

MILIEUEFFECTRAPPORT  
LANDELIJK AFVALBEHEERPLAN  
2002-2012

januari 2002  
Afval Overleg Orgaan  
Utrecht



## SAMENVATTING

Ter onderbouwing van besluiten in het Landelijk afvalbeheerplan (LAP) over de minimumstandaarden en de capaciteitsplanning voor verbranden is een milieueffectrapport (MER) opgesteld.

In de minimumstandaard is per afvalstroom het laagste niveau van be- en verwerking aangegeven waarvoor nog vergunning mag worden verleend. In de meeste gevallen is het niveau geformuleerd als een trede van de voorkeursverwijderingsvolgorde. Voor een beperkt aantal stromen is de minimumstandaard geformuleerd als specifieke referentietechniek, of is dat aanvankelijk overwogen. In die gevallen is de vaststelling van de minimumstandaard onderbouwd in het milieueffectrapport.

Voor deze onderbouwing zijn de milieueffecten van verschillende verwerkingstechnieken voor een afvalstroom met elkaar vergeleken. Deze technieken waren gegeven in de Richtlijnen voor het MER-LAP of zijn op basis van expertmeningen geselecteerd.

Bij de vergelijking is gebruik gemaakt van de LCA-methode (levenscyclusanalyse), die effecten per milieuthema van het ontstaan tot de verwijdering van een afvalstroom in beeld brengt, evenals de eventuele uitgespaarde effecten (besparingen op grond-, hulp- en brandstoffen). De resultaten van de LCA's geven een beeld van de gevolgen voor het milieu bij toepassing van de verschillende alternatieve technieken. Om inzicht te verkrijgen in de relevantie van de resultaten voor het beleid, zijn verschillende wegingen uitgevoerd. Daarbij is gekeken naar specifieke aspecten zoals broeikaseffect, het milieuthema verspreiding, de relatie met beleidsdoelen (Distance-to-target) en de totale milieubelasting.

Uit de LCA-vergelijkingen komen de technieken naar voren die op grond van een milieuhygiënische analyse de voorkeur hebben. Gelet op de diversiteit van de wegingen is in veel gevallen echter niet eenduidig een meest milieuvriendelijk alternatief te bepalen. Naast de milieuhygiënische overwegingen uit het MER zijn bij het vaststellen van de minimumstandaard ook andere aspecten betrokken, zoals kosten, volksgezondheid, bedrijfszekerheid, haalbaarheid en uitvoerbaarheid, invloed op in- en uitvoer, en andere beleidsmatige aspecten. Deze overwegingen zijn niet opgenomen in het MER maar in de sectorplannen van het LAP.

Ten behoeve van de capaciteitsplanning voor verbranden zijn in het MER vier scenario's uitgewerkt voor de verwerking van brandbaar restafval. De scenario's verschillen in de mate waarin gebruik wordt gemaakt van scheiding in hoog- en laagcalorische afvalstromen en verwerking daarvan. Met behulp van de LCA-methode zijn de gevolgen voor het milieu van de scenario's in beeld gebracht en is een vergelijking gemaakt. De resultaten van de MER zijn betrokken bij het formuleren van het beleid voor de capaciteitsplanning voor verbranden als vorm van verwijderen.

In het MER en de daarbij behorende achtergronddocumenten is uitvoerig aangegeven en gemotiveerd voor welke afvalstromen en technieken LCA's zijn opgesteld. Tevens is uitvoerig verantwoord op welke wijze deze LCA's en aanvullende gevoeligheidsanalyses zijn uitgevoerd, de informatie die is gebruikt en aannames die zijn gemaakt, alsmede de leemten in kennis die zijn geconstateerd.



## SUMMARY

An Environmental Impact Assessment (EIA) has been drawn up to validate decisions contained in the National Waste Management Plan (NWMP) regarding minimum standards and capacity planning for incineration.

The minimum standard specifies the lowest level of handling and processing at which a permit may still be issued for a particular type of waste stream. The level has been defined in most cases as a step in the preferred disposal sequence. The minimum standard for a small number of streams has been defined as a specific reference technique, or this was the approach originally considered. The minimum standards defined for those cases have been validated in the EIA.

The validation was made by comparing the environmental effects of different techniques for processing a waste stream. The techniques were prescribed in the Directives for the EIA-NWMP or selected on the basis of expert opinions.

The Life Cycle Analysis (LCA) method was used for the comparisons. This method identifies effects according to environmental themes all the way from production to disposal of a waste stream. It also shows any savings achievable in terms of raw materials, auxiliary materials and fuels. The LCA results provide a picture of how the different techniques will impact on the environment. Various weightings were performed to gain an insight into the relevance of the results for policy. The weighting process included an examination of specific aspects such as the greenhouse effect, dispersion, relationship with policy targets (distance to target) and the total burden on the environment.

The comparisons reveal the preferred techniques based on an environmental protection analysis. Given the diversity of the weightings, however, it proved not possible in many cases to determine the most environment-friendly alternative unambiguously. Besides the environmental protection considerations embodied in the EIA, other aspects were considered when setting a minimum standard, such as costs, public health, reliability, feasibility, practicability, impact on imports/exports and other policy matters. These considerations have been incorporated in the sector plans of the NWMP but not in the EIA.

The EIA also sets out four scenarios for processing combustible residual waste with a view to planning the incineration capacity required. The scenarios differ in the extent of division into high and low caloric waste streams and their processing. The LCA method was used to identify the environmental impact of the scenarios and a comparison was made. The results of the EIA played a role in formulating policy for planning the capacity needed for incineration as a method of disposal.

The EIA and related background documents state the waste streams and techniques for which LCAs were made, and explain why they were chosen. There are also detailed descriptions of how the LCAs and supplementary sensitivity analyses were performed, the information used, the assumptions made and the knowledge gaps observed.



**Inhoudsopgave**

	<b>blz.</b>
SAMENVATTING	3
SUMMARY	5
1 INLEIDING	12
1.1 Het Landelijk afvalbeheerplan (LAP)	12
1.2 De m.e.r.-procedure	13
1.3 Opzet milieueffectrapport	14
2 DOELSTELLING VAN HET LAP	16
2.2 Relatie van het LAP met andere plannen	17
2.3 Doelen van het LAP	17
2.4 Werking van het LAP	18
3 TE NEMEN BESLUITEN	20
3.1 M.e.r.-plichtige besluiten	20
3.2 Minimumstandaarden	20
3.3 Capaciteitsplanning thermische verwerking	24
3.4 Doel van het MER	25
3.5 Relatie tussen MER, LAP en milieutoets	26
4 BESTAANDE SITUATIE	28
4.1 Bestaande milieubelasting	28
4.2 Ervaringen bij de uitvoering van bestaande plannen	29
4.3 Randvoorwaarden voor het MER	30
5 ANALYSE VAN MILIEUEFFECTEN	32
5.1 De LCA-methodiek algemeen	32
5.2 De uitvoering van de LCA in stappen	32
6 MILIEUEFFECTEN PER AFVALSTROOM	36
6.1 Halogeenhoudende olie (afgewerkte olie, cat. III)	37
6.2 Asbest	43
6.3 Batterijen	48
6.4 Boor-, snij-, slijp-, walsolie (BSSW-olie)	54
6.5 Fotografisch afval; bleekfixeer	59
6.6 Fotografisch afval; kleurontwikkelaar	67
6.7 Fotografisch afval; vast	75
6.8 Fotografisch afval; zwart-wit fixeer	81
6.9 Fotografisch afval; zwart-wit ontwikkelaar	87
6.10 Gasontladingslampen en fluorescentiepoeder	93
6.11 Gebruikte chemicaliënverpakkingen	100
6.12 Groente, fruit- en tuinafval	106
6.13 Groenafval	114
6.14 Kwikhoudende afvalstoffen	119
6.15 Slib van ontgiften-neutraliseren-ontwateren (ONO-filterkoek)	125
6.16 Oplosmiddelen	130
6.17 Olie/water/slib-mengsels	135
6.18 Puin en zeefzand	143
6.19 Nat rookgasreinigingsresidu	152
6.20 Droog rookgasreinigingsresidu	158
6.21 Shredderafval	164
6.22 Straalgrit	169
6.23 Teermastiek	174

---

6.24	AVI-vliegas	180
6.25	DTO-Vliegas	188
6.26	Zuiveringsslib	194
6.27	Conclusies op hoofdlijnen	201
7	MILIEUEFFECTEN VAN VERBRANDEN	204
7.1	Probleemstelling en afbakening	204
7.2	Afvalstromen en technieken	205
7.3	Alternatieve scenario's	209
7.4	Resultaten LCA-analyse	211
7.5	Bespreking resultaten	218
7.6	Conclusies	220
7.7	Kosten	221
7.8	Kanttekeningen	222
8	LEEMTEN EN EVALUATIE	224
8.1	Leemten in inzicht en informatie	224
8.2	Evaluatie	225



## OVERZICHT BIJLAGEN EN ACHTERGRONDOCUMENTEN

### Bijlagen (in het MER-rapport zelf)

- B1 Colofon en de procedures MER-LAP
- B2 Overzicht uitwerking Richtlijnen MER-LAP
- B3 Uitgangspunten en randvoorwaarden voor het MER
- B4 Afkortingen en begrippen
- B5 Literatuurlijst
- B6 Samenvatting Ontwerp LAP
- B7 Overzicht van gevoeligheidsanalyses per stroom/techniek-combinatie
- B8 Inhoudelijke aanpassingen n.a.v. het advies van de commissie-MER

### Achtergronddocumenten (separaat van MER-rapport)

- A1 balansen, reststoffen en uitloging
- A2 LCA; methodiek en uitwerking in het LAP
  - afleiding weegvormen en andere relevante zaken uit de LCA-randvoorwaarden
  - overzicht gebruikte SimaPro achtergrondprocessen
  - opgestelde SimaPro achtergrondprocessen
- A3 uitwerkingsrapport afgewerkte olie (cat-III)
- A4 uitwerkingsrapport asbest
- A5 uitwerkingsrapport batterijen
- A6 uitwerkingsrapport boor-, slijp-, snij-, en wals-olie
- A7 uitwerkingsrapport fotografisch afval bleekfixeer
- A8 uitwerkingsrapport fotografisch afval kleurontwikkelaar
- A9 uitwerkingsrapport fotografisch afval vast
- A10 uitwerkingsrapport fotografisch afval zwart-wit fixeer
- A11 uitwerkingsrapport fotografisch afval zwart-wit ontwikkelaar
- A12 uitwerkingsrapport gasontladingslampen en fluorescentiepoeder
- A13 uitwerkingsrapport gebruikte chemicaliënverpakkingen
- A14 uitwerkingsrapport gft-afval
- A15 uitwerkingsrapport groenafval
- A16 uitwerkingsrapport kwikhoudend afval
- A17 uitwerkingsrapport ONO-slib
- A18 uitwerkingsrapport oplosmiddelen
- A19 uitwerkingsrapport olie/water/slib-mengsels
- A20 uitwerkingsrapport rookgasreinigingsresidu (nat)
- A21 uitwerkingsrapport rookgasreinigingsresidu (droog)
- A22 uitwerkingsrapport shredderafval
- A23 uitwerkingsrapport straalgrit
- A24 uitwerkingsrapport teermastiek
- A25 uitwerkingsrapport vliegias (AVI)
- A26 uitwerkingsrapport vliegias (DTO)
- A27 uitwerkingsrapport zuiveringsslib
- A28 uitwerkingsrapport capaciteit verbranden





## 1 INLEIDING

### 1.1 Het Landelijk afvalbeheerplan (LAP)

In 2002 stelt de Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM) het eerste Landelijk afvalbeheerplan (LAP) vast. Het LAP is bedoeld voor in principe alle afvalstoffen waarop de Wet milieubeheer (Wm) van toepassing is. De volgende stoffen vallen niet onder het LAP: radioactief afval, baggerspecie, mestoverschotten, destructieafval en communaal afvalwater (rioolwater).

Het LAP vervangt het Tienjarenprogramma Afval 1995-2000 (TJP.A), het Meerjarenplan Gevaarlijk Afval II (MJP-GA) en onderdelen van de hoofdstukken uit de Provinciale milieubeleidsplannen. Het LAP heeft een geldigheidsduur van 4 jaar (van 2002 tot en met 2006) en wordt in 2006 herzien. De doorkijk van het plan is tien jaar, van 2002 tot en met 2012.

Het LAP bestaat uit drie onderdelen: het beleidskader, de sectorplannen en twee capaciteitsplannen (voor thermisch verwerken en storten).

Het beleidskader bevat de hoofdlijnen van het beleid voor afvalpreventie en afvalbeheer. In het beleidskader wordt ingegaan op aspecten zoals status, termen, definities en begripsafbakeningen, uitgangspunten, afvalbeheersscenario's, doelstellingen, internationale aspecten, organisatie, instrumentarium, minimumstandaard, energiewinning uit afval en de in- en uitvoer. Tevens wordt het beleid voor de afzonderlijke schakels van de keten behandeld: afvalpreventie, afvalscheiding, inzameling, mengen, nuttige toepassing en verwijdering. Het beleidskader sluit af met de behandeling van monitoring, handhaving, effectentoetsen beleidsvoornemens, uitvoering en mogelijke aanvullende maatregelen.

