsters.

Tabel 2 Gemiddelde kunststofsamenstelling van de 10 deelmonsters.

Kunststofcategorie	Gemiddelde kunststofsamenstelling
PE	35 ± 11
PP	16 ± 9
PET	25 ± 11
PS	11 ± 10
PVC	2 ± 1
Zwart / niet NIR detecteerbaar	6 ± 3
Laminaatfolies	2 ± 1
Andere kunststoffen	3 ± 2

Uit tabel 2 blijkt duidelijk dat de variatie in kunststofsamenstelling tussen de 10 deelmonsters fors is en dit wordt veroorzaakt door verschillend kunststofgebruik bij de onderzochte locaties. Hiervan is het gebruik van PS koffiebekers een duidelijk voorbeeld.

Deze kunststoftypes zijn nog in meer detail onderzocht naar type (niet-)verpakking waar ze van afkomstig zijn. De drie meest voorkomende kunststofverpakkingen waren: PET flesjes helder en klein (7,7%), PET schalen (6,3%) en PE folie > A4 (4,4%). De meest voorkomende kunststof-niet-verpakkingen waren inzamelzakken (7,3%) en het 'PE koopzakje', oftewel de boterhamzakjes (4,6%). Een opmerkelijk verschil met huishoudelijk kunststof verpakkingsafval is dat de categorie PE hier nagenoeg alleen uit PE folie bestaat en niet of nauwelijks PE flessen of PE flacons. Bij twee monsters van twee verschillende locaties waren kunststof-objecten aanwezig die groter waren dan 25 cm. In alle gevallen ging het om grote verpakkingen, in het bijzonder om grote PP flacons van 5 liter.

De samenstelling van het ingezamelde materiaal varieert sterk tussen deelmonsters. Deze variatie is duidelijk zichtbaar in de twee grootste verontreinigingen: papier & karton en organisch & ondefinieerbaar. Dit is weergegeven in Figuur 3 met een box-plot. Deze grote variatie wijst op een groot verschil in inzamelgedrag dat mogelijk veroorzaakt wordt door het gebruik van verschillende inzamelbakken bij de onderzochte locaties. De twee deelmonsters met de laagste gehalten aan papier & karton (ca. 5%) waren afkomstig van de vestiging RO Eindhoven. Ondanks het feit dat deze monsters dus relatief schoon waren ten aanzien van papier & karton, bevatten ze wel gemiddelde hoeveelheden aan organisch materiaal. De twee deelmonsters met de hoogste gehalten aan papier & karton (ca. 36 en 43%) waren beide afkomstig van de vestiging RWS. In dit materiaal vormt kunststof duidelijk een minderheidsbijdrage.

Figuur 3 Box-plot van de concentraties van de twee belangrijkste verontreinigingen in de tien deelmonsters.

In Figuur 4 staan drie foto's van de papier & karton-fractie, de organisch materiaalfractie en de metaalfractie uit het gescheiden ingezamelde kunststofafval van RVO Den Haag. Hieruit wordt heel duidelijk dat het organische materiaal voornamelijk uit fruitschillen, houten stokjes en theezakjes bestaat. De papier & karton-fractie is daarentegen heterogener en bevat koffiebekers, kantoorpapier en gebruikte tissues. De metaal-fractie bestaat uit batterijen, aluminiumfolie-proppen en een enkele metalen verpakking.

Figuur 4 Foto's van drie fracties stoorstoffen aanwezig in de ingezamelde kunststofverpakkingen van RVO Den Haag.

3.1.1 Vocht en vuilgehalten

De gemiddelde vocht- en vuilgehalten van de kunststofverpakkingen, drankenkartons, ferro-metaalverpakkingen en non-ferro-metaalverpakkingen in de tien verschillende monsters van het bedrijfsmatige kunststofverpakkingsafval werden apart gemeten en gemiddeld. De gemiddelde vocht- en vuilgehalten staan in Tabel 3 vermeld.

Tabel 3 Gemiddelde vocht- en vuilgehalten voor verschillende soorten verpakkingen in het ingezamelde kunststofverpakkingsafval.

Soort verpakkingen	Gemiddeld Vocht- en vuilgehalte, [%]
Kunststof verpakkingen	15 ± 5
Drankenkartons	38 ± 20
Ferro-metaalverpakkingen	7 ± 2
Non-ferro-metaalverpakkingen	20 ± 10

3.2 Beoordeling gescheiden ingezameld materiaal

Het ingezamelde kunststofverpakkingsafval van de Rijksoverheid bevat nu nog aanzienlijke hoeveelheden restafval (zo'n 40%, zie Figuur 1), voornamelijk papier & karton en organisch materiaal. Reguliere sorteerbedrijven zullen een dergelijk materiaal niet accepteren en afkeuren [VA acceptatieprocedure 2017]. Sorteerbedrijven zullen gescheiden ingezameld kunststofverpakkingsafval pas formeel accepteren in het geval het restafvalgehalte onder de 10% ligt. Echter ook materiaal met nog 15% restafval wordt door enkele sorteerbedrijven nog wel geaccepteerd. De verwerking van meer vervuild materiaal kan en zal niet door alle sorteerbedrijven plaatsvinden. Meer vervuiling betekent allereerst meer sorteerrest en minder waardevolle producten en is dus afhankelijk van de contractvorm niet gunstig voor het sorteerbedrijf. Ten tweede geeft vervuiling een grotere kans op ongedierte, insectenoverlast en geurproblematiek. Enkele sorteerbedrijven verwerken op dezelfde locatie ook organisch afval en / of restafval en hebben de vergunningen en faciliteiten om met meer vervuild materiaal verantwoord om te gaan. Zij kunnen afhankelijk van het exacte vervuilingsniveau of het materiaal machinaal voor-scheiden en daarna sorteren of direct sorteren met de vervuiling. Alternatief kan Attero dit materiaal accepteren als 'vervuild kunststof concentraat' en nascheiden, sorteren en laten recycleren. Kosten hiervoor zijn bij WFBR niet bekend.

3.3 Technische analyse van het sorteren en mechanisch recycleren

Ondanks het feit dat het ingezamelde materiaal niet voldoet aan de acceptatiecriteria van de Vereniging Afvalbedrijven [Vereniging Afvalbedrijven 2017], is er toch een modelberekening gemaakt van de sorteerverdeling die hiermee haalbaar zou moeten zijn, zie Tabel 4. Dit model werkt met vaststaande overdrachtscoëfficiënten voor objecten die zijn vastgesteld voor huishoudelijk PMD materiaal. Een groter gehalte restafval in het ingezamelde materiaal heeft dan ook nauwelijks invloed op deze sorteerverdeling, behoudens voor die fracties die als deel van het restafval werden gemodelleerd (drankenkartons en metalen) en de Mix fractie die voor een gedeelte uit restafval bestaat.

Vervolgens zijn op basis van deze hoeveelheden sorteerproduct met overdrachtscoëfficiënten berekend wat de maximaal haalbare hoeveelheden recyclingproduct en de polymeer-zuiverheden zijn voor verschillende scenario's. Hoewel dit een theoretische berekening is, geeft het wel inzicht in wat er haalbaar is met dit ingezamelde materiaal. De belangrijkste uitkomsten van deze modelberekening staan in Tabel 5. In het geval het gescheiden ingezamelde kunststofverpakkingsafval van de Rijksoverheid zou worden gesorteerd en mechanisch worden gerecycled, dan zou er 58 ton netto aan gewassen maargoederen uit kunnen worden geproduceerd met een beperkte polymeer-zuiverheid. Daarnaast levert deze inzameling nog zo'n 2 ton handmatig uit-gesorteerde grote artikelen die met een gering verlies kunnen worden omgezet in een additioneel MIX of PP product.

Tabel 4 Berekende sorteerverdeling voor het bij de Rijksoverheid gescheiden ingezamelde bedrijfsmatige kunststofverpakkingsafval met het huidige percentage restafval (40%) en twee scenario's met een verlaagd gehalte restafval.

Ingezameld materiaal	Scenario 10% restafval	Scenario 15% restafval	Huidige situatie 40% restafval
Brutogewicht ingezameld materiaal, [ton]	139	150	200
Sorteerproducten	[ton bruto/jaar]	[ton bruto/jaar]	[ton bruto/jaar]
PET fles	14	14	14
PET schaal	8	8	9
PE	2	2	2
PP	8	8	9
Folie	24	24	25
Mix	38	40	51
Drankenkartons *	5	6	10
Ferro-metaal *	3	3	7
Non-ferrometaal *	1	1	2
Grote objecten	2	2	2
Sorteerrest	31	37	64
Verlies aan vocht en vuil	4	5	6

*: Deze bijdragen werden gemodelleerd als deel van het restafval

Tabel 5 Hoeveelheden en zuiverheid van de recyclingproducten die uit het bedrijfsmatig kunststofverpakkingsafval van de Rijksoverheid gemaakt zou kunnen worden.

Gewassen maalgoederen	Geproduceerde hoeveelheid, [ton netto /jaar]	Polymere zuiverheid, [%]
PET zinkgoed	11	99%
PE drijfgoed	1	93%
PP drijfgoed	6	92%
Film drijfgoed	20	90%
Mix drijfgoed	20	86%

De modelberekeningen voor de hoeveelheden geproduceerd maalgoed zijn nagenoeg onafhankelijk van de hoeveelheid restafval in het ingezamelde materiaal, daarom wordt in Tabel 5 ook maar één lijst producten getoond. Dit is op zich niet verwonderlijk omdat in het huidige model de *sorting fates* en overdrachtscoëfficiënten niet afhankelijk zijn gemaakt van de gehalten restafval in het ingaande materiaal. In werkelijk zullen de *sorting fates* echter wel slechter worden bij hogere gehalten restafval in het ingezamelde materiaal. Zodoende kunnen de resultaten in Tabel 5 worden beschouwd als een best-case benadering, die haalbaar is onder de voorwaarde dat het gehalte restafval in het ingezamelde materiaal kan worden beperkt tot onder de 15%.

Overigens heeft het gehalte restafval in het ingezamelde materiaal wel direct invloed op de hoeveelheden sorteerrest die moet worden afgescheiden en op de totale hoeveelheid ingezameld bedrijfsmatig kunststofafval die geproduceerd wordt door de Rijksoverheid, zie ook Tabel 4. Bij 40% restafval in het ingezamelde materiaal (de huidige situatie) ontstaat 64 ton bruto aan sorteerrest en dit daalt naar 37 ton bruto bij een restafvalgehalte van 15% en naar 31 ton bruto bij een restafvalgehalte van 10 ton.

Ten tweede heeft dit gehalte restafval in het ingezamelde materiaal ook invloed op de afvallogistiek en de hoeveelheden materiaal die moeten worden getransporteerd. Bij 40% restafval zal er 200 ton moeten worden getransporteerd van kantoren naar sorteerbedrijven, bij 15% is dit al gedaald naar 150 ton en bij 10% is dit 139 ton. Dit heeft vooral invloed op de kosten van inzamellogistiek en sorteren.