De hoofdlijnen van het beleid in het beleidskader worden uitgewerkt in de sectorplannen. Per sectorplan wordt in de afbakening aangegeven op welke afvalstoffen het sectorplan betrekking heeft. Vervolgens wordt het beleid voor de betreffende afvalstoffen beschreven, komen de aspecten van vergunningverlening aan de orde, worden specifieke aandachtspunten van in- en uitvoer behandeld en wordt inzicht gegeven in de monitoring van het sectorplan. In het onderdeel "Aspecten van vergunningverlening" wordt in de vorm van een minimumstandaard aangegeven wat de minimale hoogwaardigheid van verwerking is voor de betreffende (categorieën van) afvalstoffen. Voor afvalstoffen waarvoor geen specifiek beleid is opgenomen in sectorplannen geldt het algemene beleid uit het beleidskader.

Verwijderen van afvalstoffen door verbranden en storten is de laatste schakel van de afvalbeheersketen. Verwijderen is een essentiële schakel, want het dient om het afval dat niet kan worden voorkomen of niet nuttig wordt toegepast verantwoord te vernietigen of op te bergen. De capaciteit daarvoor moet voldoende zijn om het te verwijderen afval op te vangen en de continuïteit van die capaciteit moet zijn gewaarborgd. De capaciteit mag echter ook weer niet te groot zijn, omdat dit kan leiden tot onnodige kosten en een aanzuigende werking op afval dat nuttig wordt of kan worden toegepast. In het laatste deel van het LAP is ingegaan op de capaciteitsplanning voor het verwijderen door verbranden en storten.

## 1.2 De m.e.r.-procedure

Ten behoeve van de besluitvorming over bepaalde onderdelen het LAP is een milieueffectrapportage (m.e.r.) procedure doorlopen. De Minister van VROM heeft het Afval Overleg Orgaan (AOO) gevraagd om een milieueffectrapport op te stellen.

Het MER wordt specifiek opgesteld voor de ondersteuning van besluiten over minimumstandaarden en over de capaciteitsplanning voor verbranden. Om de potentiële milieugevolgen te kunnen bepalen is gebruik gemaakt van de levenscyclusanalyse (LCA) methode.

De minister van VROM stelt het LAP vast en is daarom behalve “bevoegd gezag” in de m.e.r.-procedure feitelijk ook de “initiatiefnemer”, al heeft hij de AOO gevraagd deze rol op zich te nemen. De start van de m.e.r.-procedure is in de Staatscourant 145 van 2 augustus 1999 bekend gemaakt. De startnotitie heeft ter inzage gelegen van 4 augustus tot en met 15 september 1999.

In totaal 25 personen, organisaties en instanties hebben gebruik gemaakt van de mogelijkheid opmerkingen en voorstellen kenbaar te maken met betrekking tot de richtlijnen voor de inhoud van het MER. De Hoofdinspecteur Milieuhygiëne en de Commissie voor de m.e.r. (Cmer) zijn bij brief van 2 augustus 1999 door de minister van VROM in de gelegenheid gesteld advies uit te brengen over de inhoud van de richtlijnen. Het advies van de Cmer is op 26 oktober 1999 aan de minister van VROM aangeboden.

Met de ontvangen inspraakreacties en adviezen is rekening gehouden in de door de minister van VROM vastgestelde “Richtlijnen voor het Milieueffectrapport Landelijk Afvalbeheerplan” (verder in dit MER aangeduid als Richtlijnen) van 25 januari 2000. Het voorliggende MER is gebaseerd op deze richtlijnen.

Het MER en het Ontwerp LAP zijn in een interactief proces tot stand gekomen, waarbij diverse instanties, branche-organisaties, projectteams, werkgroepen en deskundigen via de projectorganisatie, workshops en overleg betrokken waren. Het MER is samen met het Ontwerp LAP ter visie gelegd ten behoeve van de inspraak. Het MER wordt door de Cmer getoetst aan de Richtlijnen. Het LAP wordt door de minister van VROM vastgesteld waarbij de inspraakreacties en het toetsingsadvies van de Cmer worden betrokken.

### 1.3 Opzet milieueffectrapport

In hoofdstuk 2 is nadere informatie gegeven over het LAP. Daarbij komen beknopt aan de orde de wettelijke basis, de doelstelling en de werking van het LAP. Tevens is ingegaan op de relatie met andere plannen. Bij het schrijven van het MER is afgezien van het uitwerken of herhalen van onderwerpen die in het Ontwerp LAP al uitgebreid aan de orde komen. In het MER is waar mogelijk volstaan met het weergeven van hoofdpunten en verwijzingen. Een samenvatting van het Ontwerp LAP is opgenomen in bijlage B6.

De te nemen besluiten staan centraal in hoofdstuk 3. Daarbij is ingegaan op het doel en de reikwijdte van het MER.

Hoofdstuk 4 handelt over de bestaande toestand van het milieu. Hiertoe is een beeld gegeven van de Nederlandse totaalbelasting per milieuthema. Tevens is ingegaan op relevante ervaringen met de uitvoering van eerdere afvalplannen. Beknopt zijn de beperkingen en randvoorwaarden weergegeven die invloed uitoefenen op het MER voor het LAP, vanuit vastgesteld en te verwachten beleid, bestaande plannen en bestuurlijke uitspraken. Voor specifieke knelpunten per afvalstroom wordt verwezen naar de stroomgewijze behandeling in hoofdstuk 6 en naar de deel 2 van het LAP, de sectorplannen.

In hoofdstuk 5 is beknopt ingegaan op de levens-cyclus-analysemethode (LCA) die is gebruikt om de milieueffecten van de verwerkingsalternatieven te analyseren.

In hoofdstuk 6 zijn per afvalstroom de milieueffecten van de verschillende verwerkingsalternatieven (technieken) voor deze afvalstroom vergeleken. De vergelijking vindt plaats op basis van de gegevens uit de LCA die per stroom-techniekcombinatie is uitgevoerd. De resultaten van de LCA's worden beknopt weergegeven en besproken. Tevens is ingegaan op kosten en andere kanttekeningen, zoals bijvoorbeeld ten aanzien van operationaliteit, bedrijfszekerheid e.d. van een stroom-techniekcombinatie. De informatie over de milieueffecten is betrokken bij het vaststellen van de minimumstandaarden voor de betreffende afvalstroom in het LAP.

De milieueffecten van verschillende alternatieven voor de verwerking van brandbaar afval staan centraal in hoofdstuk 7. Voor het brandbaar afval zijn verschillende verwerkingsscenario's beschreven en vergeleken op basis van gegevens uit de LCA's die zijn uitgevoerd. De scenario's verschillen van elkaar in de mate waarin scheiding plaatsvindt in laag- en hoogcalorische fracties en separate routes worden ingezet voor verwerking hiervan. De informatie uit de vergelijking van de scenario's is betrokken bij de besluitvorming over de capaciteitsplanning voor verbranden als vorm van verwijderen.

De cijfermatige resultaten van de LCA's, zowel per stroom als per scenario, van de uitgevoerde gevoeligheidsanalyses en van de verschillende wegingen van de milieueffecten zijn uitgebreid weergegeven in bijlage B7. De informatie over de LCA-methode en over afvalstromen en technieken die is gebruikt voor het uitvoeren van de LCA's is weergegeven in de achtergronddocumenten A1 tot en met A28.

De leemten in inzicht, informatie en voorspellingsmethoden, die tijdens het opstellen van het MER zijn geconstateerd en de consequenties van deze leemten voor de besluitvorming staan centraal in hoofdstuk 8. Tevens is in dit hoofdstuk ingegaan op de aandachtspunten voor de evaluatie en bijstelling van het LAP.



## 2 DOELSTELLING VAN HET LAP

### 2.1 Wettelijke basis

In het midden van de jaren negentig bestaat bij zowel parlement, kabinet als bedrijfsleven de behoefte aan een visie op afvalbeheer voor de periode ná 2000. Dat was voor de minister van VROM aanleiding om begin 1996 de Commissie Toekomstige Organisatie Afvalverwijdering (CTOA), ook wel bekend als de Commissie Epema, in te stellen. Deze commissie kreeg de opdracht om de minister te adviseren over de gewenste toekomstige organisatievorm van de afvalverwijderingsstructuur in Nederland. In september 1996 heeft de commissie haar advies uitgebracht (CTOA, 1996). De regering heeft eind 1996 een standpunt ingenomen (VROM, 1996), dat het advies van de CTOA in grote lijnen onderschrijft. Om de diverse aspecten van het regeringsstandpunt wettelijk te verankeren, is de Wet milieubeheer gewijzigd. De gewijzigde wet zal naar verwachting op 1 januari 2003 geheel in werking zijn.

In het verlengde van de verschuiving van verantwoordelijkheden en bevoegdheden van provinciaal naar rijksniveau en conform het regeringsstandpunt over de toekomstige organisatie afvalverwijdering, is in de Wet milieubeheer aan de minister van VROM de verplichting opgelegd om eenmaal in de vier jaar een afvalbeheerplan op te stellen. In het plan moet het beleid zijn vastgelegd voor het beheer van alle afvalstoffen waarop de Wet milieubeheer van toepassing is. Het LAP is de eerste uitwerking van die verplichting en is het afvalbeheerplan zoals genoemd in titel 10.2 (artikel 10.3 tot en met 10.14) van de Wet milieubeheer.

Met het LAP wordt ook uitvoering gegeven aan de volgende E(E)G-richtlijnen:

- de richtlijn betreffende afvalstoffen, beter bekend als de kaderrichtlijn (75/442/EEG, gewijzigd door richtlijn 91/156/EEG resp. beschikking 96/350), waarin de lidstaten onder andere worden opgedragen een of meer plannen voor het beheer van afvalstoffen op te stellen om de in de richtlijn vermelde doelstellingen te verwezenlijken;
- de richtlijn betreffende gevaarlijke afvalstoffen (91/689/EEG, gewijzigd bij richtlijn 94/31/EG) waarin de lidstaten onder andere worden opgedragen om, in het kader van hun algemene planning voor het beheer van afvalstoffen of los daarvan, plannen op te stellen voor het beheer van gevaarlijke afvalstoffen;
- de richtlijn inzake batterijen en accu's die gevaarlijke stoffen bevatten (91/157/EEG), waarin de lidstaten worden opgedragen programma's op te stellen ter verwezenlijking van in de richtlijn genoemde doelstellingen;
- de richtlijn betreffende verpakking en verpakkingsafval (94/62/EG), waarin de lidstaten onder andere worden opgedragen om in hun afvalbeheerplannen een speciaal hoofdstuk op te nemen over het beheer van verpakkingen en verpakkingsafval;
- de richtlijn betreffende het storten van afvalstoffen (1999/31/EG), waarin de lidstaten onder andere worden opgedragen een strategie te ontwikkelen voor vermindering van de naar stortplaatsen over te brengen biologisch afbreekbare afvalstoffen.



## 2.2 Relatie van het LAP met andere plannen

Het LAP is een samenvoeging van het beleid dat voorheen was neergelegd in het TJP.A en het MJP-GA, aangevuld met een aantal niet in deze twee plannen voorkomende afvalstoffen. Het LAP vervangt daarmee het TJP.A 1995-2005 en het MJP-GA II 1997-2007. Ook vervangt het LAP onderdelen van de hoofdstukken afvalstoffen uit de Provinciale milieubeleidsplannen. Het LAP wordt genotificeerd conform de EEG-richtlijn betreffende afvalstoffen (75/442/EEG (gewijzigd door richtlijn 91/156/EEG resp. beschikking 96/350) en richtlijn 83/189/EEG.

## 2.3 Doelen van het LAP

In het LAP zijn de hoofdlijnen van het beleid voor afvalpreventie en afvalbeheer aangegeven, en is vermeld hoe die hoofdlijnen voor afzonderlijke afvalstoffen zijn uitgewerkt, wat de benodigde capaciteit van bepaalde beheersvormen is en wat het beleid is voor grensoverschrijdende overbrenging van afvalstoffen. Voor een uitgebreide weergave van doelen en werking van het LAP wordt verwezen naar het LAP, deel 1 Beleidskader.

Het afvalbeheer is, voor de periode waarop het voorliggende LAP betrekking heeft, gericht op preventie en het beperken van de milieudruk als gevolg van het beheer van afvalstoffen. Kortom, het afvalbeleid is gericht op het realiseren van een zo hoogwaardig mogelijk afvalbeheer.

Verwijdering veroorzaakt in het algemeen de meeste milieudruk. Om de hoeveelheid afval voor verwijdering te beperken, wordt maximaal ingezet op preventie en nuttige toepassing. Binnen nuttige toepassing ligt de nadruk op product- en materiaalhergebruik. Als hergebruik van afvalstoffen niet mogelijk is, wordt gestreefd naar het inzetten van die afvalstoffen als brandstof.

Met deze aanpak wordt invulling gegeven aan de voorkeursvolgorde van afvalbeheer die is vastgelegd in artikel 10.4 van de Wet milieubeheer en in de EEG-richtlijn betreffende afvalstoffen (richtlijn 75/442/EEG, gewijzigd door richtlijn 91/156/EEG resp. beschikking 96/350). Deze voorkeursvolgorde komt in grote lijnen overeen met “de ladder van Lansink”, die met het verloop der jaren nog niets aan waarde heeft ingeboet.