De totale opbrengst aan gewassen maalgoederen (58 ton netto) lijkt gering ten opzichte van de totale hoeveelheid die is ingezameld (200 ton bruto). Echter die 200 ton bruto bestaat uit zo'n 100 ton netto kunststof (som van verpakkingen en niet-verpakkingen), en deze kunststoffen moeten vervolgens worden gesorteerd en mechanisch gerecycled waarbij verliezen ontstaan. Overigens zal er meer recyclingproduct zijn als ook de PET schalen, drankenkartons en de metalen worden meegerekend. Echter de PET schalen worden momenteel nog nauwelijks verwerkt en de andere materialen (drankenkartons en metalen) vallen buiten de opdracht, maar kunnen gewoon worden verhandeld aan recyclingbedrijven. Het huidige massarendement van sorteren en mechanisch recycleren is dus ongeveer 58%. Hiervan is het maargoed van de PET flessen, PE en PP relatief polymeer-zuiver en kan dus worden gebruikt voor relatief veeleisende toepassingen (31%). Het maargoed uit Folie en MIX is minder zuiver en kan vooral worden toegepast in minder veeleisende toepassingen (69%).

De kunststofverpakkingen en -artikelen die aanwezig waren in het ingezamelde bedrijfsmatige kunststofverpakkingsafval zijn voor een groot gedeelte dezelfde als die ook in huishoudelijke kunststofverpakkingsafval aanwezig zijn. Wel zijn er subtiele verschillen. Bijvoorbeeld dat er aanzienlijk minder PE flessen en flacons in het bedrijfsmatige kunststofverpakkingsafval van de Rijksoverheid zit dan in het huishoudelijke materiaal, waardoor er ook nauwelijks PE drijfgoed uit kan worden geproduceerd. Desalniettemin zijn de verpakkingen die wel aanwezig zijn in het bedrijfsmatige kunststofverpakkingsafval vaak precies dezelfde als diegene die ook in het huishoudelijke kunststof verpakkingsafval aanwezig zijn. Zodoende is het ook weinig verrassend dat de polymeer-zuiverheden van de geproduceerde maalgoederen met een standaard recyclingproces ook goed overeenkomen met die van de maalgoederen uit het huishoudelijke materiaal. Deze maalgoederen zijn dus naar verwachting ook op dezelfde manier toe te passen.

Een aantal typische toepassingsgebieden van de gerecyclede kunststoffen staan in de onderstaande Tabel 6. Hieruit blijkt dat bij het gebruik van de gerecyclede kunststoffen zoals die gemaakt worden met het basis mechanisch recyclingproces, er een beperkt toepassingsgebied is, waar nauwelijks sprake is van het vervangen van virgin materiaal (nieuw kunststof). Pas nadat een aanvullende zuiveringsstap voorafgaand of na de standaard recyclingprocessen heeft plaatsgevonden worden er meer polymeer-zuivere maalgoederen geproduceerd, die vervolgens veel breder kunnen worden toegepast. Dit leidt echter in de meeste gevallen ook tot forse verliezen, waardoor de massarendementen weer dalen. Deze meer zuivere maalgoederen worden zodanig toegepast dat er daadwerkelijk de inzet van nieuw kunststof wordt voorkomen en er dus sprake is van 'vervanging'. Overigens kan voorlopig alleen het rPET dat een geavanceerd proces heeft doorlopen worden toegepast in verpakkingen voor levensmiddelen.

Tabel 6 *Typische toepassingsgebieden van de gerecyclede kunststoffen.*

Gerecyclede kunststof	Polymeer-zuiverheid, [%]	Toepassingsgebied	Toepassingsgebied na aanvullende zuivering
rPET	99	Strapping, Fleece fill	Flessen, Flacons, Schalen
rPE	93	Kabelomhulling, speciekuipen	Flacons
rPP	92	Pallets, Bloempotjes	Emmers, bakken, kratten
rLDPE	90	Tuinmeubilair	Folie, Vuilniszakken
rPO uit Mix	86	Palen, Steigerplaten	Pallets, kratten

3.4 Kostenschatting

Het mechanisch recyclen van gescheiden ingezameld bedrijfsmatig kunststofverpakkingsafval kost geld. De kostenposten zijn inzamellogistiek, sorteren, vermarktingskosten en administratie.

De logistieke kosten zijn potentieel groot doordat er van veel verschillende vestigingen minimaal maandelijks inzamelrondes moeten worden gereden. Uitgaande van 20 vestigingen en een gemiddelde afstand van 150 km, moet er jaarlijks 36000 km worden gereden voor het transport van de vestigingen naar de sorteerbeiden. Dit vertaalt zich in een specifieke transportkost van ongeveer 180 €/ton. Deze kan uiteraard fors worden verlaagd door gebruik te maken van hubs, overslagpunten en gecombineerde inzameling met meerdere bedrijven en instellingen. In het geval er van meerdere bedrijven gezamenlijk kan worden ingezameld en dit gecombineerd naar een sorteerbeid kan worden getransporteerd kunnen deze logistieke kosten dalen onder de 50 €/ton.

Het materiaal met de huidige samenstelling zal eerst moeten worden voorgesorteerd om het gehalte aan organisch materiaal en papier te verlagen. Dit is niet eenvoudig om machinaal uit te voeren en zal dus voor een deel handmatig moeten gebeuren. Wij schatten dat een grove, snelle handmatige materiaalzuivering 100 €/ton kost.

De sorteerkosten bedragen doorgaans tussen de 100 en 125 € per ton input bij een contract waarbij de sorteerproducten en de afvalstromen het eigendom van de opdrachtgever blijven. Omdat de hoeveelheid (200 ton) relatief gering is voor een sorteerbeid en er dus relatief veel tijd nodig zal zijn voor het leegdraaien, apart afvoeren van producten en afvalstromen en de administratie zullen de feitelijke kosten hoger uitvallen, eerder rond de 150 €/ton.

De vermarktingskosten zijn feitelijk een balans van uitgaven en inkomsten aan de vermarkting en zijn daarmee afhankelijk van prijsfluctuaties op de markt voor sorteerproducten en afvalstromen. Deze komen ongeveer uit op 7000 €/jaar voor het vermarkten van de producten en het verwerken van de afvalstromen, uitgaande van de samenstelling zoals die nu is. In het geval het percentage restafval in het ingezamelde materiaal daalt naar 10%, dan dalen de vermarktingskosten aanzienlijk naar ongeveer 4000 €/jaar.

Zodoende kunnen de totale kosten voor het mechanisch recyclen van de gescheiden ingezamelde bedrijfsmatige kunststofverpakkingsafval worden ingeschat op tussen de 50000 en 95000 €/jaar afhankelijk van het restafvalgehalte van het ingezamelde materiaal, zie Tabel 7. Dit komt overeen met circa 250 tot 500 €/ton.

Tabel 7 Kostenschatting voor het mechanisch recyclen van het kunststofverpakkingsafval van de Rijksoverheid per jaar (uitgaande van 200 ton).

Kostenpost	Materiaal met 40% restafval	Materiaal met 15% restafval	Materiaal met 10% restafval
Inzamelen	36000	27000	25020
Voorsorteren	20000	-	-
Sorteren	30000	22500	20850
Vermarkten	6710	4280	3740
Administratie	2000	2000	2000
TOTAAL	94710	55780	51610

Deze grove schatting van de kosten laat zien dat de kosten voor het verwerken van het gescheiden ingezamelde kunststofverpakkingsafval flink kunnen oplopen. Daarnaast zijn er echter ook besparingsmogelijkheden door met meerdere bedrijven samen te werken en gezamenlijk een sorteerbeid volcontinue te laten draaien kan er een flinke efficiëntieslag worden gemaakt. Het transport kan aanzienlijk goedkoper uitgevoerd worden, waardoor de inzamelkosten scherp kunnen dalen. Verder zullen de sorteerkosten dalen bij een continue beid.

Verder is bij de vermarkting de grootste kostenpost de verwerking van MIX. In het geval hier nieuwe alternatieve processen voor worden ontwikkeld, zullen deze kosten ook kunnen dalen. Hierbij hebben enkele partijen de hoop op 'chemische recycling' en andere alternatieven.

De minimale kosten kunnen worden ingeschat voor een scenario met de volgende randvoorwaarden:

- De inzameling is geoptimaliseerd waardoor er minder dan 10 % restafval aanwezig is,
- De inzaamkosten zijn geoptimaliseerd door met veel bedrijven samen te werken naar minimaal 50 €/ton,
- De sorteerkosten zijn geoptimaliseerd tot 100 €/ton door met veel bedrijven gezamenlijk een sorteerbedrijf volcontinue te laten draaien op Nederlands bedrijfsmatig kunststofverpakkingsafval,

Onder dergelijke optimale omstandigheden zouden de verwerkingskosten dalen naar 200 €/ton ingezameld. Hierbij moet opgemerkt worden dat de meeste bedrijven de kosten zullen vergelijken met conventionele verbranding. De verbrandingstarieven varieerden tussen de 70 en de 120 €/ton, maar zijn recent verhoogd als gevolg van de Afvalstoffenbelasting met 32 €/ton. Daarmee benaderen deze tarieven de optimale verwerkingskosten voor kunststofverpakkingsafval en wordt het interessant voor bedrijven als Renewi, Suez, Milieu service Nederland om maar een geringe meerprijs te vragen voor de verwerking van het gescheiden ingezamelde kunststofverpakkingsafval. Door middel van een uiterst efficiënte inzameling en sortering kunnen ze dan toch nog kostenneutraal uitkomen.

3.5 Broeikasgasemissies

Binnen dit project was geen ruimte voor een volledige levenscyclus analyse (LCA) om een schatting van broeikasgasemissies voor de recycling van kunststofafval te maken en deze af te wegen tegen de huidige manier van verwerken van het afval: (grotendeels) verbranden met energieretourwinning. Om toch een indicatie te kunnen geven van de reductie aan broeikasgasemissies ten gevolge van recycling, is gebruik gemaakt van het artikel van Turner [Turner et al. 2015]. Turner heeft voor de recycling van veel verschillende materialen een broeikasgasemissie factor bepaald (in kg CO₂ equivalent per ton materiaal) en die vergeleken met waarden in de literatuur. Een negatief getal betekent een reductie in broeikasgasemissies. Er zijn twee soorten emissiefactoren: bruto en netto. Het bruto getal toont de emissiefactor zonder dat rekening wordt gehouden met de reductie van broeikasgassen door het vermijden van de productie van virgin (nieuw) materiaal. Het netto getal is inclusief de vermeden productie van virgin materiaal. In dit rapport wordt gebruik gemaakt van het netto getal.