Ten behoeve van een zo hoogwaardig mogelijk afvalbeheer worden in de sectorplannen van het LAP minimumstandaarden opgenomen. De minimumstandaard geeft de minimale hoogwaardigheid aan van de be- en verwerking van een bepaalde afvalstof of categorie van afvalstoffen en is bedoeld om te voorkomen dat afvalstoffen laagwaardiger worden be- en verwerkt dan wenselijk is. De standaard kan worden gezien als een invulling van de voorkeursvolgorde voor afvalbeheer voor afzonderlijke afvalstoffen en vormt op die manier een referentieniveau bij de vergunningverlening voor afvalbeheer. Vergunningen worden in principe alleen verleend als de aangevraagde activiteit minstens even hoogwaardig is als de minimumstandaard, dat wil zeggen als de activiteit een milieudruk veroorzaakt die gelijk of minder is dan die van de minimumstandaard.

## 2.4 Werking van het LAP

Ingevolge artikel 10.14 van de Wet milieubeheer moet ieder bestuursorgaan bij het uitoefenen van een bevoegdheid met betrekking tot afvalstoffen rekening houden met het LAP. Dit artikel richt zich zowel tot het bestuursorgaan dat het plan vaststelt (horizontale binding voor de minister van VROM) als de bestuursorganen die medeverantwoordelijk zijn voor de uitvoering van het LAP (verticale binding voor andere bestuursorganen). Door deze verticale binding onderscheidt het LAP zich van overige in de Wet milieubeheer geregelde milieubeleidsplannen. Bij die plannen is namelijk alleen het bestuursorgaan dat het plan vaststelt, verplicht er rekening mee te houden.

Voor de minister van VROM vormt het LAP het toetsingskader voor het afgeven van Verklaringen van geen bedenkingen (vvgb). De vvgb-plichtige handelingen zijn verbranden als vorm van verwijdering, storten en activiteiten die een grote invloed kunnen hebben op de verbrandings- en stortcapaciteit. De toetsing beperkt zich tot de criteria capaciteit en continuïteit. Daarnaast is het LAP het toetsingskader voor het afgeven van vergunningen die onder de minister van VROM als bevoegd gezag vallen. Het gaat hierbij om inzamelvergunningen voor bepaalde gevaarlijke afvalstoffen. Tenslotte vormt het LAP voor de minister van VROM het toetsingskader voor het afgeven van beschikkingen op kennisgevingen van voorgenomen in-, uit- en doorvoer van afvalstoffen op grond van de EEG-verordening overbrenging van afvalstoffen (artikel 4.3 en artikel 7 van verordening 259/93/EEG).

Andere ministeries dienen bij het opstellen van beleidsplannen en het afgeven van beschikkingen rekening te houden met milieuaspecten. Voor het onderdeel afvalbeheer dient het LAP als referentiekader.

De provincies, gemeenten en waterkwaliteitsbeheerders dienen dit plan te gebruiken als toetsingskader bij de uitoefening van hun bevoegdheden krachtens de Wet milieubeheer. Het gaat dan bijvoorbeeld om alle vergunningverlening op grond van de Wet milieubeheer waar afvalaspecten aan de orde zijn. Dit betekent dus niet alleen de vergunningen voor afvalbeheerinstellingen, maar ook de vergunningen voor bedrijven waar afval vrijkomt. Aandachtspunt bij de vergunningverlening aan inrichtingen die (categorieën van) afvalstoffen willen be- en/of verwerken, is de minimumstandaard die in het Beleidskader (hoofdstuk 10 Minimumstandaard) en in de afzonderlijke sectorplannen is opgenomen.

Daarnaast is het LAP kaderstellend voor het beleid van provincies en gemeenten voor invoering en stimulering van afvalpreventie en gescheiden inzameling van huishoudelijk afval en bedrijfsafval.

Tenslotte is van belang dat het uit oogpunt van uniformiteit en rechtsgelijkheid ongewenst is dat het bevoegd gezag een hoogwaardiger verwerkingswijze dan de minimumstandaard eist. Dit geldt niet als de aanvraag voor een vergunning zelf voorziet in een verwerkingswijze die verder gaat dan de minimumstandaard. Ook laat dit onverlet dat het bevoegd gezag wel nadere eisen kan opnemen in de vergunning ten aanzien van het beperken van gevaar, schade en hinder, en gelet op lokale effecten.



### **3 TE NEMEN BESLUITEN**

#### **3.1 M.e.r.-plichtige besluiten**

Het Besluit Milieueffectrapportage 1994 (gewijzigd bij besluit van 7 mei 1999) geeft aan dat het doorlopen van een m.e.r.-procedure verplicht is voor de vaststelling van het beleid inzake het beheer van afvalstoffen (zowel gevaarlijke als niet-gevaarlijke afvalstoffen), voor zover dit betrekking heeft op:

- a) de methode van bewerken, verwerken of vernietigen van afvalstoffen;
- b) het op of in de bodem brengen van afvalstoffen om deze daar te laten;
- c) de keuze van de locatie of de te creëren voorzieningen voor het beheer van afvalstoffen.

Als m.e.r.-plichtig besluit is hierbij aangewezen het besluit dat als eerste voorziet in het beheer van afvalstoffen.

Het vaststellen van het LAP behelst in wezen het nemen van een groot aantal besluiten. Niet al deze besluiten zijn m.e.r.-plichtig. In het beleidskader worden geen beslissingen genomen, zoals hierboven onder a), b) of c) vermeld. Er bestaat dan ook geen wettelijke plicht om een MER voor het beleidskader op te stellen.

Besluiten over de capaciteitsplanning voor storten en thermisch verwerken zijn evenmin m.e.r.-plichtig.

De m.e.r.-plichtige besluiten zijn met name te vinden in de sectorplannen, daar waar het gaat om nieuwe of mogelijk te wijzigen besluiten ten aanzien van de methode van bewerken, verwerken of vernietigen van afvalstoffen (a) of het op de bodem brengen van afvalstoffen om deze daar te laten (b).

De besluiten genoemd onder (c) zijn m.e.r.-plichtig, maar deze besluiten zijn in het LAP niet aan de orde. Besluiten omtrent de keuze van de locatie of de te creëren voorzieningen voor het beheer van afvalstoffen worden genomen door de provincies als bevoegd gezag voor de vergunningverlening.

#### **3.2 Minimumstandaarden**

Het vastleggen van een minimumstandaard op het niveau van een bepaalde verwerkingstechniek (methodeniveau) is een dergelijk m.e.r.-plichtig besluit als aangeduid onder (a) of (b). Een minimumstandaard geeft de minimale hoogwaardigheid aan van de be- en verwerking van een bepaalde afvalstof of categorie van afvalstoffen en is bedoeld om te voorkomen dat afvalstoffen laagwaardiger worden be- en verwerkt dan wenselijk is. De standaard kan worden gezien als een invulling van de voorkeursvolgorde voor afvalbeheer voor afzonderlijke afvalstoffen en vormt op die manier een referentieniveau bij de vergunningverlening voor afvalbeheer. Dit wil zeggen dat vergunningen in principe alleen worden verleend wanneer de activiteit een milieudruk veroorzaakt die gelijk of minder is dan de minimumstandaard.

Voor de meeste minimumstandaarden is niet voorzien dat deze op methodeniveau worden geformuleerd. Deze worden op tredeniveau vastgesteld. Daarbij moet worden gedacht aan het vastleggen van een (onderdeel van de) trede op de beheersladder (nuttig toepassen c.q. materiaal- of producthergebruik of toepassing als brandstof; verbranden; storten).

In de Richtlijnen heeft de minister van VROM een aantal afvalstromen aangeduid waarvan het mogelijk of wenselijk is (of zou kunnen zijn) dat de minimumstandaard op het niveau van een

verwerkingstechniek wordt geformuleerd. Daarbij is in een aantal gevallen ook aangegeven welke alternatieve verwerkingstechnieken moeten worden beschouwd.

Het AOO heeft op basis van de Richtlijnen en nieuwe informatie die beschikbaar is gekomen na de vaststelling van de Richtlijnen een selectie gemaakt van afvalstromen en verwerkingsalternatieven die in de MER in beschouwing zijn genomen. Deze zijn in onderstaande tabel weergegeven.

Tabel 3.1 Overzicht van in het MER beschouwde afvalstromen en verwerkingstechnieken

<b>1. afgewerkte olie (cat. III)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Verbranden in een DTO</li> <li>- Meestoken in een cementoven</li> <li>- Meestoken in elektriciteitscentrale</li> <li>- Destillatie met natriumbehandeling</li> </ul>
<b>2. asbest</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Pyrolyse/smelten</li> <li>- Oplossen in natronloog</li> <li>- Storten</li> <li>- Sinteren</li> </ul>
<b>3. batterijen (zinkbruinsteen en alkaline)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Elektrosmeltoven</li> <li>- Pyrolyse/smelten</li> <li>- Pyrometallurgische verwerking</li> <li>- Hydrometallurgische verwerking</li> </ul>
<b>4. BSSW olie</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Verbranden in een DTO</li> <li>- Meestoken in een cementoven</li> <li>- Meestoken in elektriciteitscentrale</li> <li>- Inzet als reductiemiddel</li> </ul>
<b>5. fotografisch gevaarlijk afval (bleek fixeer)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Elektrolyse + sulfideprecipitatie/ultramembraanfiltratie + fysisch/chemisch/biologische zuivering + AVI</li> <li>- Elektrolyse + sulfideprecipitatie/ultramembraanfiltratie + fysisch/chemisch/biologische zuivering + Verglazing</li> <li>- Elektrolyse + fysisch/chemisch/biologische zuivering + AVI</li> <li>- Elektrolyse + Fysisch/chemisch/biologische zuivering + verglazing</li> <li>- Fysisch/chemische zuivering + Pyrolyse + verglazing</li> <li>- Elektrolyse + indamping/osmose + verglazing</li> <li>- Hergebruik</li> </ul>
<b>6. fotografisch afval (kleur ontwikkelaar)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Sulfideprecipitatie/ultramembraanfiltratie + voorverdampen + fysisch/chemisch/biologische zuivering + AVI</li> <li>- Sulfideprecipitatie/ultramembraanfiltratie + voorverdampen + fysisch/chemisch/biologische zuivering + verglazing</li> <li>- Chemische ontzilvering + voorverdampen + fysisch/chemisch/biologische zuivering + AVI</li> <li>- Chemische ontzilvering + voorverdampen + fysisch/chemisch/biologische zuivering + verglazing</li> <li>- Fysisch/chemisch zuiveren + pyrolyse + verglazing</li> <li>- Chemische ontzilvering + indamping/osmose/verglazing</li> <li>- Hergebruik</li> <li>- Voorverdampen + fysisch/chemisch/biologische zuivering + AVI</li> <li>- Voorverdampen + fysisch/chemisch/biologische zuivering + verglazing</li> </ul>
<b>7. fotografisch afval (vast)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Shredderen/spoelen + electrolyse + fysisch/chemisch zuiveren + AVI</li> <li>- Pyrolyse + verglazen reststoffen</li> <li>- Shredderen/spoelen + fysisch/chemisch zuiveren + AVI</li> </ul>
<b>8. fotografisch afval (zwart-wit-fixeer)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Elektrolyse + sulfideprecipitatie/ultramembraanfiltratie + fysisch/chemisch/biologische zuivering + indamping + AVI</li> <li>- Elektrolyse + fysisch/chemisch/biologische zuivering + indamping + AVI</li> <li>- Fysisch/chemische zuivering + Pyrolyse + verglazing</li> <li>- Elektrolyse + indamping/osmose + verglazing</li> <li>- Elektrolyse + ONO + fysisch/chemisch/biologische zuivering en indamping + AVI</li> </ul>