De getallen van Turner zijn geen volledige LCA, maar een benadering waar een aantal aannames is gedaan. De uitkomst van de invloed op de broeikasgasemissies is dus een globale schatting. De volgende aannames hebben mogelijk invloed op het eindresultaat:

- Turner gaat er vanuit dat een gerecycled materiaal 1 op 1 een virgin materiaal kan vervangen. Dit is een aanname die kan leiden tot een overschatting van de reductie van broeikasgasemissies, maar niet noodzakelijkerwijs. Er zijn beperkt producten die volledig van gerecycled materiaal gemaakt worden, het blijft vaak bij het bijmengen tot een bepaald percentage in combinatie met virgin materiaal. Dit kan echter nog steeds betekenen dat alle kunststof afkomstig van de Rijksoverheid gebruikt kan worden om virgin materiaal te vervangen.
- De getallen die Turner et al. gebruiken voor het recyclingproces zijn beperkt in kwaliteit omdat het generieke data zijn die gebaseerd zijn op een beperkt aantal studies in een kleine regio en tijdsspanne. Gezien het belang voor het halen van de Circulaire Economie doelen zouden deze getallen specifiek voor Nederland moeten worden opgesteld op basis van procesgegevens van de grotere recyclingbedrijven/afvalverwerkers van het Nederlandse plastic afval.
- Het basis materiaal waar Turner mee rekent, is het sorteerproduct (output van de sorteerinstallatie) dus inzamelen, sorteren en/of voorsorteren zijn niet meegenomen. Dat betekent dat de getallen in Tabel 8 een overschatting zijn van de reductie in broeikasgasemissie.

- De studie van Turner is uitgevoerd voor het Verenigd Koninkrijk. Het referentiescenario is storten (landfill). Echter in Nederland gebeurt dit niet en zou het alternatief verbranding zijn. Daarom moet de reductie in CO₂ emissie door het niet-verbranden nog met deze getallen worden verrekend. Hierbij kan worden uitgegaan van een getal uit een openbaar rapport van CE Delft : 1.5 ton CO₂ eqv./ton kunststof [Broeren et al., 2018]. Dit getal verschilt echter per kunststoftype [Walters et al, 2000]. Uit een vertrouwelijk rapport van CE Delft [Broeren et al., 2018a] zijn de getallen per kunststoftype bekend. Hiervoor is in Tabel 8 gecorrigeerd. Voor het eindresultaat blijkt het echter in dit geval niet uit te maken of met het algemene getal of met het getal per kunststoftype wordt gerekend.
- Een aanname in de getallen van Turner is dat recycling in de regio plaatsvindt, en er dus geen stromen getransporteerd worden naar andere werelddelen. Die veronderstelling is correct voor de Nederlandse situatie.
- Het ketenmodel van WFBR waar in 3.3 de keten van het kunststofverpakkingsafval mee is gemodelleerd, is veel specifieker dan wat in het artikel van Turner wordt gebruikt. De polymeerzuiverheid (zie Tabel 5) bijvoorbeeld is per polymeer berekend in het ketenmodel, terwijl Turner een aanname doet van een zelfde polymeerzuiverheid (quality loss) per materiaal.

De maximale winst in termen van een reductie in broeikasgassen is ingeschat door de netto emissiefactoren voor kunststof recycling van Turner te nemen, daar de netto emissies van verbranden bij op te tellen en dit getal vervolgens te vermenigvuldigen met de hoeveelheden sorteerproduct per kunststoftype uit het model, zie Tabel 8. Dit is gedaan voor scenario 15% restafval. Voor de andere scenario's zijn de getallen vrijwel identiek, dus die zijn niet verder uitgewerkt. De sorteerrest is buiten beschouwing gelaten, omdat dat in beide scenario's (referentie scenario met verbranding en recycling) verbrand zal worden.

Tabel 8 Indicatieve berekening van de potentiële winst aan broeikasgasemissies door het gescheiden inzamelen, sorteren en recycelen van het bedrijfsmatige kunststof-verpakkingsafval.

	Hoeveelheid sorteerproduct, [ton]	Netto emissiefactor, [kg CO ₂ eqv./ton]	Vermeden verbranding, [kg CO ₂ eqv./ton]	Emissiereductiepotentiaal, [ton CO ₂ eqv]
PET flessen	14	-2192	-1310	-49
PE (HDPE)	2	-1149	-1620	-6
PP	8	-1184	-1470	-21
Film (LDPE)	24	-972	-1620	-62
Mix	40	-1024	-1500	-101
TOTAAL				-239

Hieruit blijkt dat het recycelen van het bedrijfsmatige kunststofverpakkingsafval van de Rijksoverheid een potentiële milieuwinst vertegenwoordigt van een reductie van 239 ton CO₂ equivalenten aan broeikasgasemissies.

Bovenstaande gaat uit van klassieke mechanische recycling. Voor een inschatting van de klimaatimpact van chemische 'recycling', verwijzen we naar het rapport van CE Delft [Broeren et al., 2018).

3.6 Klassieke verwerkingsmethoden

Voor huishoudelijk kunststofverpakkingsafval bestaat een inzamel- en recyclingketen met name gebaseerd op mechanische recycling. Dit systeem is een van de opties voor verwerking van het bedrijfsmatige kunststofverpakkingsafval. Er zijn echter nu ook integrale opties voor de verwerking van het bedrijfsafval. Beide worden nu apart behandeld.

3.6.1 Mechanische recycling bij gescheiden inzameling

Mechanische recycling is momenteel de dominante recyclingwijze, omdat er met een relatief beperkte inzet een verhandelbaar product kan worden gemaakt. Bij een eenvoudig standaard mechanisch recyclingproces wordt het materiaal in kleine stukjes gemalen, gewassen, op dichtheid gescheiden, gedroogd en geëxtrudeerd tot een granulaat (korreltjes). Hierop bestaan verschillende variaties waarbij aanvullende scheidingstechnieken als voorwassen, zeven, windziften, flake-sorteren kunnen worden aangeschakeld om een polymeer-zuiverder gerecycled kunststof te maken. De zogenaamde polymeer-zuiverheid van gerecyclede kunststoffen bepaalt voor een groot gedeelte de toepasbaarheid. Oftewel om zo breed mogelijk toepasbare gerecyclede kunststoffen te maken, moet de instroom van polymere contaminanten (kleine hoeveelheden van polymeer A in een stroom van polymeer B) worden beperkt. Polymere contaminanten komen voort uit het ontwerp van de verpakkingen zelf (de verpakkingseigen vreemd-kunststoffen zoals doppen en niet afwasbare labels van een ander type kunststof) en uit sorteerfouten.

Intrinsieke nadelen van de huidige recyclingketen, die gebaseerd is op mechanische recycling, zijn dat een fors deel van de polymere verontreiniging niet kan worden verwijderd tijdens het sorteerproces en ook niet tijdens het recyclingproces. Dit leidt tot grote hoeveelheden mengkunststof en ook kleinere hoeveelheden iets zuiverder kunststof, dat echter nog steeds vreemd-kunststof bevat [Brouwer et al. 2018]. Deze nadelen van de huidige mechanische recyclingketen voeden de interesse in alternatieve processen zoals, "magnetische dichtheidsscheiding", "chemisch recyclen" en "thermisch recyclen". Let hierbij op dat deze namen zoals die in de wetenschap en in de populaire media gebruikt worden, niet noodzakelijkerwijs aansluiten bij juridische definitie zoals in paragraaf 1.3 gegeven, want volgens deze definitie zou er voor een aantal van de processen die vallen onder bovengenoemde namen eerder sprake zijn van "nuttige toepassing". Het specifieke doel van dit literatuuroverzicht is een overzicht te geven van de stand van ontwikkeling van deze alternatieve verwerkingstechnologieën voor kunststofafval, de mogelijkheden en uitdagingen voor 2021.

3.6.2 Integrale methode: nascheiding

Het bedrijfsafval kan ook worden nagescheiden. Kunststof wordt dan samen met het restafval ingezameld. Er is een groeiend aantal nascheidingsinstallaties in Nederland die nu vooral huishoudelijk gemengd restafval verwerken, maar waarvan één installatie (Attero te Wijster) met zekerheid ook bedrijfsafval verwerkt. De nascheidingsinstallatie wint een groot deel van de kunststofverpakkingen en drankenkartons uit het restafval (huishoudelijk of bedrijfsmatig) terug. Dit verpakkingsconcentraat wordt vervolgens regulier gesorteerd en de sorteerproducten mechanisch gerecycled. Het residu wordt ter plekke verbrand. Er is geen gescheiden inzameling meer nodig. De keerzijde is dat nu al het bedrijfsafval naar één nascheidingsinstallatie zal moeten worden getransporteerd en daar moet worden behandeld volgens de drie stappen. Dit behelst dus een groter volume en dus logischerwijs ook hogere behandelingskosten. Totale kosten liggen waarschijnlijk veel hoger dan die genoemd in Tabel 7 voor mechanisch recyclen van gescheiden ingezameld bedrijfsmatig kunststofverpakkingsafval. Daarnaast moet goed worden nagedacht welke gescheiden inzameling er wel en welke er niet in het kantoor in stand worden gehouden. Het blijft immers zinvol om de gescheiden inzameling van GF-afval en papier & karton in kantoren in stand te houden. Dit maakt de eventuele keuze voor het nascheiden van het bedrijfsafval in geval van de Rijksoverheid geen eenvoudige beslissing waarbij meerdere belangen zullen moeten worden gewogen.

3.7 Alternatieve verwerkingsmethoden

Naast de klassieke verwerkingsmethoden voor kunststofafval gebaseerd op mechanische recycling zijn er ook alternatieve technieken voor de verwerking van het bedrijfsafval. Deze zijn op basis van literatuuronderzoek geanalyseerd.

3.7.1 Alternatieve integrale verwerkingsmethoden

Naast klassieke 'vochtige' nascheiding zoals we die in Nederland kennen, worden er ook alternatieve integrale verwerkingsmethoden voor restafval ontwikkeld. Het Deense bedrijf Orsted ontwikkelde een nat-enzymatisch verwerkingsproces van restafval, dat primair gericht is op het produceren van veel biogas en enkele bijproducten zoals metaal, folie en kunststof [<https://orsted.com/en/Our-business/Bioenergy/Renescience>]. Het Poolse bedrijf Biolektra ontwikkelde een autoclaveer-proces waarna het afval gemakkelijker gescheiden kan worden in een grove biomassa, kunststof, metalen en glas [<https://wastelessfuture.com/biolektra-a-new-promising-technology/>]. De toepasbaarheid van beide processen zal afhangen van de kwaliteit van de producten. Dit is nu niet objectief vast te stellen.