<b>9. fotografisch afval (zwart-wit-ontwikkelaar)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Sulfideprecipitatie/ultramembraanfiltratie + fysisch/chemisch/biologische zuivering + indamping + AVI</li> <li>- Chemische ontzilvering + fysisch/chemisch/biologische zuivering + indamping + AVI</li> <li>- Fysisch/chemische zuivering + pyrolyse + verglazing</li> <li>- Elektrolyse + indamping/osmose + verglazing</li> <li>- Fysisch/chemische zuivering (ONO) + fysisch/chemisch/biologische zuivering + indamping + AVI</li> </ul>
<b>10. gasontladingslampen en fluorescentiepoeder</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Shredderen + scheiding + hergebruik glas en metalen + terugwinning kwik uit fluorescentiepoeder</li> <li>- End-cut/air push + hergebruik glas en metalen + terugwinning kwik uit fluorescentiepoeder</li> <li>- End-cut air push met selectie-eenheid + hergebruik glasfractie en metalen + terugwinning kwik en zeldzame aardoxiden uit fluorescentiepoeder</li> </ul>
<b>11. gebruikte chemicaliën verpakkingen</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Integraal verbranden in een DTO</li> <li>- Pyrolyse/smelten</li> <li>- Shredderen + cryogene scheiding</li> <li>- Shredderen + spoelen</li> </ul>
<b>12. Gft-afval</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Geen gescheiden inzameling + AVI</li> <li>- Geen gescheiden inzameling + SVV (scheiden-vergisten-verbranden)</li> <li>- Gescheiden inzameling + composteren</li> <li>- Gescheiden inzameling + vergisten</li> <li>- Gescheiden inzameling + vergassen + elektriciteitscentrale</li> </ul>
<b>13. groenafval (houtachtig)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Composteren</li> <li>- Vergassen + elektriciteitscentrale</li> <li>- Wervelbedverbranding</li> </ul>
<b>14. kwikhoudend afval</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Vacuumdestillatie</li> <li>- Pyrolyse/smelten</li> </ul>
<b>15. ONO-slib</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Storten op C2-deponie</li> <li>- Pyrolyse/smelten</li> <li>- Storten na koude immobilisatie</li> </ul>
<b>16. oplosmiddelen</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Verbranden in een DTO</li> <li>- Meestoken in een cementoven</li> <li>- Meestoken in een elektriciteitscentrale</li> <li>- Destillatie + verbranden in een DTO</li> <li>- Destillatie + meestoken in cementoven</li> </ul>
<b>17. olie/water/slib-mengsels</b>	<p><u>Oliefractie</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- verbranden in een DTO</li> <li>- meestoken in een cementoven</li> <li>- meestoken in een elektriciteitscentrale</li> <li>- destillatie met natriumbehandeling</li> </ul> <p><u>Slibfractie</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- verbranden in een DTO</li> <li>- meestoken in een cementoven</li> <li>- verwerking in een thermische grondreinigingsinstallatie</li> <li>- verbranden in een AVI</li> </ul>
<b>18. puin en zeefzand</b>	Diverse toepassingsvarianten en combinaties
<b>19. rookgasreinigingsresidu (nat)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Storten in big bags</li> <li>- Storten in big bags als mengsel</li> <li>- Storten na koude immobilisatie</li> <li>- Pyrolyse/smelten</li> <li>- Storten na koude immobilisatie samen met vliegias</li> <li>- Versatzbau (zoutmijnen)</li> </ul>
<b>20. rookgasreinigingsresidu (droog)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Storten in big bags</li> <li>- Storten in big bags als mengsel</li> <li>- Pyrolyse/smelten</li> <li>- Versatzbau (zoutmijnen)</li> </ul>
<b>21. shredderafval</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Storten</li> <li>- Verbranden in een AVI</li> <li>- Pyrolyse, vergassen, smelten</li> <li>- Vergassen + naverbranden</li> </ul>
<b>22. straalgrit (alleen niet reinigbaar)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Storten op een C3-stortplaats</li> <li>- Pyrolyse/smelten</li> </ul>

<b>23. teermastiek</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Verbranden in een AVI</li> <li>- Verbranden in een DTO</li> <li>- Verbranden in een cementoven</li> <li>- Verbranden in circulerend werfelbedoven</li> <li>- Storten</li> </ul>
<b>24. vliegias (AVI)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Storten in big bags</li> <li>- Koude immobilisatie en storten als C3</li> <li>- Toeslagstof bij immobilisatie slibben</li> <li>- Koude immobilisatie (waterglas, hydrostab)</li> <li>- Vulstof in asfalt</li> <li>- Dammbau (kolenmijnen)</li> <li>- Versatzbau (zoutmijnen)</li> <li>- Pyrolyse/smelten</li> </ul>
<b>25. vliegias (DTO)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Storten na koude immobilisatie</li> <li>- Pyrolyse/smelten</li> <li>- Storten in big bags</li> <li>- Versatzbau (zoutmijnen)</li> </ul>
<b>26. zuiveringsslib (communaal)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Verbranden in slibverbrandingsinstallatie</li> <li>- Biologisch drogen + verbranden in elektriciteitscentrale</li> <li>- Biologisch drogen + verbranden in cementoven</li> <li>- Thermisch drogen + verbranden in elektriciteitscentrale</li> <li>- Thermisch drogen + verbranden in cementoven</li> <li>- Vergassen</li> <li>- Natte oxidatie</li> <li>- Pyrolyse/smelten</li> <li>- Verbranden in een AVI</li> </ul>

De selectie van afvalstromen en technieken is in een aantal gevallen een verdere invulling, aanvulling of afwijking van de afvalstromen en verwerkingstechnieken die in de Richtlijnen zijn aangegeven.

- Zoals gevraagd in de Richtlijnen is nagegaan voor welke afvalstoffen, die niet in de Richtlijnen zijn opgenomen, in het MER voor het MJP-GA II een kwantitatieve levenscyclusanalyse is uitgevoerd. Het betreft oplosmiddelen en een aantal oliehoudende afvalstoffen. Deze stromen zijn in het MER betrokken, met uitzondering van oliefilters en categorie I en II afgewerkte olie, door van de relevante verwerkingsalternatieven voor deze stromen, opnieuw de milieueffecten te bepalen. Daarbij is gebruik gemaakt van de geactualiseerde LCA-methodiek en classificatiefactoren.
  - De reden om categorie I en II afgewerkte olie niet mee te nemen is gelegen in het feit dat op grond van Richtlijn 87/101/EEG inzake de verwijdering van afgewerkte olie, de wijze van verwerking van afgewerkte olie is voorgeschreven. Het besluit omtrent de minimumstandaard ligt derhalve op voorhand vast en is bovendien een voortzetting van bestaand beleid.
  - Oliefilters zijn niet in het MER meegenomen omdat de inspanning om de mogelijke (7) verwerkingsalternatieven te vergelijken naar verwachting niet opweegt tegen het resultaat. Dit, ten eerste vanwege de “onvergelijkbaarheid” van de in de richtlijnen genoemde alternatieven als gevolg van verschillende systeemgrenzen die in beschouwing genomen zouden moeten worden, ten tweede in relatie tot de kleine stroom (minder dan 2 kton/jaar), en ten derde omdat de bestaande wijze van verwerking grotendeels in het buitenland plaatsvindt en niet valt te reguleren met een minimumstandaard binnen Nederland. Niet meenemen van deze afvalstroom in het MER betekent vanzelfsprekend tevens dat de minimumstandaard niet op techniekniveau wordt geformuleerd.
- In de Richtlijnen is aangegeven dat nagegaan moet worden voor welke C2 afvalstromen nieuwe informatie aanwezig is over verwerkingsalternatieven zoals immobilisatie, zodat een kwantitatieve levenscyclusanalyse zinvol is. Op grond hiervan zijn de stromen AVI-vliegias, DTO-vliegias, nat en droog rookgasreinigingsresidu en kwikhoudend afval in dit MER meegenomen.

- In afwijking van de Richtlijnen zijn de stromen autobanden en reinigbaar straalgrit niet in het MER beschouwd.
  - Om de milieugevolgen van verschillende verwerkingsmethoden voor onder andere autobanden te vergelijken is in 1996 een milieuanalyse gedaan (TNO, 1996). In de Richtlijnen is gevraagd om na te gaan of de in deze LCA beschouwde alternatieven opnieuw moeten worden doorgerekend in verband met wijzigingen in de LCA-methodiek en classificatiefactoren, en te bezien of er nieuwe technieken voor de verwerking van autobanden beschikbaar zijn. Na bestudering van de genoemde milieuanalyse, en inventarisatie van mogelijke verwerkingstechnieken, mede gelet op het feit dat niet alle beschouwde technieken voor alle autobanden technisch en economisch haalbaar zijn, is afgezien van een actualisatie van de genoemde milieuanalyse. Dit betekent tevens dat de minimumstandaard niet op techniekniveau wordt geformuleerd.
  - Het niet meenemen van reinigbaar straalgrit in de MER is enerzijds gebaseerd op de constatering dat voor reinigbaar straalgrit het huidige beleid wordt aangehouden gericht op nuttige toepassing, en dat wordt ondersteund door een stortverbod op basis van het Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen. Anderzijds is meegewogen dat de voorkeur voor één van de, in de Richtlijnen aangegeven, alternatieven voor reinigingsbehandelingen afhankelijk is van de aard en mate van verontreiniging van het straalgrit. Dit betekent dat het voorschrijven van een van deze alternatieven in een minimumstandaard ertoe zou kunnen leiden dat steeds een deel van het reinigbare straalgrit zou moeten worden gereinigd op een wijze die niet adequaat is, terwijl de acceptatiecriteria van de reinigingsinstallaties hierin voldoende sturend zijn. In het MER zijn wel verwerkingsalternatieven voor niet-reinigbaar straalgrit met elkaar vergeleken.

De selectie van technieken, en de eventuele afwijking van de Richtlijnen is onderbouwd bij de afvalstroomgewijze behandeling in hoofdstuk 6.

### 3.3 Capaciteitsplanning thermische verwerking

Thermische verwerking heeft in dit kader betrekking op brandbare, niet herbruikbare afvalstoffen. Het doel van het beleid is om deze afvalstoffen zo te verwerken dat zoveel mogelijk energie wordt gewonnen en dat de capaciteit van de bestaande afvalverbrandingsinstallaties optimaal beschikbaar is voor het (brandbare) afval, waarvoor het uit milieuhygiënisch of technisch oogpunt gewenst is dat het niet elders wordt verwerkt.

Ondanks het feit dat besluiten over de capaciteitsplanning geen m.e.r.-plichtige besluiten zijn heeft de minister van VROM in de Richtlijnen aangegeven dat in het MER moet worden ingegaan op de milieueffecten van verschillende scenario's voor de verwerking van brandbaar afval<sup>1</sup>. Dit is wenselijk om een (milieu-)verantwoorde afweging te kunnen maken omtrent de capaciteit die nodig is voor het verwijderen door verbranden van afval, in relatie tot de mogelijkheden om brandbaar afval nuttig toe te passen als brandstof.

Het MER bevat geen informatie ten behoeve van de besluitvorming over benodigde stortcapaciteit. Hierbij is sprake van voortzetting van bestaand beleid, zodat de milieuconsequenties ten opzichte van het vorige plan (TJP.A) beperkt zijn.

In het MER zijn vier verschillende verwerkingsroutes (scenario's) voor brandbaar restafval van huishoudens, bedrijven en uit bouw- en sloopafval vergeleken. De scenario's zijn onderscheidend ten opzichte van elkaar met betrekking tot de inzet van be- en

---

<sup>1</sup> Daar waar gesproken wordt in dit MER over brandbaar afval, wordt bedoeld het niet als materiaal of product herbruikbare, brandbare afval.



verwerkingstechnieken. Binnen de gegeven randvoorwaarden, is gekozen voor extremen, zodat de vergelijking van milieueffecten inzicht geeft om besluiten te nemen omtrent de capaciteitsplanning voor verwijderen in relatie tot nuttig toepassen van brandbaar afval als brandstof.

Tabel 3.2 Overzicht van in het MER beschouwde scenario's voor de be- en verwerking van brandbaar afval

Scenario	Toelichting
<b>1. Maximaal PPF</b>	Scheiden van huishoudelijk en daarmee vergelijkbaar bedrijfsafval in RDF en ONF. PPF afscheiden uit RDF, meestoken in kolencentrales of cementovens. Restant RDF evenals vergist/gecomposteerd ONF verbranden in AVI's. Scheiding van PPF uit overige bedrijfsafvalstromen met behulp van ballistische technieken.
<b>Variant</b>	Idem als 1, met uitzondering van vergisten of composteren van ONF, voorafgaand aan verbranding in AVI's.
<b>2. Maximaal RDF</b>	Idem als 1 voor overige bedrijfsafvalstromen. Bewerken van huishoudelijk afval tot een RDF (refuse derived fuel) en verwerking in specifieke, grotendeels nieuw te bouwen verbrandingsinstallaties voor hoogcalorisch afval.
<b>3. Integraal verbranden</b>	Uitbreiding van verwijderingscapaciteit (AVI's) zodanig dat er een evenwicht is tussen aanbod en capaciteit.
<b>4. Status Quo</b>	Geen uitbreiding van de verwerkingscapaciteit. Voortzetting van de bestaande situatie. Het overschot van brandbaar afval wordt gestort.

In afwijking van de Richtlijnen zijn niet alle stromen brandbaar afval in het MER betrokken. De stromen gevaarlijk afval, shredderafval, reinigingsdienstenafval en zuiveringsslib zijn buiten beschouwing gelaten. De reden hiervoor is dat voor zuiveringsslib een nagenoeg afgeronde verwerkingsstructuur bestaat. Gevaarlijk afval en reinigingsdienstenafval zijn kleine stromen en niet van wezenlijke invloed op de benodigde verwerkingscapaciteit voor het wegwerken van het overschot brandbaar afval. Autoafval is evenmin meegenomen vanwege de beperkte omvang en de bijzondere eigenschappen.

Voor de verdere uitwerking van dit onderdeel wordt verwezen naar hoofdstuk 7.

### 3.4 Doel van het MER

Gelet op de m.e.r.-plichtige besluiten over minimumstandaarden op techniekniveau, alsmede het vrijwillig in het MER betrokken besluit omtrent de capaciteitsplanning voor thermisch verwerken, is het primaire doel van het MER:

*Het aanreiken van informatie over milieuaspecten ten behoeve van de besluitvorming over minimumstandaarden op techniekniveau en over de capaciteitsplanning voor verbranden. Het gaat daarbij om informatie over de gevolgen voor het milieu van diverse alternatieven voor de be- en verwerking van afvalstoffen. Door deze informatie krijgt het milieubelang een volwaardige plaats in het besluitvormingsproces.*

### 3.5 Relatie tussen MER, LAP en milieutoets

De resultaten van de m.e.r. zijn betrokken bij het vaststellen van de minimumstandaarden en de capaciteitsplanning voor thermische verwerking in het LAP. Daarbij is in het LAP expliciet ingegaan op de conclusies van de milieukundige vergelijking van alternatieven (meest milieuvriendelijk alternatief) en de betekenis daarvan voor de keuze van de minimumstandaarden en de capaciteitsplanning.

Bij de uitvoering van de implementatie van het LAP zal het MER fungeren als informatiedocument ten behoeve van de beoordeling van vergunningaanvragen voor de verwerking van afvalstoffen. Daarbij gaat het om de toetsing van de hoogwaardigheid van aangevraagde verwerkingstechnieken aan de minimumstandaard.

Conform de richtlijnen voor het MER is in het MER niet aangegeven welke minimumstandaarden moeten worden gekozen, en hoe de capaciteitsplanning voor thermische verwerking eruit moet zien. Beslissingen hieromtrent zijn verwoord en onderbouwd in het LAP, waarbij niet alleen rekening wordt gehouden met de milieuanalyse zoals die in het MER is gemaakt, maar ook met:

- (voor de minimumstandaarden) kosten, haalbaarheid, uitvoerbaarheid, consequenties voor in- en uitvoer, hanteerbaarheid en effectiviteit bij vergunningverlening, de ervaringen met het werken met de huidige minimumstandaarden.;
- (voor de capaciteitsplanning) Europese ontwikkelingen (onderscheid nuttige toepassing en verwijdering) en de liberalisering van de afvalmarkt.

Al aangegeven in paragraaf 3.1 is dat in het Beleidskader geen m.e.r.-plichtige besluiten aan de orde zijn. Om het milieubelang bij de besluitvorming over de hoofdlijnen van het afvalbeleid, zoals dat is opgenomen in het Beleidskader, te betrekken is een milieutoets uitgevoerd. Een dergelijke milieutoets wordt gewoonlijk uitgevoerd bij het formuleren van nieuwe regelgeving (wetten, AMvB's en ministeriële regelingen). De toets beoogt de gevolgen op rijksniveau van nieuwe regelgeving in beeld te brengen, aan de hand van een aantal vragen omtrent de gevolgen van de ontwerpregelgeving voor:

- het energieverbruik en de mobiliteit;
- het verbruik en de voorraden van grondstoffen;
- afvalstromen en emissies naar lucht, bodem en oppervlaktewater;
- het gebruik van de beschikbare fysieke ruimte.

De milieutoetsvragenlijst maakt deel uit van een meer uitgebreide vragenlijst, waarin ook vragen ten aanzien van bedrijfseffecten en uitvoerbaarheid en handhaafbaarheid van het LAP zijn opgenomen. Voor de resultaten van de milieutoets wordt verwezen naar Deel 1, hoofdstuk 21 van het LAP.



## 4 BESTAANDE SITUATIE

### 4.1 Bestaande milieubelasting

In dit MER worden de potentiële gevolgen voor het milieu beschreven van het verwerken van afvalstoffen met behulp van verschillende technieken of langs verschillende routes (scenario's voor thermische verwerking). Om inzicht te krijgen in de relatieve bijdrage van de verwerking van afvalstoffen aan de totale milieuproblemen, zijn de milieueffecten van de Nederlandse economie bepaald. Daarbij is aangesloten bij (CML, 2001) die met behulp van de levenscyclusanalyse (LCA) methodiek de milieueffecten hebben bepaald van de economische activiteiten in Nederland. Voor zover beschikbaar hebben de gegevens betrekking op 1997.

Tabel 4.1 Bestaande milieusituatie

Milieuthema	Milieugevolgen		
<i>Effectgericht</i>			
versterking broeikaseffect	221	miljoen ton CO <sub>2</sub> -eq	1997
aantasting ozonlaag	0,98	kiloton CFK11-eq	1997
verzuring	0,67	miljoen ton SO <sub>2</sub> -eq	1997
eutrofiering			
terrestrisch	1,13	miljoen ton NO <sub>x</sub> -eq	1997
aquatisch	0,50	miljoen ton PO <sub>4</sub> <sup>(3-)</sup> -eq	1997
humane toxiciteit	188	miljoen ton 1,4-DCB-eq	1997
ecotoxiciteit			
aquatisch (zoetwater)	7,54	miljoen ton 1,4-DCB-eq	1997
terrestrisch	0,96	miljoen ton 1,4-DCB-eq	1997
fotochemische oxidantvorming	0,18	miljoen ton C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -eq	1997
uitputting abiotische grondstoffen	1,65	miljoen ton Sb-eq	1997
fysieke aantasting ecosystemen			
biodiversiteit	19,4	miljard	1993
life support	225000	miljoen ton/ha*jr	1993
<i>Ingreepgericht</i>			
fysiek ruimtebeslag	3390	km <sup>2</sup> *jr	1993
finaal (te storten) afval	7,3	miljoen ton	1997
energieverbruik	4300	miljard MJ	1993
waterverbruik	2,53	miljard m <sup>3</sup>	1996

Zoals aangeduid zijn de gegevens omtrent de bestaande milieusituatie gebruikt om de milieueffecten van afvalverwerking te relativeren.

## 4.2 Ervaringen bij de uitvoering van bestaande plannen

Bij het opstellen van het MER is rekening gehouden met de ervaringen die zijn opgedaan bij de uitvoering van het TJP.A en het MJP-GA. Voor zover van belang geacht zijn deze ervaringen, alsmede knelpunten bij de uitvoering meegenomen in de Richtlijnen, waarop het MER is gebaseerd. Daarbij gaat het met name om de keuze van de te beschouwen afvalstromen en verwerkingsalternatieven. Aanvullende inzichten op dit punt zijn hierna kort toegelicht. Gelet op de reikwijdte van het MER betreft het met name de ervaringen met de minimumstandaarden (MJP-GA II) en de capaciteitsplanning van verbranden (TJP.A-95). Voor een uitgebreide beschouwing van meer beleidsmatige aspecten wordt verwezen naar het LAP, Deel 1.

### 4.2.1 Meerjarenplan gevaarlijk afval II

In het MER voor het MJP-GA II zijn verwerkingsalternatieven met elkaar vergeleken voor verschillende afvalstoffen. Deze milieuanalyse was primair bedoeld om de besluiten omtrent vaststelling van minimumstandaarden te onderbouwen. Bij de uitvoering van het MJP-GA II was beoogd dat het MER een rol zou spelen bij het toetsen van vergunningaanvragen aan de minimumstandaard. In het MJP-GA II is daartoe aangegeven dat als een bedrijf een bepaalde techniek wil toepassen het bedrijf moet aantonen dat deze techniek minstens even hoogwaardig is als de minimumstandaard. In een aantal gevallen dient daartoe een levenscyclusanalyse (LCA) te worden uitgevoerd, waarbij de resultaten moeten worden vergeleken met de resultaten in het MER. Gebleken is dat een dergelijke vergelijking alleen zinvol is wanneer wordt uitgegaan van dezelfde aannames en basisgegevens. Daartoe is het vereist dat de opbouw, aannames, keuzen, bronnen, e.d. die zijn gebruikt bij de uitvoering van LCA transparant in het MER zijn weergegeven. In het MER voor het LAP is hieraan expliciet aandacht besteed.

Een ander aandachtspunt voor het MER dat voortkomt uit de ervaringen met de uitvoering van het MJP-GA II in relatie tot het daarbij horende MER is dat bij voorkeur kwantitatief onderbouwde milieuvergelijkingen worden opgesteld. In het MER voor het MJP-GA II zijn vergelijkingen veelal kwalitatief gemaakt. Kwantitatieve informatie geeft duidelijker aan waar het niveau van hoogwaardigheid ligt, waaraan vergunningaanvragen moeten worden getoetst. Dit geeft zowel in de richting van de aanvrager als voor de toetsing een eenduidiger referentiewaarde. Bij de selectie van afvalstromen en verwerkingsalternatieven is met name bezien in hoeverre voldoende relevante informatie aanwezig is om een kwantitatieve milieuvergelijking te kunnen maken.

In het MER is onder andere gebruik gemaakt van de informatie die bijeen is gebracht in het kader van het actieprogramma MJP-GA II. In dit kader gaat het met name om de actiepunten die waren gericht op het invullen van de kennisleemten uit het MER voor het MJP-GA II. Dit betreft het opstellen van emissieprofielen voor een aantal afvalstromen (straalgrit, fotografisch gevaarlijk afval, gebruikte chemicaliënverpakkingen, oliehoudend afval en hoogcalorisch afval, filterkoek van ontwateren, neutraliseren en ontgiften). Tevens is naar aanleiding van de geconstateerde leemten in kennis en inzicht aandacht besteed aan de wijze waarop keuzen kunnen worden gemaakt tussen de verschillende wijzen van weging en hoe om te gaan met het alloceren van milieueffecten wanneer afvalverwerking meerdere functies dient (bijvoorbeeld energiebenutting naast afvalvernietiging). Deze acties hebben niet geleid tot eenduidige antwoorden maar wel tot inzichten, die bij dit MER zijn benut.

Naast de hiervoor genoemde aanvullingen van ontbrekende informatie over afvalstromen (samenstelling, omvang) en technieken in het kader van het actieprogramma MJP-GA II is gebruik gemaakt van (kwantitatieve) informatie uit milieueffectrapporten die in de afgelopen jaren ten behoeve van inrichtingsvergunningprocedures zijn opgesteld, en van informatie uit monitoringsrapportages (VROM, 2000b).

#### **4.2.2 Tienjarenprogramma afval 1995-2005**

Het MER voor het TJP.A-95 had betrekking op de milieukundige onderbouwing van de capaciteitsplanning voor verbranden. In het MER waren daartoe alternatieven vergeleken die als uiterste varianten aangemerkt kunnen worden. Hierdoor kon de informatie uit het MER ook worden meegenomen bij de verder ontwikkeling van het beleid, alsmede de toetsing van vergunningaanvragen voor capaciteitsuitbreiding en voornemens daartoe. Dit is aanleiding om in het MER voor het LAP met betrekking tot de keuze van verwerkingsscenario's voor brandbaar afval eveneens in te steken met uiterste varianten.

De belangrijke leemten in kennis in het MER voor het TJP.A-95 betroffen de informatie over de procesdata van de technieken en de omvang en samenstelling van het afval. Nadere informatie is zowel verkregen uit milieueffectrapporten die in de afgelopen jaren ten behoeve van inrichtingsvergunningprocedures zijn opgesteld, als uit onderzoeken naar samenstelling, eigenschappen en aanbod die in het kader van onderzoeksprogramma's van RIVM, NOVEM en AOO zijn uitgevoerd (zoals onderzoek prioritaire afvalstoffen, EWAB-programma, Werkgroep afvalregistratie).

#### **4.3 Randvoorwaarden voor het MER**

Bij het opstellen van het MER is rekening gehouden met een groot aantal beleidsmatige uitgangspunten en randvoorwaarden vanuit wet- en regelgeving. Een overzicht van vastgesteld en te verwachten beleid, bestaande plannen en bestuurlijke uitspraken is opgenomen in bijlage B3. In deze bijlage is in tabelvorm een beknopte beschrijving opgenomen van de uitgangspunten en randvoorwaarden en hun status en betekenis voor het MER en de besluitvorming.

Opgemerkt moet worden dat sommige beleidsmatige uitgangspunten bij een heroverweging van het beleid, i.c. het vaststellen van het LAP, wijzigen. Dit betekent dat dit overzicht de situatie aangeeft bij het opstellen van het LAP, en niet bij vaststelling van het LAP.



## 5 ANALYSE VAN MILIEUEFFECTEN

### 5.1 De LCA-methodiek algemeen

In het MER worden verwerkingsalternatieven voor afvalstoffen vergeleken, waarbij gebruik wordt gemaakt van levenscyclusanalyses (LCA's). LCA is een systematische manier om, met behulp van een "wieg-tot-graf"-benadering, de milieu-impact van producten of activiteiten te evalueren, ofwel met de LCA-methode worden de milieugevolgen van de complete afvalverwerkingsprocessen (van begin tot eind) in kaart gebracht. De bedoelde milieugevolgen zijn in de eerste plaats de bijbehorende emissies van stoffen naar water, lucht en bodem die horen bij de daadwerkelijke bewerkingshandelingen. Daarnaast wordt echter ook gekeken naar de emissies die horen bij de voor de afvalverwerking benodigde hulpprocessen als transport, energie, productie van hulpstoffen, etc. Naast al deze directe emissies naar water, lucht en bodem wordt verder tevens rekening gehouden met potentiële gevolgen voor de uitputting van hulpbronnen en de invloed van landgebruik op ecosystemen. Tevens zijn de vermeden effecten meegenomen als gevolg van de nuttige toepassing van afvalstoffen als vervanging van primaire grond-, hulp- en brandstoffen.

De aanpak bestaat uit het identificeren en kwantificeren van emissies en van materiaal- en energieverbruik gedurende alle fasen van de gehele levenscyclus van producten en processen. De gekwantificeerde emissies en hoeveelheden energie- en materiaalgebruik worden in de LCA vervolgens vertaald naar effecten op milieuthema's (verzuring, broeikas effect, etc.). Alle effecten die horen bij de verwerking van een hoeveelheid afval worden per thema bij elkaar geteld. Hierdoor resulteert dan een totale score op ieder van deze thema's van een compleet verwerkingsproces, dus van alle voorbereidingshandelingen, bewerkingen, transporteffecten en dergelijke bij elkaar. Door de verschillende verwerkingsopties middels een LCA uit te werken volgt vervolgens een beeld van welke verwerkingsoptie op een bepaald milieuthema (bijvoorbeeld broeikas effect) het beste scoort.

### 5.2 De uitvoering van de LCA in stappen

De belangrijkste onderdelen van een LCA zijn:

1. Doelbepaling;
2. Inventarisatie;
3. Classificatie / karakterisering (milieueffectbeoordeling);
4. Evaluatie (normalisatie, interpretatie en weging).