3.7.2 Magnetische dichtheidsscheiding

Magnetische dichtheidsscheiding is een techniek waarmee gewassen maalgoed vrij precies op dichtheid kan worden gescheiden, zodat er uit een mengsel van polymeren verschillende goed zuivere kunststofproducten kunnen worden verkregen. De techniek werkt het beste met maalgoed van vormvaste kunststofverpakkingen waarbij de vorm van de deeltjes redelijk vergelijkbaar is. De deeltjes worden vervolgens in een bad met een ferro-magnetische vloeistof gebracht. Met speciaal ontworpen magneten kan die vloeistof zwaarder of lichter worden gemaakt, zodat de snippers op verschillende hoogtes gaan drijven, al naar gelang hun dichtheid [<https://www.tudelft.nl/citg/onderzoek/stories-of-science/magnetisch-plastic-scheiden/>]. Het is een hybride techniek van sorteren en recyclen, die wel enkele voorbehandelingsstappen behoeft. Zo zullen eerst de andere materialen (het restafval) en het foliemateriaal moeten worden verwijderd. Ook zal het aangehecht vuil moeten worden afgewassen om de dichtheidsscheiding niet te verstoren. Tenslotte zal het materiaal moeten worden gezeefd zodat de deeltjes die de magnetische dichtheidsscheider ingaan redelijk gelijkvormig zijn. In een totaalproces ziet dat er als volgt uit. Het kunststofafval wordt eerst gezeefd en los gemaakt, daarna gewindzift (gescheiden door een opwaartse luchtstroom), daarna gemalen, gezeefd en gewassen. Dit natte maalgoed kan dan direct de magnetische dichtheidsscheider in. Daarna worden de verschillende polymeren gedroogd. Van dit proces staat een pilotinstallatie bij Van Werven in Biddinghuizen. Milieu Service Nederland bouwt samen met Umincorp aan een verwerkingslijn voor kunststofafval op basis van magnetische dichtheidsscheiding.

3.7.3 Chemische en thermische verwerkingstechnologieën

Processen waarbij kunststofafval met veel hitte wordt behandeld en vooral afbraakproducten worden verkregen, worden thermische verwerkingsprocessen genoemd. Voorbeelden van thermische verwerking zijn pyrolyse en vergassing. Processen waarin kunststofafval met chemicaliën wordt behandeld en vaak monomeren worden verkregen, worden doorgaans chemische recyclingprocessen genoemd. Voorbeelden van chemische recycling zijn depolymerisatie en extractie. Uiteraard zit er overlap tussen beide categorieën. Het zijn dus brede begrippen waar vele processen onder vallen.

De producten van beide processen (monomeren en afbraakproducten) kunnen weer in vervolg processtappen gebruikt worden als bouwstenen of grondstof voor nieuwe kunststoffen of als brandstof (nuttige toepassing).

Chemisch recycleren en thermisch verwerken onderscheiden zich duidelijk van mechanisch recycleren, omdat bij de laatste techniek het polymeer zoveel mogelijk intact blijft. Ook onderscheiden chemisch recycleren en thermisch verwerken zich van verbranden (met of zonder energierugwinning) omdat hierbij het kunststofafval wordt omgezet in kooldioxide (CO₂) en waterdamp. De moeite die verricht moet worden voor het recycleren is bij chemisch recycleren en thermisch verwerken navenant groter dan bij mechanisch recycleren, wat vaak tot uitdrukking komt in hoger energiegebruik, hogere verwerkingstarieven en lagere potentiële milieuwinsten [Shuaib et al. 2017, Broeren et al. 2018]. Daar staat een intrinsiek voordeel tegenover dat opgenomen verontreinigingen kunnen worden verwijderd. Voorbeelden van stoffen die lastig met mechanische recyclingprocessen te verwijderen zijn en wel met chemische recycling en thermische verwerking zijn pigmenten, inktresten, lijmresten, omgevingsstof, productresten als vetten, katalysatorresten etc.

Voor het verwerken van kunststofafval onderscheiden wij twee soorten chemische recycling en twee soorten thermische verwerking:

Chemische recycling:

- Extractie
- Depolymerisatie van condensatiepolymeren

Thermische verwerking:

- Pyrolyse
- Vergassing

Extractie is het selectief oplossen en scheiden van kunststoffen. Hier wordt uitgebreid onderzoek naar gedaan, zoals bij APK GmbH in Merseburg (DE). Uit een recente presentatie blijkt dat dit bedrijf er in is geslaagd om zuivere en onbedrukte PA-PE laminaatfolie te scheiden en te recycleren en dat ze nu voorzichtige proeven doen om ook bedrukte materialen en mengsels van laminaten te kunnen verwerken [Hanel 2018]. We verwachten dat deze techniek zeker nog 5-10 jaar nodig heeft om meer volwassen te worden.

Depolymerisatie werkt goed bij condensatiepolymeren als polyesters en polyamides omdat de bindingen die de polymeerketen vormt relatief gemakkelijk kunnen worden gebroken door middel van bijvoorbeeld hydrolyse-acties. Bij depolymerisatie worden polymeren weer omgezet in monomeren (zie het voorbeeld schema hieronder). In essentie wordt het kunststof gewassen en gesnipperd en in een roerketel gebracht met een oplosmiddel en een katalysator. De katalysator is vaak een zuur of een base en het oplosmiddel (bv. water, methanol of ethyleenglycol) participeert vaak in de reactie. Dus als PET snippers worden behandeld in methanol met een katalysator ontstaat dimethyl tereftalaat als product. Deze depolymerisatie-acties zijn bekend in de literatuur en het uitvoeren op zich is relatief eenvoudig [Geyer et al. 2016, Ragaert et al. 2017]. De crux zit hem in een voldoende snelle reactie en een eenvoudig en betrouwbaar scheidingsproces waarmee de monomeren kunnen worden teruggewonnen en alle ongewenste verontreinigingen kunnen worden afgescheiden. Goede voorbeelden in Nederland zijn Ioniqa (<http://www.ioniqa.com/>) en Cumapol (<https://www.cumapol.nl/curepolyester/>). Ioniqa is een 10 kton recyclinginstallatie aan het bouwen voor PET-afval in Geleen die in 2019 operationeel moet zijn. Cumapol bouwt eerst in 2019 een kleine pilotinstallatie voor enkele kilogrammen PET en gaat pas daarna een grote installatie bouwen. Deze techniek kan financieel aantrekkelijk zijn als de verontreinigingen eenvoudig kunnen worden afgescheiden en de grondstof een hoog gehalte PET heeft. In de komende 5 jaren wordt hier dus een forse groei in verwerkingscapaciteit verwacht, die vooral relevant is voor gekleurde PET flessen, fleecetextiel en mogelijk ook voor PET schalen.

Figuur 5 Voorbeeld van de depolymerisatie van PET waarbij twee monomeren worden verkregen, TA is een Engelstalige afkorting van tereftaalzuur en EG van ethyleen glycol.

Bij pyrolyse worden gewassen kunststofsnippers blootgesteld aan verhoogde temperaturen in een zuurstofarme atmosfeer (ca. 500°C en 1-2 bar). Door de afwezigheid van zuurstof kan het materiaal niet verbranden en wordt het door de hoge temperatuur en druk ontleed in moleculaire fragmenten (zie schema hieronder). De ontledingsproducten worden afgevoerd en verzameld. Bij gekatalyseerde pyrolyse wordt nog een katalysator toegevoegd waardoor de vorming van ontledingsproducten beter kan worden gestuurd. Alternatief kan met een katalysator de snelheid worden verhoogd of de reactortemperatuur worden verlaagd. Pyrolyse kan in principe met alle kunststoffen worden uitgevoerd, maar de resultaten zijn wel sterk verschillend. Het is in ieder geval goed geschikt voor de verpakkingskunststoffen PE, PP en PS; het is minder geschikt voor PET en PVC [Miandad et al. 2017, Ragaert et al. 2017]. Meerdere partijen investeren in pyrolyse, terwijl de technische problemen nog niet zijn opgelost, het is daarmee onduidelijk wat er in de nabije toekomst gaat gebeuren.

Figuur 6 Schematisch voorbeeld van pyrolyse reactie met kunststofafval.

Vergassing is een vorm van pyrolyse bij hogere temperaturen (ca. 900°C) waarbij nog kleinere afbraakproducten worden gevormd (zie schema hieronder). Typische producten zijn synthesesgas (mengsel van koolmonoxide en waterstofgas) wat weer als grondstof kan dienen voor het Fischer Tropsch proces (<https://nl.wikipedia.org/wiki/Fischer-Tropschbrandstoffen>). Hiermee kan dan gedeeltelijk nafta worden gewonnen, wat weer als grondstof voor reguliere kraakprocessen kan dienen. Alternatief kan het synthesesgas gebruikt worden om methanol te produceren. PET-rijke afvalstromen leveren veel gas, maar ook veel teer bij te lage temperaturen [Lopez et al. 2018]. Teervorming is ook een risico bij PS-rijke stromen. PE en PP vergassen minder snel, maar hebben ook minder risico op teervorming [Lopez et al. 2018]. Het Canadese Enkern proces is een voorbeeld van vergassing van gemengde kunststofafvalstromen tot methanol. Naar verluidt wordt er een proeffabriek in Rotterdam gebouwd [Kunststof en Rubber website 2018, <https://enkern.com/>].

Figuur 7 Schematisch voorbeeld van vergassing van kunststofafval tot kleine afbraakmoleculen.

Afbakening

Omdat gemengd kunststofverpakkingsafval doorgaans hoofdzakelijk uit PE en PP bestaat, wordt dit literatuuroverzicht afgebakend tot de pyrolysetechnieken, aangezien vergassing en depolymerisatie voor deze kunststoffen niet of minder relevant zijn en extractie nog onvoldoende ontwikkeld is om succesvol te worden toegepast. Een compacte vergelijking van de verschillende alternatieve opties is opgenomen in de discussie, paragraaf 4.2.

3.7.3.1 Pyrolyse van kunststoffen

Pyrolyse is uitgebreid onderzocht door procestechnologen in universiteiten en bedrijven in de afgelopen twintig jaar. Dat heeft geresulteerd in meerdere overzichtsartikelen over pyrolyse van kunststoffen en van kunststofafval [Aguado et al. 2008, Sharrudin et al. 2016, Czajczyńska et al. 2017, Ragaert et al. 2017, Al-Salem et al. 2017, Naqvi et al. 2018, Cunliffe et al. 2003].

Bij pyrolyse wordt het ingaande kunststofafval eerst voor-behandeld door het materiaal te malen en optioneel ongewenste materialen te verwijderen. Vervolgens wordt het materiaal in een zuurstofarme reactor gebracht bij hoge temperaturen (zo rond 500°C en 1 à 2 bar druk stikstofgas), waarna er meerdere producten uitkomen die gescheiden worden in een gasvormig product, een vloeibaar product (het meest waardevolle product) en een vast product. In deze paragraaf bespreken we pyrolyse van kunststoffen in meer detail. We gaan in op de invloed van de grondstof, het pyrolyse proces zelf en de (bij)producten.

Invloed van de grondstof

De samenstelling van de grondstof heeft grote invloed op de producten van het pyrolyse proces. Hierbij is type kunststof belangrijk, en ook de aanwezigheid van eventuele verontreinigingen.

Er is veel wetenschappelijk onderzoek verricht aan zuivere kunststoffen. Hieruit bleek dat de pyrolyse van enkele kunststoffen als PS, PMMA en PTFE leidt tot de monomeren in relatief hoge opbrengst [Aguado et al. 2008], dus veel vloeistof en weinig gas en vaste stof. De meer gangbare kunststoffen PE en PP leveren echter mengsels op van gas, olie en vaste stof [Achillas et al. 2007, Das et al. 2018]. Bovendien is samenstelling van het gewenste vloeibare product heel breed, oftewel er zijn heel veel verschillende moleculen aanwezig in pyrolyse-oliën gemaakt uit PE of PP [Miandad et al. 2017, Ragaert et al. 2017]. Het ook veel voorkomende PET levert vooral veel gas op en slechts een kleine hoeveelheid vloeistof die rijk is aan benzoëzuur. Dat laatste is ongewenst vanwege de corrosieve aard van dit zuur en de neiging om te kristalliseren wat kan leiden tot verstoppingen in de reactor [Sharrudin et al. 2016]. De pyrolyse van PVC levert veel corrosief zoutzuurgas, veel teer en een kleine hoeveelheid aromatische vloeistof op [McNeill et al. 1995, Sharrudin et al. 2016]. Bij het pyrolyseren van mengsels van schone kunststoffen blijkt dat de massaverhouding gas : vloeibaar : vast product en de samenstelling van de vloeistof niet van tevoren kan worden ingeschat op basis van de samenstelling van de ingaande stroom [Miandad et al. 2017]. Zo kan een klein gehalte aan PET in de ingaande stroom resulteren in meer vast bijproduct [Miandad et al. 2017, Honus et al. 2018].

Door het proces te veranderen kan het product worden aangepast. Door bij hogere temperaturen te werken worden in het algemeen kleinere productmoleculen verkregen [Miskolczi et al. 2004].

Ook over de pyrolyse van kunststofafval is veel gerapporteerd [Sharrudin et al. 2016, Miskolczi et al. 2004, Czajczyńska et al. 2017]. Ook hier wordt een mengsel van producten verkregen. Zo rapporteert Miskolczi lage massa-rendementen van pyrolyse-oliën (10-25%) gemaakt uit gemengd kunststofafval. Bovendien waren de concentraties zwavel en stikstof in de pyrolyse-olie te hoog voor gebruik als brandstof of als grondstof voor een kraker. De logische consequentie hiervan is dat deze oliën een vervolgbehandeling moeten ondergaan. Dit is technisch zeker mogelijk, maar leidt tot hogere kosten. Sharrudin meldt dat massa-rendementen van 50% pyrolyse-olie haalbaar zijn en dat onder de juiste omstandigheden de pyrolyse-olie ook minder dan 10 ppm chloor bevat.

Eén van de belangrijkste problemen is de aanwezigheid van PVC in kunststofafvalstromen, vaak is dat 1-5% van de ingaande stroom [Aguado et al. 2008, Quicker et al. 2017]. Het PVC is afkomstig uit verpakkingen (blisters, doordrukstrips, rekwikkelfolie), gebruiksartikelen (wegwerphandschoenen, buizen voor elektra, zwembandjes, vloerbedekking, credit cards), bedrukkingsinkten, etc. Dit zorgt voor de vorming van zoutzuurgas en de inbouw van chlooratomen in de pyrolyse-olie. Het eerste is ongewenst omdat zoutzuurgas bij de reactortemperaturen van rond de 500°C zeer corrosief is, zodat de reactor gemaakt moet worden van zeer dure corrosie-bestendige materialen. Ook is de inbouw van chloor in de pyrolyse-olie ongewenst omdat dit sterk negatief is voor de verdere verwerking. Bij gebruik als brandstof kan dit de verbrandingsmotor corroderen, bij gebruik als kraker-grondstof verstoort het het kraakproces. Een gangbare voorbehandeling is het ingaande materiaal eerst voor te behandelen bij 300°C. Hierbij ontleedt het PVC en kan het meeste zoutzuurgas vooraf worden afgevangen en daarna kan de gewone pyrolyse worden uitgevoerd in een tweede reactor. Hierin worden dan vaste basen als ijzeroxidepoeder of kalkmeel toegevoegd om de laatste resten zoutzuurgas af te vangen [Aguado et al. 2008, Ragaert et al. 2017]. Als vuistregel geldt dat de grondstof voor het pyrolyseproces een chloorgehalte van 10 ppm of minder moet hebben [Bhaskar et al. 2003, Ragaert et al. 2017].

Maar behalve chloor zijn er ook andere hetero-atomen aanwezig in kunststofafval. Allereerst zuurstof, dit is een belangrijk onderdeel van veel kunststoffen als PET, Nylon, EVOH, etc. De insleep van zuurstof in de zuurstofarme-pyrolysereactor verlaagt de opbrengsten aan olie en levert meer gassen (koolmonoxide en koolzuurgas) op. Maar ook andere hetero-atomen (stikstof, zwavel, fosfor, broom) zijn aanwezig en werken verstoring om verschillende redenen. Vaak worden deze hetero-atomen opgenomen in de pyrolyse-oliën of geven ze corrosieve gassen als broomzuur en giftige gassen als waterstof sulfide. Ze zijn afkomstig uit levensmiddelresten (Cl, N, S, P), uit kunststofadditieven (P, Br), uit kunststoffen zelf (Cl, N, S) en zelfs uit de bedrukkingen (Cl, N). Sommige van deze hetero-atomen kunnen worden afgescheiden door bijvoorbeeld het ingaande afval te sorteren en nylon-bevattende laminaatfolies te verwijderen of het materiaal van te voren te reinigen van productresten.

Een specifiek probleem zijn de broomhoudende vlamvertragers. Deze komen breed voor in plastics die voor elektronische apparatuur gebruikt worden en inmiddels in zo'n 20% van de zwarte gerecyclede kunststoffen [Turner 2018]. Deze broomhoudende vlamvertragers zullen dus ook aanwezig zijn in de zwarte kunststof-niet-verpakkingen die aanwezig zijn in ingezameld kunststof verpakkingsmateriaal en mogelijk zelfs ook in zwarte verpakkingen voor non-food-artikelen. Er zijn verschillende studies uitgevoerd naar pyrolyse van kunststoffen met broomhoudende vlamvertragers. Ortuno en Ebert waarschuwen voor de vorming van zeer giftige benzofuranen en dioxinen tijdens pyrolyse van deze kunststoffen [Ortuno et al. 2014, Ebert et al. 2003], terwijl de recente metingen van Yu en Evangelopoulos aangegeven dat er vooral broomzuur, methylbromide, broomfenolen en broomhoudende teer zou worden gevormd [Yu et al. 2016, Evangelopoulos et al. 2018]. Dus ondanks de onduidelijkheid over wat er precies met deze stoffen tijdens pyrolyse gebeurt, is het een potentieel risico dat gecontroleerd zal moeten worden. Een mogelijke, maar dure, voorzorgsmaatregel is het kunststofverpakkingsafval voor te sorteren met een Röntgenfluorescentie (XRF) sorteermachine en die instellen op het uitschieten van broomhoudende kunststoffen. Een potentieel voordeel van XRF voorsortering is dat er gelijk meerdere ongewenste heteroatomen kunnen worden afgescheiden (N, S, Cl, Br, S, P etc.).

Procesvarianten

Het pyrolyse-proces kan op veel verschillende manieren worden uitgevoerd. Denk hierbij aan verschillen in temperatuur, druk, het soort reactor (draai-trommeloven, wervelbedreactor, etc.) en het type voorbehandelingstechniek. Daarnaast is één van de meest gangbare varianten om een katalysator toe te voegen aan het pyrolyse-proces om het proces te versnellen en een minder brede product-verdeling te krijgen [Ragaert et al. 2017, Sun et al. 2018, Ratnasari et al. 2017, Sharrudin et al. 2016, Al-Salem et al. 2017]. Katalysatoren kunnen echter snel vervuilen en hun werking verliezen, zodat het belangrijk is om ze continu te regenereren.

Pyrolyse bij hogere temperaturen leidt tot steeds kleinere productmoleculen, zodat vergassing abstract gezien als een variant van pyrolyse kan worden beschouwd [Lopez et al. 2018]. Door de hogere temperaturen zijn er nog duurdere reactor-bekledingsmaterialen nodig om corrosie te beperken [Ragaert et al. 2017]. Een belangrijk aandachtspunt van vergassing is het beperken van de teervorming [Lopez et al. 2018].

(Bij)producten

Het resultaat van pyrolyse is een combinatie van een gasvormig, een vloeibaar en een vast product. Afhankelijk van de grondstoffen en het proces, ontstaan deze producten in verschillende verhoudingen en verschillen ze in samenstelling en eigenschappen. Al deze producten bevatten vaak ongewenste chemicaliën (koolmonoxide, metalen, zoutzuur, etc.) en moeten na-behandeld worden. Het pyrolyse-gas wordt vaak gebruikt als energiebron. Pyrolyse is immers een endotherm-proces en het gemaakte gas kan direct gebruikt worden om te voldoen in de energiebehoefte. De pyrolyse-olie is het meest waardevolle product. De vaste stof kan een kool of teerachtig product zijn en is vaak een afvalproduct en in gunstige gevallen een laagwaardig koolproduct zonder opbrengsten.

Pyrolyse-oliën kunnen als brandstof, kraker-grondstof of was worden toegepast. Voor de eerste twee toepassingen gelden uitgebreide specificaties waar ze nu nog beperkt aan voldoen [Geem van, 2018]. Bij toepassing als brandstof gelden eisen ten aanzien van de calorische waarde, viscositeit, stolpunt, vlampunt en samenstelling ten aanzien van hetero-atomen. Dat laatste om bij verbranding de motor niet te beschadigen. Pyrolyse-oliën voldoen meestal niet aan de viscositeitseisen en niet aan de samenstellingseisen, zodoende worden ze vaak in mengsels met bestaande brandstoffen toegepast [Sharrudin et al. 2016, Miandad et al. 2017]. Een belangrijk bijkomend aspect waar geen reguliere specificaties bij brandstoffen voor bestaan is de concentratie aan furanen en dioxinen, omdat dit bij normale motorbrandstoffen geen rol speelt. Echter als er pyrolyse-oliën worden verbrand, die gemaakt zijn uit kunststoffen met broomhoudende vlamvertragers, kunnen deze stoffen bij normale verbranding voor een gedeelte met de uitlaatgassen worden uitgestoten. Dit laatste zou heel erg onwenselijk zijn vanuit zowel een milieukundig als volksgezondheidsperspectief. Alternatief zouden deze oliën dan alleen in grote stationaire dieselmotoren moeten worden verbrand, waarbij de kans hierop geringer is.