#### Stap 1. Doelbepaling

Een wezenlijk onderdeel vormt het definiëren van de systeemgrenzen voor de analyse: welk (onderdeel van) een proces moet worden geanalyseerd. Als functionele eenheid is in alle LCA's voor het MER consequent uitgegaan van de verwerking van 1 ton afval met een zekere kwaliteit op het moment direct na inzameling. Alle eindscores zijn uiteindelijk uitgedrukt in de verwerking van 1 ton van de betreffende afvalstof.

In het MER zijn milieu-ingrepen van alle (deel)processen in de gehele keten meegenomen. De verwijderingketen begint voor huishoudelijke afval en voor bedrijfsafval direct na inzameling, dat wil zeggen respectievelijk vanaf de gemeentegrens en vanaf het terrein van de primaire ondoener. De verwijderingketen eindigt met de definitieve verwijdering van reststoffen en/of de nuttige toepassing van secundaire grondstoffen. Ook de gevolgen van nuttige toepassing van vervanging van primaire grond-, hulp- en brandstoffen zijn in de LCA meegenomen.



Stap 2. Inventarisatie

In deze fase van de LCA vindt de inventarisatie van de verschillende milieu-ingrepen plaats, zoals emissies van stoffen naar lucht, bodem, water, gebruik van grondstoffen, vrijkomen van te storten afvalstoffen. Voor de vergaring van data is gebruik gemaakt van stapsgewijze procesbeschrijvingen en overzichtstabellen. Deze zijn per gedefinieerde afvalstroom uitgewerkt en gerapporteerd in achtergronddocumenten. In totaal zijn er 28 achtergronddocumenten waarvan er 25 betrekking hebben op de in tabel 3.1 weergegeven afvalstromen met bijbehorende technieken.

Stap 3. Classificatie / karakterisering

Binnen de classificatie / karakterisering zijn de milieu-ingrepen met behulp van karakteriseringfactoren vertaald naar indicatoren voor milieueffecten of LCA-thema's. Soms hebben meerdere indicatoren betrekking op één milieuthema. Voor wat betreft de keuze van LCA-thema's is in deze studie aangesloten bij de veelgebruikte methode van het Centrum voor Milieukunde te Leiden (CML, 2001).

Uit onderstaande tabel (tabel 5.1) blijkt welke milieu- en LCA-thema's wel en niet zijn meegenomen in het MER. Uit de tabel wordt tevens duidelijk dat sommige milieuthema's worden bepaald door de scores op verschillende LCA-thema's. Dit betekent automatisch dat genuanceerd moet worden omgegaan met het vergelijken van milieu- en LCA-thema's onderling.

Tabel 5.1 Milieu- en LCA-thema's in het MER

Milieuthema's	LCA-thema's	In LCA voor MER	
		Ja	Nee
<i>Effectgericht</i>			
Klimaatverandering	versterking broeikaseffect	X	
	aantasting ozonlaag	X	
Verzuring	verzuring	X	
Vermesting	eutrofiering		
	• terrestrisch • aquatisch	X X	
Verdroging	verdroging		X
Verspreiding	humane toxiciteit	X	
	ecotoxiciteit		
	• terrestrisch	X	
	• aquatisch (zoetwater)	X	
	fotochemische oxidantvorming	X	
Verstoring	geluid, geur, e.d.		X
Verspilling	uitputting biotische grondstoffen		X
	uitputting abiotische grondstoffen	X	
Aantasting	fysieke aantasting ecosystemen		
	• biodiversiteit	X	
	• life support	X	
	aantasting van landschap		X
Versnippering	(fragmenterende ingrepen)		X
<i>Ingreepgericht</i>			
	waterverbruik	X	
	energiegebruik	X	
	fysiek ruimtebeslag	X	
	finaal (te storten) afval	X	

#### Stap 4. Evaluatie (normalisatie, interpretatie en weging)

Nadat gekarakteriseerde effectscores zijn berekend, zijn de verschillende LCA- en milieuthema's ten opzichte van elkaar in beschouwing genomen door middel van een normalisatie en milieuweging.

Bij normalisatie worden de scores gedeeld door de totale omvang van de betreffende scores in een referentiegebied in een referentiejaar, om een betere vergelijking van de verschillende effectscores mogelijk te maken. Door dit voor alle thema's te doen ontstaan zogenaamde genormaliseerde scores die het beter mogelijk maken om de belasting op verschillende thema's met elkaar te vergelijken. Met deze normalisatiestap wordt tevens een beeld verkregen van de mate waarin het onderzochte systeem bijdraagt aan de totale omvang van de milieuproblemen. Omdat het MER is gericht op de Nederlandse situatie en emissies uit de Nederlandse afvalverwijderingsstructuur worden geïnventariseerd, is uitgegaan van scores voor het Nederlandse grondgebied. Tevens worden in deze fase nog eens de resultaten geëvalueerd op grond van een toets voor compleetheid, sensitiviteit en consistentie.

Conform de Richtlijnen voor het MER (VROM, 2000) is naar de resultaten gekeken door een zevental verschillende weegvormen toe te passen. De wegingen worden toegepast op de genormaliseerde effectscores. Per afvalstof is dan (per weegvorm) het meest milieuvriendelijk alternatief aangegeven. Hiertoe zijn de volgende verschillende wegingen uitgevoerd:

1. alle milieuthema's wegen even zwaar;
2. alle LCA-thema's wegen even zwaar;
3. weging aan de overheidsdoelstellingen ("distance-to-target"; DtT) (\*);
4. weging alleen aan het LCA-thema's broeikasemissie (in verband met de beleidsprioriteit energie);
5. weging alleen aan het milieuthema verspreiding (\*).

(\*) Binnen de vormen 3 en 5 zijn steeds twee varianten onderscheiden afhankelijk van de wijze waarop is omgegaan met de LCA-thema's die samen bijdragen aan een bepaald milieuthema (zie ook tabel 5.1).

Een toelichting op de gehanteerde weegvormen is opgenomen in achtergronddocument A2 bij het MER. Hier is volstaan met onderstaande tabel (tabel 5.2) waarin voor de verschillende weegvarianten is aangegeven in welke weegvorm bepaalde LCA-thema's meetellen en in welke omvang.

Tabel 5.2 Overzicht wegingfactoren diverse weegvarianten

Milieuthema - LCA--thema's	Weegfactor per weegvariant						
	1	2	3a	3b	4	5a	5b
<i>Effectgericht</i>							
Klimaatverandering:							
- Versterking broeikaseffect	0,5	1	0,59	1,17	1	-	-
- Aantasting ozonlaag	0,5	1	3,0	6,0	-	-	-
Verzuring:							
- Verzuring	1	1	2,9	2,9	-	-	-
Vermesting:							
- Eutrofiëring terrestrisch	0,5	1	1,8	3,6	-	-	-
- Eutrofiëring aquatisch	0,5	1	1,8	3,59	-	-	-
Verspreiding:							
- Humane toxiciteit	0,33	1	0,66	2	-	0,33	1
- Aquatische ecotoxiciteit (zoet)	0,17	1	0,34	2	-	0,17	1
- Terrestrische ecotoxiciteit	0,17	1	0,34	2	-	0,17	1
- Fotochemische oxidantvorming	0,33	1	0,66	2	-	0,33	1
Verspilling							
- Uitputting abiotisch	1	1	-	-	-	-	-
Aantasting							
- Biodiversiteit	0,5	1	-	-	-	-	-
- Life support	0,5	1	-	-	-	-	-
<i>Ingreepgericht</i>							
Waterverbruik	-	-	-	-	-	-	-
Energieverbruik	-	-	-	-	-	-	-
Ruimtebeslag:							
- Fysiek ruimtebeslag	-	-	-	-	-	-	-
- Finaal (te storten) afval	-	-	2,4	2,4	-	-	-

## 6 MILIEUEFFECTEN PER AFVALSTROOM

In dit hoofdstuk zijn per afvalstroom de gegevens gepresenteerd omtrent samenstelling, verwerkingsalternatieven en kosten, alsmede de resultaten van de LCA-vergelijking. De paragrafen zijn steeds afgesloten met conclusies en kanttekeningen hierbij.

De informatie in deze paragrafen is beknopt gehouden en gericht op een presentatie van gegevens en resultaten die van belang zijn om de milieuaspecten zo goed mogelijk bij de besluitvorming te kunnen betrekken. Dit betekent dat voor uitgebreidere informatie over de afvalstroom, de verwerkingsalternatieven, de gegevens die zijn gebruikt om een kwantitatieve milieuvergelijking uit te voeren, de berekeningen, stoffenbalansen, achtergrondprocessen en analyses wordt verwezen naar achtergronddocumenten.

In stroomspecifieke achtergronddocumenten A3 tot en met A27 is informatie opgenomen over:

- de afvalstroom en de samenstelling;
- de verwerkingstechnieken en referentie-installaties;
- de procesbeschrijvingen en systeemgrenzen;
- de massabalans en het ruimtebeslag;
- de verwerkingskosten;
- het transport;
- de energiebalans;
- de verbruikte bedrijfsmiddelen;
- de emissies naar bodem, water en lucht;
- de leemten in kennis;
- een overzicht van de milieu-ingrepen.

Voor zover aan de orde is tevens ingegaan op uitgespaarde grond- hulp- en brandstoffen.

In achtergronddocumenten A1 en A2 is informatie opgenomen over respectievelijk de balansen die zijn gehanteerd op componentniveau en de LCA-specifieke informatie. Met betrekking tot het laatste gaat het om een verdieping van de informatie die is opgenomen in hoofdstuk 5 van dit MER, zoals de afleiding van de weegfactoren, beschrijving van de LCA-randvoorwaarden, en de in de berekening van de milieueffecten gebruikte achtergrondprocessen.

Deze achtergronddocumenten zijn apart van onderhavig MER uitgebracht in de vorm van separate rapporten.

Naast separate achtergronddocumenten omvat dit MER-rapport tevens een aantal bijlagen. In bijlage B7 is een overzicht opgenomen van de resultaten van de gevoeligheidsanalyses die per stroom/techniekcombinatie zijn uitgevoerd. De resultaten van deze gevoeligheidsanalyses geven een beeld van de significantie van de verschillen tussen de verwerkingsalternatieven.

Deze bijlage heeft als doel om een zo breed mogelijk inzicht te verschaffen in de verkregen resultaten. In het kader van dit MER zijn voor alle stroom/techniek-combinaties namelijk zo veel gevoeligheidsanalyses uitgevoerd dat het veel te ver zou voeren om aan al deze analyses expliciet aandacht te besteden in de rest van dit hoofdstuk. Wanneer in een achtergronddocument sprake is van een gevoeligheidsanalyse, maar deze geen aanleiding heeft gegeven om hier bij de bespreking van de resultaten in het MER zelf expliciet op in te gaan, is in bijlage B7 in ieder geval wel het resultaat van zo'n gevoeligheidsanalyse terug te vinden.

## 6.1 Halogeenhoudende olie (afgewerkte olie, cat. III)

### 6.1.1 Beschrijving halogeenhoudende olie

Halogeenhoudende olie wordt gedefinieerd als alle oliehoudende afvalstoffen:

- met een gehalte aan organische halogeenverbindingen, berekend als chloor, gelijk aan of groter dan 1.000 mg/kg
- met een gehalte aan polychloorbifenylen waarbij per individueel PCB er niet meer dan 0,5 mg/kg aanwezig is.

Voor de gemiddelde samenstelling van halogeenhoudende olie is uitgegaan van een Cl-gehalte van 0,5% en een S-gehalte van 1%. Door de grote diversiteit van aan halogeenhoudende oliën is het moeilijk een gemiddelde te geven voor het halogeen- en zwavelgehalte. Hierom zijn in het kader van de gevoeligheidsanalyse ook varianten doorgerekend met respectievelijk de waarden van 0,1% Cl, 1% Cl en 5% S.

### 6.1.2 Huidige verwerking

De drie bestaande verwerkingsalternatieven voor halogeenhoudende olie zijn gebaseerd op verbranding van de oliefractie. De verbranding vindt plaats in een draaitrommeloven (DTO), als meestook in een cementoven of als meestook in een energiecentrale. Het vierde alternatief, dat op dit moment niet operationeel is, betreft destillatie met een natriumbehandeling. De twee laatstgenoemde methoden voor halogeenhoudende olie zijn in het MJP GA-II als minimumstandaard aangemerkt.

### 6.1.3 Verwerkingsalternatieven

Bij de verbranding van de halogeenhoudende olie in een draaitrommeloven (DTO) wordt het gebruikt als brandstof. In de DTO draagt de oliefractie bij aan de vernietiging van laag-calorische gevaarlijke afvalstoffen.

Halogeenhoudende olie wordt ook ingezet als secundaire brandstof voor meestook in cementovens. Hierdoor wordt de inzet van primaire grondstof vermeden (zwavelhoudende kolen).

Een derde mogelijkheid voor halogeenhoudende olie is de inzet als secundaire brandstof in elektriciteitscentrales. Hierbij wordt de olie dan meegestookt in de ketel van een kolengestookte centrale. Daarbij wordt de reguliere brandstof van de centrale (kolen) vervangen.

Een vierde verwerkingsoptie is een chemische behandeling met natrium om chloorverbindingen te verwijderen en fractiescheiding door middel van destillatie. De fractiescheiding heeft als doel om uit de ingangsstromen marktconforme producten (gasolie, stookolie) af te scheiden. Het resterende afvalresidu wordt bijgestookt in cementovens.