Ook bij de toepassing als kraker-grondstof gelden vele eisen. Voor een succesvol kraakproces zou de pyrolyse-olie dan op nafta moeten lijken. Helaas wijken veel pyrolyse-oliën hier nog sterk van af doordat ze teveel hetero-atomen (S, O, N, Cl) bevatten [Geem van, 2018] en doordat ze vaak teveel aromaten bevatten [Aguado et al. 2008]. Dit is technisch allemaal op te lossen met diverse nabehandelingen. Echter het maakt het totale proces fors duurder. Dit is dan ook één van de grootste onderzoeksuitdagingen voor het komende decennium; hoe kan er een pyrolyse-olie worden gemaakt dat succesvol als kraker-grondstof kan dienen voor relatief beperkte kosten?

Het Engelse bedrijf RT heeft een pyrolyse-eenheid ontwikkeld die specifiek gericht is op de productie van wassen [www.recyclingtechnologies.co.uk]. Hun pyrolyse-proces is zo ingesteld dat er vooral veel van de middelgrote afbraakmoleculen worden verzameld in de 'pyrolyse-olie'. Voor bepaalde toepassingen worden de vereisten ten aanzien van smeltpunten gehaald. Specifiek aandachtspunt is de nu nog aromatische geur van de wasproducten die voor enkele toepassingen kritisch kan zijn.

Het Nederlands-Indiase bedrijf Teknow heeft een demonstratie-eenheid staan in Moerdijk, hier verwerken ze diverse soorten kunststofafval tot pyrolyseolie. Zij melden al 20 installaties operationeel te hebben in India en veel interesse te ervaren van klanten die pyrolyseolie als (scheeps)brandstof willen toepassen [www.teknow.eu].

Naast de gewenste olie ontstaat er in elk pyrolyse-proces ook een gasvormig bijproduct dat vaak verbrand wordt en een vaste stof. Het is vaak nodig om de rookgassen van de verbranding van pyrolyse-gas na te behandelen om ongewenste emissies te voorkomen [Malkow 2004]. Deze rookgasreiniging is vaak relatief duur.

Daarnaast vormt de voorbehandeling zoutzuurgas. Dit gas is te sterk vervuild en moet worden vernietigd door neutralisatie, wat weer additionele kosten veroorzaakt.

Het vaste product is meestal een roet of koolpoeder, maar kan ook een zwaar viskeuze teer zijn. Deze vaste resten kunnen een hoog as-gehalte en ook hoge gehalten aan zware metalen kennen. Dus afhankelijk van de kwaliteit van dit bijproduct kan dit worden afgezet als koolpoeder of moet het worden verwijderd als vaste afvalstroom.

3.7.3.2 Businessaspecten van thermisch verwerken van kunststofverpakkingsafval

Er zijn veel bedrijven geweest die gemengd kunststofafval thermisch of chemisch hebben verwerkt [Quicker et al. 2017, Ragaert et al. 2017]. Veel van deze bedrijven zijn vervolgens failliet gegaan. Eén van de meest voorkomende problemen is corrosie door zoutzuur, waardoor de reactoren veel minder productief waren dan verwacht en hoge herstellkosten moesten worden betaald. Een tweede probleem wordt gevormd door tegenvallende inkomsten, doordat minder product wordt gevormd dan verwacht en de verkoop van die producten minder oplevert dan verwacht. Een derde probleem wordt gevormd door tegenvallende afvalverwerkingskosten.

Kostenanalyses van thermische verwerkingsinstallaties laten zien dat de investeringskosten dominant zijn, wat zijn oorzaak vindt in de corrosiebestendige reactor-bekleding. Kunststofafval kan vaak nagenoeg kosteloos worden verkregen (of zelfs met een geringe verwerkingsvergoeding) en de producten kunnen worden verkocht voor de grondstoffen die ze vervangen, mits ze aan de specificaties voldoen. Dus het verschil tussen de som van de grondstofkosten, afvalkosten en proceskosten met de productprijzen (gecorrigeerd voor het massarendement), geeft de verdien capaciteit. In Westerse landen waar hoge eisen worden gesteld aan emissies van industriële installaties is pyrolyse relatief duur omdat zowel de producten als de afgassen moeten worden nabehandeld om emissies binnen de limieten van vergunningen te houden. Door de optelsom van hoge proceskosten, hoge onderhoudskosten, hoge afvalverwerkingskosten en de lage inkomsten is het uitdagend om het proces rendabel te krijgen.

Een punt waarin partijen van mening verschillen is de ideale capaciteit. Met een toenemende schaalgrootte worden de investeringskosten en operationele kosten relatief minder belangrijk en vanuit dat perspectief is het wenselijk om een zo groot mogelijke installatie te bouwen. Daar staat tegenover dat de logistieke kosten om voldoende kunststofafval-grondstof te verzamelen ook gaan toenemen met een toenemende schaalgrootte en dat de heterogeniteit van de ingaande stroom ook zal moeten toenemen (er zullen steeds meer verschillende kunststofafvalsoorten moeten worden geaccepteerd). Vanuit logistieke kostenanalyses ligt het optimum dan rond de 100 kton/jaar [Geem van, 2018]. Dit heeft als consequentie dat er een enorme afhankelijkheid van inzameldiensten en afvalproducenten ontstaat. Mede daarom is het Engelse bedrijf RT van mening dat op een kleinere schaalgrootte van 10 kton/jaar er beter evenwicht is tussen kosten en risico's.

3.7.3.3 Beschikbaarheid thermische verwerking

Meerdere start-ups zijn momenteel in Nederland bezig met het verkennen van de pyrolyse-techniek, het aanvragen van vergunningen, het tonen van demonstratie-eenheden en het gaan bouwen aan verwerkingsinstallaties. Ook in ons omringende landen zijn veel activiteiten gaande. In Duitsland is er veel ervaring, maar die is niet bijzonder positief. Het is daar tot nu toe nog geen enkel bedrijf gelukt om op een rendabele en verantwoorde wijze kunststofafval om te zetten in gewenste producten [Quicker et al. 2017]. Ook in Engeland zijn er in de afgelopen jaren meerdere pyrolysebedrijven failliet gegaan [UKwin, 2016]. In Oostenrijk verricht Borealis al vele jaren industrieel onderzoek aan pyrolyse van kunststofafval. De uitdaging is dus aanzienlijk om een winstgevend bedrijf te stichten dat gemengd kunststofverpakkingsafval verwerkt tot gewenste producten binnen de milieuregels. De eerste focus ligt nu op het kunnen produceren van een verkoopbaar product.

Daarmee lijkt het dus onwaarschijnlijk dat er binnen 5 jaar een speler gaat opstaan die hierin slaagt, waarmee niet uitgesloten kan worden dat dit desondanks wel gaat gebeuren. Voor dit project, wordt de thermische verwerking daarmee als een niet realistische verwerkingsoptie op korte termijn gezien.

4 Discussie

4.1 Verwerkbaarheid van het bedrijfsmatige kunststofverpakkingsafval

Het bedrijfsmatige kunststofverpakkingsafval zoals dit eind 2018 werd onderzocht, bevat teveel organisch materiaal en teveel papier & karton om het op de conventionele wijze via sorteren en mechanisch recycleren goed te kunnen verwerken. Het beperken van deze ongewenste bijdragen verdient directe aandacht. Dit kan door de gebruikers voor te lichten, onjuist afdankende gebruikers aan te spreken op hun gedrag en de afvalbakken te veranderen. Door de plaatsing van de afvalcontainers ten opzichte van elkaar en de keuze van de grootte van de inwerpopeningen aan te passen kan de gebruiker worden aangespoord om zuiverder materiaal in de kunststofbak te werpen.

Het materiaal met het hoge gehalte aan ongewenste materialen zal eerst machinaal voorgesorteerd moeten worden, alvorens het verwerkt kan worden in een regulier sorteerbedrijf. Hierna kunnen de verpakkingsvormen worden gesorteerd in 5 sorteerproducten en daarna mechanisch worden gerecycled in gewassen maalgoed. Deze maalgoederen kunnen vervolgens worden toegepast in nieuwe kunststofproducten. Hiervoor zullen aanzienlijke kosten moeten worden gemaakt, geschat wordt een kleine 100 k€ per jaar, uitgaande van 200 ton kunststofafval. Daar staat tegenover dat de vervanging van grondstoffen kan leiden tot een daling in de uitstoot van broeikasgassen van ongeveer 239 ton CO₂ equivalenten.

In het geval men er in slaagt om zuiverder kunststof in te zamelen, zal de noodzaak voor een machinale voorsortering vervallen, waardoor de kosten zullen dalen. We schatten een vergelijkbare winst aan broeikasgasemissies in maar voor aanzienlijk lagere kosten, mogelijk zelfs maar de helft.

De schaalgrootte is ook een uitdaging. Voor de huishoudelijke kunststofverpakkingen gaat het om een totaal van ca. 250 kton bruto ingezameld materiaal en voor de bedrijfsmatige kunststofverpakkingen van de Rijksoverheid gaat het slechts om ca. 200 ton bruto ingezameld materiaal. Dit heeft als consequentie dat er voor de huishoudelijk kunststofverpakkingen meerdere (circa 6 à 7) sorteerbedrijven volcontinue dit materiaal kunnen verwerken. Terwijl het materiaal van de Rijksoverheid of in korte charges van een a twee uur per maand moet worden verwerkt op één sorteerbedrijf of het zal in de toekomst gecombineerd moeten worden verwerkt met ingezameld materiaal van andere instellingen en bedrijven.

4.2 Alternatieve verwerkingsopties

In dit rapport zijn meerdere alternatieve verwerkingsmogelijkheden besproken, die sterk van elkaar verschillen ten aanzien van technische haalbaarheid, kosten, producten en de mate waarin er nog voor- of juist nabehandelingsstappen noodzakelijk zijn. In Tabel 9 worden deze alternatieven kort gekenschetst.

Tabel 9 Kenschetsing van de alternatieve verwerkingsmogelijkheden.

Alternatief	Aspecten en vragen
Nascheiden	Technisch gereed en operationeel in Nederland Al het restafval zal centraal verwerkt moeten worden Het kunststofconcentraat zal alsnog gesorteerd en gerecycled moeten worden
Alternatieve integrale verwerkingsmethoden (bijv. nascheiden na steriliseren of nat nascheiden)	Technisch gereed in andere landen. Al het restafval zal centraal verwerkt moeten worden. Het kunststofconcentraat zal alsnog gesorteerd en gerecycled moeten worden
Magnetische dichtheidsscheiding (Milieu service Nederland)	Dit is een hybride sorteer- en recyclingtechniek voor gewassen maalgoed uit vormvaste kunststoffen. Technisch in pilot-installaties te testen in Nederland. Folie en restafval dient eerst verwijderd te worden, dus er is voorbereiding noodzakelijk en alternatieve verwerking voor beide stromen. Mix wordt voorkomen zodat er potentieel meer waardevol maalgoed kan worden geproduceerd.
Selectieve extractie	Technisch nog niet gereed. In testfase in Duitsland. Duurt naar verwachting nog zeker 5-10 jaar. Specifiek interessant voor specifieke gelamineerde kunststoffen (dus beperkt relevant voor bedrijfsmatig kunststofafval). Vereist dus nog voorgaande sortering.
Depolymerisatie	Technisch vanaf de zomer 2019 gereed in Nederland. Specifiek interessant voor gekleurde PET flessen en PET schalen. Levert zuivere monomeren als product. Vereist nog voorgaande sortering.
Pyrolyse	Technisch nog niet gereed. In testfase in Nederland. Specifiek interessant voor PE, PP en PS rijk materiaal. Levert of een brandstof (dan nuttige toepassing), of kraker-grondstof (dan een recyclingwijze). Vereist voorgaande sortering ter verwijdering van restafval en PVC en eventuele andere kunststoffen (bijv. PET).
Vergassing	Techniek nog niet operationeel in Nederland. Niet zo geschikt voor PE en PP. Levert kraker-grondstof.