In tabel 6.1.1 zijn de alternatieven opgenomen die derhalve in dit MER zijn doorgerekend. Zie voor een uitgebreide beschrijving achtergronddocument A3.

Tabel 6.1.1: Overzicht verwerkingsalternatieven voor halogeenhoudende olie

VERWERKINGSALTERNATIEVEN
Verbranding in draaitrommeloven (DTO)
Verbranding (meestook) in cementoven
Verbranding (meestook) in elektriciteitscentrale
Destillatie met natriumbehandeling

### 6.1.4 Resultaten LCA-vergelijking

In de LCA-berekeningen voor het MER-LAP worden milieueffectscores berekend op grond van het totaal aan emissies naar het milieu, onttrekkingen van grondstoffen uit het milieu en ruimtebeslag zoals dat in de inventarisatiefase is vastgesteld. Zie achtergronddocument A2 voor een toelichting op de achtergronden bij de LCA-berekeningen

De effectscores zijn vergeleken met de totale milieubelasting in Nederland in 1997. Dit is overeenkomstig richtlijn R-9 van de Richtlijnen voor het MER-LAP. De aldus verkregen genormaliseerde effectscores vormen de basis van de milieuhygiënische vergelijking van verwerkingsalternatieven. De genormaliseerde milieueffectscores van de verwerkingsalternatieven voor halogeenhoudende olie zijn gegeven in tabel 6.1.2.

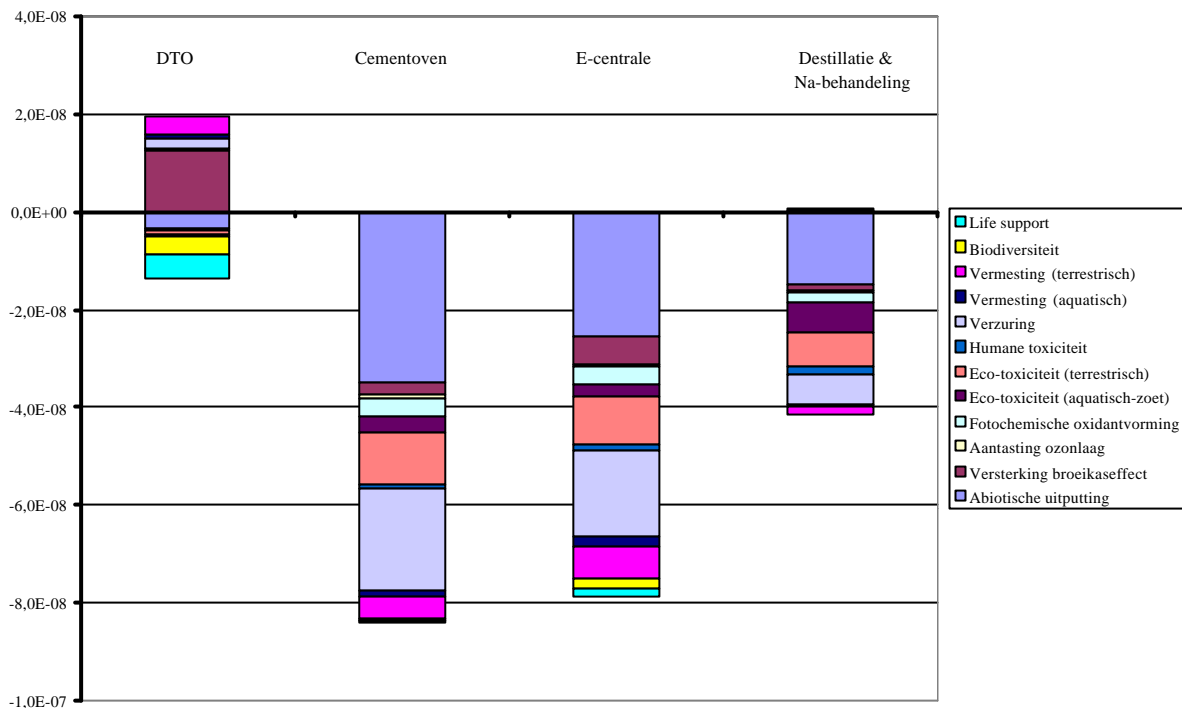
Tabel 6.1.2: Genormaliseerde effectscores (\* $10^{-12}$ ) voor halogeenhoudende olie

	DTO	Cementoven	E-centrale	Destillatie
Abiotische uitputting	-3.400	-34.788	-25.576	-14.788
Versterking broeikaseffect	12.579	-2.624	-5.656	-1.204
Aantasting ozonlaag	-17	-579	-431	-535
Fotochem.Oxidantvorming	610	-4038	-3.863	-1.945
Eco-toxiciteit (aq. - zoet)	-259	-2984	-2.321	-6.127
Eco-toxiciteit (terrestr.)	-1.084	-10845	-9.927	-7.237
Humane toxiciteit	-104	-941	-1.090	-1.330
Verzuring	1.674	-20628	-17.638	-6.158
Vermesting (aquatisch)	1.030	-1.345	-1.992	-548
Vermesting (terrestr.)	3.628	-4.531	-6.628	-1.690
Biodiversiteit	-3.706	-481	-1.881	258
Life support	-5.022	-444	-1.853	388

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Figuur 6.1.1 toont de scores uit tabel 6.1.2 in grafische vorm. De genormaliseerde effectscores zijn hierbij gesommeerd. Deze figuur geeft een helder beeld van de bijdrage dat elk LCA-thema aan het milieuprofiel levert. Het milieuprofiel is vergelijkbaar met de effectscore volgens weegmethode 2 ('alle LCA-thema's wegen even zwaar') uit paragraaf 6.1.5.

Figuur 6.1.1: Gesommeerde milieueffectscores (genormaliseerd) voor verwerking van halogeenhoudende olie



Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Naast de genormaliseerde effectscores zijn er ingreepgerichte scores berekend die niet rechtstreeks aan milieuthema's zijn gekoppeld. De gegevens geven slechts de score weer voor een aantal veelgebruikte milieu-indicatoren. De scores zijn niet genormaliseerd en worden weergegeven in tabel 6.1.3.

Tabel 6.1.3: Ingreepgerichte scores per ton halogeenhoudende olie

	DTO	Cementoven	E-centrale	Destillatie
Landgebruik (m <sup>2</sup> j)	-102	-11	-44	8
Finaal afval (kg)	-36	-1.190	-889	-176
Energieverbruik (MJ)	-9.280	-73.600	-54.100	-46.600
Waterverbruik (liter)	-33.100	-8.720	-173.000	-8.400

### 6.1.5 Bespreking resultaten

Bij elk van de verwerkingsalternatieven is onderzocht welke ingrepen de grootste impact hebben op de effectscores (zwaartepuntanalyse), waarbij weegmethode 2 als uitgangspunt is genomen.

Daarnaast zijn ingrepen gevarieerd waarvan uit de inventarisatie bleek dat er onvoldoende zekerheid over de gehanteerde waarde was (gevoeligheidsanalyse).

Door het hanteren van variaties kon tevens een significantieanalyse worden uitgevoerd. Hierbij worden de grootste variaties in effectscores tussen de verwerkingsalternatieven met elkaar vergeleken. Zie achtergronddocument A2 voor een nadere toelichting op de significantieanalyse. Op deze manier is een tabel samen te stellen waarbij enerzijds de gewogen effectscores worden gepresenteerd en anderzijds de significantie in verschillen wordt uitgedrukt (zie tabel 6.1.4). De gebruikte weegmethoden zijn overeenkomstig de Richtlijnen voor het

MER-LAP (R-37) alsmede twee varianten op deze weegmethoden. Achtergronddocument A2 geeft een uitgebreide toelichting op de gehanteerde weegmethoden.

De significant lagere, dus milieuhygiënisch gezien gunstiger, scores zijn lichtgekleurd en cursief. De significant hogere scores zijn donkergekleurd en vet. De ongekleurde scores vormen derhalve een middengroep.

Tabel 6.1.4: Gewogen effectscores (\*10<sup>-12</sup>) voor verwerking van halogeenhoudende olie

	DTO	Cementoven	E-centrale	Destillatie
Alle milieuthema's even zwaar	<b>2.459</b>	-64413	-56.152	-25.965
Alle LCA-thema's even zwaar	<b>5.929</b>	-84230	-78.857	-40.917
DtT voor milieuthema's	<b>8.684</b>	-472904	-371.005	-88.772
DtT voor LCA-thema's	<b>22.751</b>	-516356	-418.043	-121.672
Alleen broeikaseffect	<b>12.579</b>	-2.624	-5.656	-1.204
Verspreiding (gewogen)	<b>-61</b>	-3994	-3.717	-3.353
Verspreiding (ongewogen)	<b>-837</b>	-18809	-17.201	-16.639

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Van de LCA-thema's hebben met name uitputting abiotische grondstoffen, ecotoxiciteit (terrestrisch) verzuring en versterking broeikas effect een hoge effectscore. Deze thema's hebben een onderscheidend vermogen voor de vergelijking van de milieuprofielen van de verwerkingsalternatieven.

Verwerking van halogeenhoudende olie in een DTO veroorzaakt bij alle weegmethoden de hoogste milieubelasting. Dit wordt veroorzaakt doordat de vermeden milieu-ingrepen (elektriciteit) hier niet zo groot zijn als bij de andere alternatieven. Met name de versterking van het broeikas effect, veroorzaakt door uitstoot van CO<sub>2</sub>, leidt tot een verhoging van de totale milieulast. Bij dit verwerkingsalternatief is het vermeden landgebruik wel het grootst. Dit hangt samen met de productie van gedemineraliseerd water bij de DTO-installatie die productie elders vervangt. Dit alternatief is nauwelijks gevoelig voor aannamen in de milieu-ingrepen. De verschillende variaties in chloor- en zwavelgehalte leiden slechts tot zeer beperkte veranderingen in de totale milieuscore van de DTO en hebben geen van alle invloed op de vergelijking met de andere verwerkingsalternatieven.

Verwerking van halogeenhoudende olie in een cementoven levert op alle milieueffecten een positief milieueffect verbetering op door het vermeden gebruik van grondstoffen voor de productie van cement en de productie van elektriciteit. Met name de uitputting van abiotische grondstoffen (kolen), verzuring (SO<sub>2</sub>) en ecotoxiciteit (zware metalen; met name vanadium, kwik, chroom, nikkel en arseen) worden per saldo verminderd door uitgespaarde kolen. Het milieuprofiel van dit alternatief is sterk gevoelig voor de uitgespaarde brandstoffen. Indien stookolie wordt uitgespaard in plaats van kolen heeft dit alternatief een hogere milieubelasting dan verwerking in een elektriciteitscentrale en, enigszins afhankelijk van de gekozen weegmethode, ongeveer gelijke milieubelasting als verwerking met behulp van destillatie.

Meestook van halogeenhoudende olie in een kolengestookte elektriciteitscentrale levert een vergelijkbaar beeld op als de verwerking in een cementoven. De vermindering van uitputting van abiotische grondstoffen en terrestrische ecotoxiciteit is hierbij minder groot. Dit wordt ook veroorzaakt door de hoge verbrandingswaarde van halogeenhoudende olie waardoor de vermeden ingrepen in de cementoven relatief sterk worden meegerekend. De milieubelasting van dit alternatief is met name gevoelig voor het zwavel- en chloorgehalte in de olie. Bij een hogere gehalten van met name zwavel (zie paragraaf 6.1.1) neemt de milieubelasting duidelijk toe en, afhankelijk van de weegmethode, scoort deze verwerkingmethode veelal vergelijkbaar met destillatie, maar altijd nog beter dan de DTO.



Verwerking van halogeenhoudende olie in een destillatie-inrichting met natriumbehandeling levert per saldo een verbetering op voor het milieu doordat er minder primaire brandstoffen worden verbruikt (uitputting abiotische grondstoffen). In dit geval is er geen sprake van vermeden kolen maar van vermeden ruwe olie doordat de bewerkte olie opnieuw als bedrijfsmiddel kan worden ingezet. Indien de ‘verspreidingsthema’s’ worden gewogen (toxiciteit en smogvorming) heeft dit alternatief een vergelijkbare milieubelasting als meestook in een elektriciteitscentrale. De reden hiervoor is dat met de vermeden olieproductie relatief veel toxische emissies worden voorkomen. De milieubelasting van dit alternatief is matig gevoelig voor aannamen omtrent de milieu-ingrepen. De belangrijkste zijn het zwavelgehalte, de keuze van de vermeden primaire brandstof in cementovens en de tijdhorizon van het LCA-thema ecotoxiciteit. In geen van de gevallen is de verschuiving echter van dien aard dat hierdoor de vergelijking met andere verwerkingstechnieken duidelijk wordt beïnvloed.

### 6.1.6 Conclusies uit de LCA-vergelijking

- De vergelijking van de verwerkingsalternatieven voor halogeenhoudende olie is relatief ongevoelig voor de gekozen wegingsmethode.
- De geschatte *vermeden* milieubelasting is zeer relevant voor de vergelijking van de verwerkingsalternatieven.
- Meestoken van halogeenhoudende olie in een cementoven of in een elektriciteitscentrale heeft de laagste milieubelasting.
- Verbranding van halogeenhoudende olie in een DTO heeft bij alle wegingsmethoden de hoogste milieubelasting.
- De verwerking van halogeenhoudende olie in een destillatie-unit met natriumbehandeling levert een gemiddelde milieubelasting.
- Van alle alternatieven is met name verwerking in een cementoven gevoelig voor aannamen omtrent de milieu-ingrepen. Met name de aanname dat kolen als primaire brandstof worden vermeden, heeft grote invloed op de geschatte milieubelasting.
- Voor met name meestoken in een elektriciteitscentrale geldt dat de milieubelasting significant toeneemt bij verhoogde zwavel- en chloorgehalten in de olie.