Uit het overzicht in Tabel 9 blijkt dat alleen nascheiding als alternatieve verwerkingsmethode nu gereed is in Nederland. Zo zou de Rijksoverheid er voor kunnen kiezen om te stoppen met de gescheiden inzameling van kunststof en het restafval te laten nascheiden. Dit betekent dat dan al het restafval van de Rijksoverheid op een centrale plaats in Nederland bij elkaar moet worden gebracht voor deze nascheiding. Hiermee zijn dan relatief hoge transportkosten en nascheidingskosten verbonden. Bovendien is het sowieso wenselijk om de gescheiden inzameling van andere materialen (papier & karton en organisch materiaal) in stand te houden. Daarmee lijkt dit een minder aantrekkelijk scenario.

Magnetische dichtheidsscheiding is bijna gereed als alternatief, aangezien een partij hier nu fors in investeert. Deze techniek vereist wel flinke voorbehandelingen om restafval en foliemateriaal af te scheiden. Deze stromen zullen separaat verwerkt moeten worden. Ook zal zeker gesteld moeten worden dat de producten allemaal voldoen aan de wensen van de kunststofindustrie. Dit lijkt voor PE, PP en PS producten relatief makkelijk. Voor het PET product dat bij deze techniek een mengsel zal zijn van flessen-PET en schalen-PET is dit nog niet helemaal duidelijk. Vooralsnog lijkt dit een reëel en robuust alternatief te worden binnen 5 jaar. De financiële consequenties die een balans zullen zijn van de verwerkingskosten en de verwachte opbrengsten laten zich nu nog lastig inschatten.

Andere alternatieven zijn of niet gereed of vormen slechts een deel van een toekomstige alternatieve oplossing. Hierbij blijft klassieke gescheiden inzameling, sortering en mechanische recycling dus voorlopig, met de kennis die wij nu bezitten, de beste verwerkingswijze voor de komende 5 jaar.

5 Conclusies

Het gescheiden ingezamelde kunststofverpakkingsafval van de Rijksoverheid is eind 2018 onderzocht. Dit materiaal werd van 5 verschillende locaties in duplo onderzocht. Hieruit blijkt dat het uit ongeveer 60% kunststof bestaat, voor kleine hoeveelheden uit metalen en drankenkartons (elk ca. 3%) en uit twee stoorstoffen, namelijk organisch materiaal en papier & karton (beide ca. 17%). Door de relatief grote hoeveelheden van de twee stoorstoffen kan dit materiaal nu nog niet direct gesorteerd worden in een sorteerinstallatie voor huishoudelijke kunststofverpakkingen.

Idealiter wordt de inzamelwijze zodanig aangepast zodat er minder dan 15% of liefst nog minder dan 10% van de twee stoorstoffen nog in het ingezamelde materiaal aanwezig zijn. Dit zou bereikt kunnen worden door voorlichting van de gebruikers, aangevuld met aanpassingen in de afvalcontainers (inwerpopeningen, iconen, groepering). Hierna kan dit materiaal worden verwerkt bij reguliere sorteerbebedrijven voor kunststofverpakkingsafval en/ of PMD materiaal.

Met een model voor het huishoudelijke kunststofverpakkingsafval is het massastroomschema van dit materiaal ingeschat. Hieruit blijkt dat reguliere sortering en mechanische recycling ongeveer 58 ton per jaar aan gewassen maagood zal opleveren. In het geval deze gerecyclede kunststoffen worden toegepast op een wijze waardoor virgin kunststof wordt vervangen, leidt dit ongeveer tot een reductie in broeikasgasemissies van 239 ton CO₂ equivalenten. De kosten voor deze mechanische recycling kunnen fors oplopen en deze kunnen alleen door samen te werken met andere bedrijven beperkt gehouden worden.

Uit het onderzoek naar de alternatieve methoden blijkt dat alleen nascheiding als alternatieve verwerkmethode nu gereed is in Nederland. Dit vereist een centrale verwerking van al het restafval van de Rijksoverheid en lijkt daarmee financieel weinig aantrekkelijk. Magnetische dichtheidsscheiding komt er waarschijnlijk binnen 5 jaar bij als alternatief, de financiële consequenties hiervan zijn nog niet goed in te schatten. Andere alternatieven zijn of niet gereed of vormen slechts een deel van een toekomstige alternatieve oplossing. Hierbij blijft klassieke gescheiden inzameling, sortering en mechanische recycling dus voorlopig, met de kennis die wij nu bezitten, de beste verwerkwijze voor de komende 5 jaar.

6 Literatuur

- Achillas, D.S., C. Roupakias, P. Megalokonomos, et al., 2007. "Chemical recycling of plastic wastes made from polyethylene (LDPE and HDPE) and polypropylene (PP)", *Journal of Hazardous Materials* 149 (2007) 536–542.
- Aguado, J., D.P. Serrano, J.M. Escola, 2008. "Fuels from Waste Plastics by Thermal and Catalytic Processes: A Review", *Ind. Eng. Chem. Res.*, 2008, 47 (21), 7982–7992.
- Al-Salem, S.M., A. Antelava, A. Constantinou, et al., 2017. "A review on thermal and catalytic pyrolysis of plastic solid waste (PSW)", *Journal of Environmental Management* 197 (2017) 177–198.
- Attero persbericht/press release, 2018 8th of November, <https://www.attero.nl/nl/nieuws/mcdonalds-nederland-gaat-restafval-maximaal-recyclen/>
- Bhaskar T. et al., 2003. "Liquefaction of mixed plastic containing PVC and dechlorination by calcium-based sorbent" *Energy & Fuels*, 17, 75–80.
- Broeren M. et al., 2018. "Verkenning chemische recycling", CE Delft, publicatienummer: 18.2P22.105, <https://www.ce.nl/publicaties/2168/verkenning-chemische-recycling>
- Broeren M. et al., 2018a. "Milieuanalyse recycling van kunststof verpakkingen - update over 2015", CE Delft (vertrouwelijk rapport).
- Brouwer, M.T., Thoden van Velzen, E.U. 2017. Recyclebaarheid van verpakkingen op de Nederlandse markt. WFB rapport 1782, Wageningen december 2017, DOI 10.18174/427519.
- Brouwer, M.T., Thoden van Velzen, E.U., Augustinus. A., Soethoudt, H., DeMeester, S., Ragaert, K. 2018 Predictive model for the Dutch post-consumer plastic packaging recycling system and implications for the circular economy. *Waste management* 71, 62–85. DOI: 10.1016/j.wasman.2017.10.034.
- Brouwer, M.T., Picuno, C., Thoden van Velzen, E.U., Kuchta, K., De Meester, S., Ragaert, K. "Predictive model for the Dutch post-consumer lightweight packaging collection & recycling system in 2017: impact of collection portfolio expansion" Submitted to *Waste Management*.
- Czajczyńska, D., L. Anguilano, H. Ghazal, et al., 2017. "Potential of pyrolysis processes in the waste management sector", *Thermal Science and Engineering Progress* 3 (2017) 171–197.
- Das, P., P. Tiwari, 2018. "The effect of slow pyrolysis on the conversion of packaging waste plastics (PE and PP) into fuel", *Waste Management* 79 (2018) 615–624.
- Dijk van, E., Hultermans, R., 2018 "Marktsituatie recycling verpakkingen, kansen en knelpunten voor bedrijven" Royal Haskoning DHV report BG3172IBRP001F02, November 28, 2018 Nijmegen. <https://pmdbedrijfsafval.nl/scheiden-recyclen/rapport/rapport/>
- Ebert, J., M. Bahadir, 2003. "Formation of PBDD/F from flame-retarded plastic materials under thermal stress", *Environment International* 29 (2003) 711 – 716.
- EU 2008 98, Official Journal of the European Union L 312/3, 22-11-2008 (<https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2008/98/oj>).

-
- Evangelopoulos, P., S. Arato, H. Persson, et al., 2018. "Reduction of brominated flame retardants (BFRs) in plastics from waste electrical and electronic equipment (WEEE) by solvent extraction and the influence on their thermal decomposition", Waste Management (2018) article in press.
- Geem van, K., 2018. "Chemical Recycling : challenges & opportunities", Ghent University, 11/10/2018, DPI CE Workshop, Amsterdam.
- Geyer, B., G. Lorenz, A. Kandelbauer, 2016. "Recycling of poly(ethylene terephthalate) – A review focusing on chemical methods", eXPRESS Polymer Letters Vol.10, No.7 (2016) 559–586.
- Groot J, Bing X, Bos-Brouwers H, Bloemhof-Ruwaard J. 2014. Comprehensive waste collection cost model applied to post-consumer plastic packaging waste. Resources, Conservation & Recycling 85, 79-85 <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.10.019>.
- Hanel, H., 2018. "Lösemittelbasiertes, werkstoffliches Recycling als Lösung für Multilayer-verpackungen und Mischkunststoffe", APK (<https://www.apk-ag.de/en/>) Plastics Recycling Innovation Center, presentation 13 September 2018 Vienna.
- Honus, S., S. Kumagai, G. Fedorko, et al., 2018. "Pyrolysis gases produced from individual and mixed PE, PP, PS, PVC, and PET—Part I: Production and physical properties", Fuel 221 (2018) 346–360.
- Kunststof en Rubber website, nieuwsitem van 19 februari 2018, <https://www.kunststofenrubber.nl/nieuws/id4921-plannen-voor-waste-to-chemistry-fabriek-van-200-mln-in-rotterdam.html>.
- Lopez, G., M. Artetxe, M. Amutio, et al., 2018. "Recent advances in the gasification of waste plastics. A critical overview", Renewable and Sustainable Energy Reviews 82 (2018) 576–596.
- Malkow, T., 2004. "Novel and innovative pyrolysis and gasification technologies for energy efficient and environmentally sound MSW disposal", Waste Management 24 (2004) 53–79.
- McNeill, I.C., L. Memetea, W.J. Cole, 1995. "A study of the products of PVC thermal degradation", Polymer Degradation and Stability 49 (1995) 181–191.
- Miandad, R., M.A. Barakat, A.S. Aburizaiza, et al., 2017. "Effect of plastic waste types on pyrolysis liquid oil", International Biodeterioration & Biodegradation 119 (2017) 239–252.
- Miskolczi, N., L. Bartha, G. Deák, et al., 2004. "Thermal degradation of municipal plastic waste for production of fuel-like hydrocarbons", Polymer Degradation and Stability 86 (2004) 357–366.
- Naqvi, S.R., H. Mysore Prabhakara, E.A. Bramer, et al., 2018. "A critical review on recycling of end-of-life carbon fibre/glass fibre reinforced composites waste using pyrolysis towards a circular economy", Resources, Conservation & Recycling 136 (2018) 118–129.
- Ortuno, N., J.A. Conesa, J. Moltó, et al., 2014. "Pollutant emissions during pyrolysis and combustion of waste printed circuit boards, before and after metal removal", Science of the Total Environment 499 (2014) 27–35.
- Quicker, P., F. Neuerburg, Y. Noël, et al., 2017. "Sachstand zu den alternativen Verfahren für die thermische Entsorgung von Abfällen", Umweltbundesamt TEXTE 17/2017, <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen> ISSN 1862-4359.
- Ragaert, K., L. Delva, K. van Geem, 2017. "Mechanical and chemical recycling of solid plastic waste", Waste Management 69 (2017) 24–58.

- Ratnasari, D.K., M.A. Nahil, P.T. Williams, 2017. "Catalytic pyrolysis of waste plastics using staged catalysis for production of gasoline range hydrocarbon oils", *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 124 (2017) 631–637.
- Sharrudin, S.D.A.S., F. Abnisa, W.M.A.W. Daud, et al., 2016. "A review on pyrolysis of plastic wastes", *Energy Conversion and Management* 115 (2016) 308–326.
- Shuaib, N.A., P.T. Mativenga, 2017. "Carbon footprint analysis of fibre reinforced composite recycling processes", *Procedia Manufacturing* 7 (2017) 183 – 190.
- Sun, K., Q. Huang, Y. Chi, et al., 2018. "Effect of ZnCl₂-activated biochar on catalytic pyrolysis of mixed waste plastics for producing aromatic-enriched oil", *Waste Management* 81 (2018) 128–137.
- Thoden van Velzen, E.U., M.T. Brouwer, D. Huremovic, 2018. "Sorting protocol for packaging wastes", FBR report 1826, Wageningen UR Food & Biobased Research, <http://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/451703> .
- Turner, D, 2015. "Greenhouse gas emission factors for recycling of source-segregated waste materials", *Resources, Conservation and Recycling* 105 (2015) 186–197.
- Turner, A., 2018. "Black plastics: Linear and circular economies, hazardous additives and marine pollution", *Environment International* 117 (2018) 308–318.
- UKWIN website, 2016, "Gasification failures in the UK: bankruptcies and abandonment", november 2016, <http://ukwin.org.uk/resources/>
- Vereniging Afvalbedrijven. 2017. Factsheet acceptatieprocedure PMD op overslag- of sorteerinstallatie. www.verenigingafvalbedrijven.nl.
- Walters, R.N., S.M. Hackett, R.E. Lyon, 2000. "Heats of combustion of high temperature polymers", *Fire and Materials* Volume 24, issue 5 245–252.
[https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/1099-1018%28200009/10%2924%3A5%3C245%3A%3AAID-FAM744%3E3.0.CO%3B2-7](https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/1099-1018%28200009%10%2924%3A5%3C245%3A%3AAID-FAM744%3E3.0.CO%3B2-7).
- Yu, J., L. Sun, C. Ma, et al., 2016. "Thermal degradation of PVC: A review", *Waste Management* 48 (2016) 300–314.

Bijlage 1 Sorteerdata

De tabel met ruwe resultaten van de sorteeranalyses is hieronder toegevoegd.

Voorwerp categorie - deel I										
	FMH A	FMH B	RWS A	RWS B	RVON A	RVON B	Eindhoven A	Eindhoven B	Utrecht A	Utrecht B
PET Helder Drank - Kleiner/gelijk 0,5 liter	10.4%	3.5%	0.8%	1.4%	7.8%	8.9%	12.3%	11.6%	11.4%	8.6%
PET Bont Drank - Kleiner/gelijk 0,5 liter	1.3%	1.3%	0.3%	0.3%	1.0%	0.4%	3.5%	2.1%	6.2%	1.3%
PET Helder Drank - Groter 0,5 liter	1.8%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.5%	0.3%	0.0%	0.0%	0.0%
PET Bont Drank - Groter 0,5 liter	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.2%	0.0%	0.8%	0.0%	0.2%
Drankflessen PE	1.9%	1.5%	0.0%	0.0%	0.2%	0.5%	0.0%	0.2%	0.1%	0.1%
Drankflessen PP	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Drankflessen PS	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.0%	0.1%	0.0%	0.0%
Drankflessen anders	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Flacons PET	1.0%	0.2%	0.0%	0.2%	0.0%	0.3%	0.9%	0.0%	0.0%	0.0%
Flacons PE	0.0%	0.3%	0.0%	0.0%	0.3%	0.0%	0.4%	0.4%	0.0%	0.0%
Flacons PP	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	1.6%	0.0%	0.0%
Flacons anders	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
PET dieptrek en vormvast	7.4%	5.1%	0.4%	0.3%	9.0%	12.0%	10.3%	8.2%	4.6%	5.8%
PE dieptrek en vormvast	0.0%	0.0%	0.6%	0.1%	0.5%	0.1%	0.1%	0.1%	0.6%	6.0%
PP dieptrek en vormvast <25cm	7.3%	4.0%	0.5%	0.5%	3.4%	3.6%	12.8%	12.2%	3.3%	3.9%
PP dieptrek en vormvast >25cm	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	7.4%	0.0%	0.0%	0.0%
PVC dieptrek en vormvast	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.1%	0.0%	0.0%	0.1%	0.7%	0.2%
PS dieptrek en vormvast	2.9%	2.7%	0.5%	0.2%	1.3%	1.3%	1.3%	1.7%	1.9%	0.7%
Draagtasjes (PE) > A4	0.2%	0.2%	0.0%	0.0%	0.1%	0.5%	0.2%	0.1%	0.2%	0.2%
Draagtasjes (PE) < A4	0.4%	0.3%	0.0%	0.0%	0.2%	0.3%	0.1%	0.1%	0.1%	0.1%
Folie PET > A4	0.0%	0.3%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Folie PET < A4	0.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.3%	0.3%	0.1%	0.3%	0.3%	0.3%
Folie PE > A4	3.3%	7.2%	5.4%	2.7%	1.7%	3.0%	3.9%	5.1%	3.2%	8.0%
Folie PE < A4	4.5%	2.0%	0.3%	0.5%	1.5%	1.1%	2.2%	2.6%	2.1%	1.1%
Folie PP > A4	0.7%	2.2%	0.0%	0.0%	0.9%	0.7%	0.8%	0.4%	0.9%	2.3%
Folie PP < A4	2.2%	1.7%	0.9%	0.6%	2.1%	2.4%	2.3%	2.8%	3.0%	0.8%
Folie PVC > A4	1.5%	1.7%	0.0%	0.0%	0.0%	0.3%	0.9%	1.3%	0.3%	0.1%
Folie PVC < A4	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.2%	0.0%	0.2%	0.0%	0.2%	0.0%
Folie PS > A4	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Folie PS < A4	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.0%	0.1%	0.0%	0.1%

Voorwerp categorie – deel II										
	FMH A	FMH B	RWS A	RWS B	RVON A	RVON B	Eindhoven A	Eindhoven B	Utrecht A	Utrecht B
Restkunststoffen niet NIR sorteerbaar v v <25 cm	2.2%	1.5%	0.1%	0.0%	0.9%	1.0%	1.3%	2.0%	0.5%	0.5%
Restkunststoffen niet NIR sorteerbaar v v >25 cm	0.0%	3.2%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Restkunststoffen niet NIR sorteerbaar folie > A4	2.2%	0.5%	2.1%	1.5%	2.2%	1.5%	0.0%	0.2%	0.7%	0.0%
Restkunststoffen niet NIR sorteerbaar folie < A4	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.2%	0.0%	0.0%	0.2%	0.3%
Restkunststoffen (PC, PLA, etc.)	1.0%	0.9%	0.2%	0.7%	3.7%	3.5%	0.0%	0.2%	2.9%	3.0%
Gemetaliseerd flexibele laminaat	0.6%	0.2%	0.8%	0.3%	0.5%	0.9%	0.7%	0.6%	0.3%	0.5%
Voorgebakken brood flexibel laminaat	0.1%	0.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Vlees, kaas, vis flexibel laminaat	0.6%	0.3%	0.0%	0.0%	0.8%	1.0%	0.8%	0.6%	0.5%	0.5%
Ander flexibel laminaat	0.2%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.8%	0.0%	0.0%
Doordrukstrips PET	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Doordrukstrips PE	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Doordrukstrips PP	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Doordrukstrips PVC	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.1%	0.1%	0.1%	0.1%
Doordrukstrips PS	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Piepschuim schalen	0.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Piepschuim blokken	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Siliconentubes	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
PET niet verpakkingen	0.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.6%	0.2%	0.0%	0.1%	0.7%	0.4%
PE (vormvast) niet verpakkingen	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
PE (folie) niet verpakkingen > A4	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
PE (folie) niet verpakkingen < A4	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
PE (folie) koop-zakjes (boterham, diepvries, etc.)	10.8%	5.5%	0.8%	0.6%	2.3%	2.6%	6.5%	8.9%	4.5%	3.5%
PP niet verpakkingen	0.1%	0.2%	0.3%	0.9%	2.4%	0.8%	4.3%	1.9%	3.4%	0.4%
PVC niet verpakkingen	0.0%	0.1%	0.4%	0.2%	0.5%	0.1%	0.2%	0.6%	0.1%	0.1%
PS niet verpakkingen	0.7%	0.3%	13.1%	2.1%	5.2%	5.0%	2.9%	4.8%	3.0%	2.0%
Restkunststoffen niet NIR sorteerbaar niet verpak.	0.2%	0.5%	1.0%	0.0%	0.0%	0.4%	0.8%	0.1%	2.1%	3.5%
Inzamelzakken (PE)	0.0%	0.0%	5.4%	8.5%	17.9%	17.8%	0.0%	0.0%	11.9%	11.4%
Melkpakken ≥ 1 liter	0.0%	2.5%	0.0%	0.0%	0.7%	0.2%	0.2%	0.2%	1.7%	0.6%
Melkpakken < 1 liter	0.2%	0.4%	0.7%	1.3%	0.4%	0.9%	0.2%	0.1%	1.4%	2.4%
Melkpakken UHT ≥ 1 liter	2.5%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.2%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%

[illegible]

To explore
the potential
of nature to
improve the
quality of life

Wageningen Food & Biobased Research
Bornse Weilanden 9
6708 WG Wageningen
www.wur.nl/wfbr
info.wfbr@wur.nl

Rapport 1941

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 5.000 medewerkers en 10.000 studenten behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.