### 6.1.7 Verwerkingskosten

Er zijn verwerkingskosten geschat voor alle vier geselecteerde verwerkingsalternatieven. Tabel 6.1.5 geeft deze weer.

Tabel 6.1.5: Geschatte verwerkingskosten (exclusief BTW) per ton

Alternatief	Geschatte kosten in Euro's
DTO	140
Cementoven	120
E-centrale	140
Destillatie/natriumbehandeling	140

### 6.1.8 Kanttekeningen

De gunstige resultaten voor een aantal van de alternatieven worden vooral bereikt doordat het gebruik van andere grondstoffen (met name energiedragers) vermeden wordt. Daarbij is verondersteld dat toepassing van halogeenhoudende olie inderdaad deze grondstoffen vervangt en niet de plaats inneemt van andere afvalstromen die op gelijke wijze reeds de grondstoffen vervangen.

Er is bovendien bij de verwerking door middel van destillatie onzekerheid over de vraag bij welke chloorgehalten in de halogeenhoudende olie deze verwerkingsoptie een reële optie is. Er is in dit MER gerekend met hogere gehalten dan in de aanvraag van de initiatiefnemer is gedaan. Tevens is onbekend of de hoge(re) zwavelgehalten invloed hebben op de afzet van (commercieel) belangrijke oliefracties. Ook is hier onbekend in hoeverre (organische) zuren in de halogeenhoudende olie aanwezig zijn en of dit leidt tot een substantieel extra natriumverbruik. In dit MER is dit bij gebrek aan kennis buiten beschouwing gelaten. Overigens ontbreekt het ook aan voldoende informatie over milieu-ingrepen die samenhangen met de productie van natrium. In dit MER is alleen een aanname gedaan voor het bijbehorende elektriciteitsverbruik. De invloed hiervan op het totale milieuprofiel is nihil.

## 6.2 Asbest

### 6.2.1 Beschrijving asbest

Asbest is de verzamelnaam voor een groep in de natuur voorkomende dunne en sterke silicatenvezels. Er zijn zes soorten asbest, te weten chrysotiel (wit asbest), amosiet (bruine asbest), crocidoliet (blauwe asbest), anthophylliet, tremoliet en actinoliet. Asbest is onbrandbaar, warmte- en elektrisch isolerend, stabiel onder extreme omstandigheden, flexibel, sterk en heeft goede wrijvingseigenschappen. Door deze kenmerken zijn er ruim 3.000 commerciële toepassingen van asbest. Sinds 1940 is 80% van alle asbest in Nederland toegepast in de bouw. Chrysotiel asbest is het meest toegepast, hoofdzakelijk (circa 85%) in asbestcementplaten (eterniet). Ongeveer 10% is toegepast in golfplaten, isolatieplaten en plantenbakken en circa 5% in vinyl (1963-1980), koppelingsplaten en remvoeringen van auto's.

De samenstelling van de diverse asbesthoudende producten is verschillend. Omdat asbestcementplaten (eterniet) de omvangrijkste stroom (43%) van alle asbesthoudende productgroepen is, wordt in dit MER uitgegaan van de samenstelling van asbestcementplaten. Asbestcementplaten bestaan vooral uit CaO (63,5%) en SiO<sub>2</sub> (24,3%).

### 6.2.2 Huidige verwerking

Storten van asbestcementplaten is de gebruikelijke verwerkingsmethode in Nederland. Asbest is een inerte stof die niet uitlooft. Verwerking vindt momenteel merendeels plaats op reguliere stortplaatsen en een beperkt deel als C3-afval.

Daarnaast wordt onderzoek gedaan naar een aantal toekomstige, alternatieve verwerkingsmogelijkheden. De onderliggende milieuhygiënische vergelijking is nodig om een keuze tussen deze verwerkingsalternatieven te kunnen maken (richtlijn R-13 van de richtlijnen voor het MER-LAP).

### 6.2.3 Verwerkingsalternatieven

Diverse smeltproeven zijn uitgevoerd in het kader van het programma T-2000. Daarbij is onder andere gebruik gemaakt van de pyrometallurgische smelter in het Duitse Bestwig. In Nederland zijn concrete plannen ontwikkeld voor het realiseren van een pyrolyse-, vergassings- en smeltinrichting voor diverse afvalstoffen, waaronder asbest. Asbestcementplaten worden dan in een pyrometallurgische smelter omgevormd tot een basaltachtig product, dat als categorie-1 bouwstof kan worden toegepast. Een dergelijke PEC-installatie in Groningen is inmiddels in voorbereiding. In het buitenland bestaan enkele kleinschalige plasma-ovens voor het smelten van asbest. Het verschil tussen de twee smeltalternatieven is de wijze van verhitten. Bij de plasma-oven wordt gebruik gemaakt van een "plasmatoorts". Dit type smeltoven wordt gekenmerkt door zeer hoge smelttemperaturen en relatief hoge verwerkingskosten en wordt om die reden minder kansrijk geacht. Daarnaast is er onvoldoende informatie ontvangen over deze installaties om deze verwerkingstechniek in het MER mee te nemen.

Een van de nieuwe technieken, waarmee recent op kleine schaal is geëxperimenteerd, is het zogenaamde Tre-Se-Ne-Rie procédé. Bij deze techniek wordt asbest chemisch vernietigd door het op te lossen in natronloog. Er kan nog niet worden gesproken van een bewezen techniek, maar het voornemen bestaat om binnen 2 à 2,5 jaar in Nederland een proefinstallatie te realiseren. Met betrekking tot de nog ontbrekende informatie zijn in overleg met de initiatiefnemer aannames gedaan, teneinde een LCA te kunnen uitvoeren.

Een andere nieuwe techniek betreft een thermochemisch verwerkingsproces, waarbij asbest(houdend) afval wordt gesinterd: het "Asbestos Conversion System"(ACS). In dit proces

wordt asbestafval eerst behandeld met chemicaliën en vervolgens verhit. Het eindproduct kan nuttig worden toegepast als categorie-1 bouwstof. In Nederland bestaan er voornemens om een vaste installatie te realiseren.

Gelet op het voorgaande kunnen meerdere verwerkingsalternatieven voor asbestcementplaten worden onderscheiden. Op dit moment is over de in tabel 6.2.1 vermelde alternatieven voldoende informatie beschikbaar om een LCA te kunnen uitvoeren. In vergelijking met de MER-richtlijnen (R-13) is het thermochemische proces toegevoegd. Er zijn geen andere afwijkingen van deze richtlijn. Zie verder achtergronddocument A4 voor specifiek op deze afvalstroom gerichte uitwerking.

Tabel 6.2.1: Overzicht verwerkingsalternatieven

Verwerkingsalternatieven
Storten
Pyrolyse/smelten
Oplossen in NaOH en verwarmen
Sinteren

#### 6.2.4 Resultaten LCA-vergelijking

In de LCA-berekeningen voor het MER-LAP worden milieueffectscores berekend op grond van het totaal aan emissies naar het milieu, onttrekkingen van grondstoffen uit het milieu en ruimtebeslag zoals dat in de inventarisatiefase is vastgesteld. Zie achtergronddocument A2 voor een toelichting op de achtergronden bij de LCA-berekeningen.

De effectscores zijn vergeleken met de totale milieubelasting in Nederland in 1997 als gevolg economische handelingen. Dit is overeenkomstig richtlijn R-9 van de richtlijnen voor het MER-LAP. De aldus verkregen genormaliseerde effectscores vormen de basis van de milieuhygiënische vergelijking van verwerkingsalternatieven. De genormaliseerde milieueffectscores van de verwerkingsalternatieven voor asbest zijn gegeven in tabel 6.2.2.

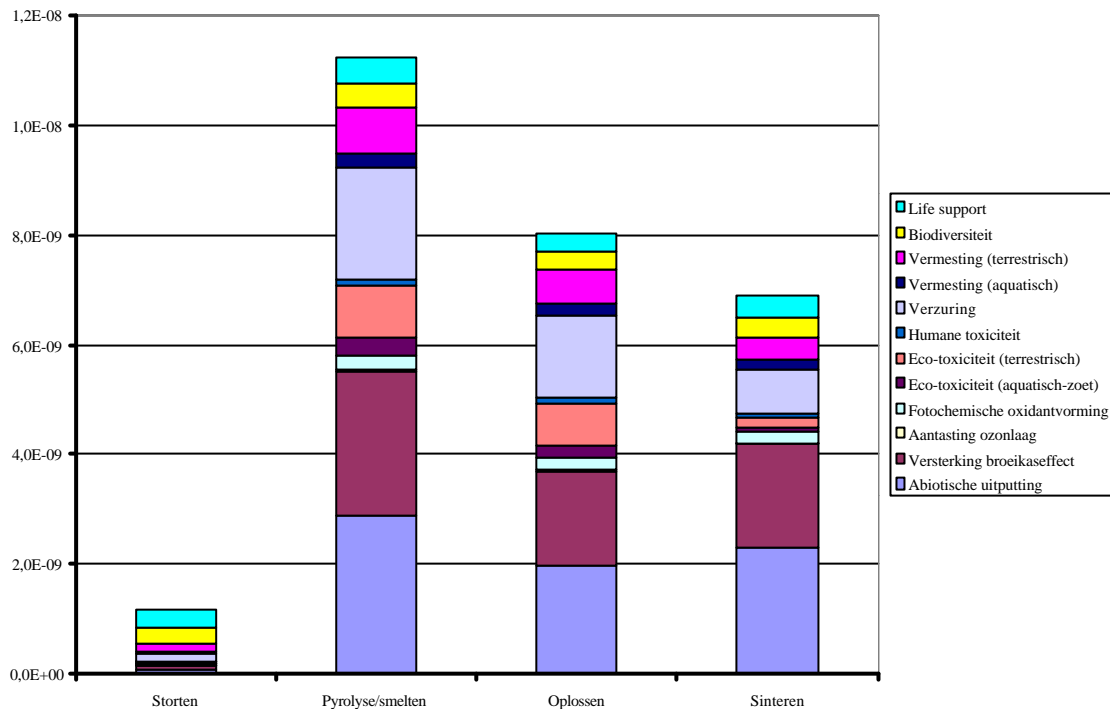
Tabel 6.2.2: Genormaliseerde effectscores (\* $10^{-13}$ ) voor asbestverwerking

	Storten	Pyrolyse/smelten	Oplossen	Sinteren
Abiotische uitputting	921	28.909	19.800	23.200
Versterking broeikaseffect	489	26.290	17.200	18.900
Aantasting ozonlaag	16	169	135	52
Fotochem. oxidantvorming	434	2.808	2.420	2.190
Eco-toxiciteit (aq. - zoet)	212	3.024	2.020	540
Eco-toxiciteit (terrestr.)	118	9.562	7.720	1.980
Humane toxiciteit	51	1.324	1.320	622
Verzuring	1.460	20.329	14.800	8.190
Vermesting (aquatisch)	400	2.709	2.070	1.600
Vermesting (terrestr.)	1.350	8.354	6.390	3.990
Biodiversiteit	3.050	4.325	3.100	3.800
Life support	3.200	4.622	3.480	3.870

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Figuur 6.2.1 toont de scores uit tabel 6.2.2 in grafische vorm. De genormaliseerde effectscores zijn hierbij gesommeerd. Deze figuur geeft een helder beeld van de bijdrage dat elk LCA-thema aan het milieuprofiel levert. Het milieuprofiel is vergelijkbaar met de effectscore volgens weegmethode 2 ('alle LCA-thema's wegen even zwaar') uit paragraaf 6.2.5.

Figuur 6.2.1: Gesommeerde milieueffectscores (genormaliseerd) voor asbestverwerking



Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Naast de genormaliseerde effectscores, zijn er ingreepgerichte scores berekend die niet rechtstreeks aan milieuthema's zijn gekoppeld. De gegevens geven slechts de score weer voor een aantal veelgebruikte milieu-indicatoren. De scores zijn niet genormaliseerd en worden weergegeven in tabel 6.2.3.

Tabel 6.2.3: Ingreepgerichte scores voor asbestverwerking

	Storten	Pyrolyse/smelten	Oplossen	Sinteren
Landgebruik (m <sup>2</sup> j)	6	9,5	7	9
Finaal afval (kg)	1.000	12,7	-3	-27
Energieverbruik (MJ)	149	7680	5.200	6.970
Waterverbruik (liter)	20	10800	6.020	467

## 6.2.5 Bespreking resultaten

Bij elk van de verwerkingsalternatieven is onderzocht welke ingrepen de grootste impact hebben op de effectscores (zwaartepuntanalyse), waarbij weegmethode 2 als uitgangspunt is genomen.

Daarnaast zijn ingrepen gevarieerd waarvan uit de inventarisatie bleek dat er onvoldoende zekerheid over de gehanteerde waarde was (gevoeligheidsanalyse).

Door het hanteren van variaties kon tevens een significantieanalyse worden uitgevoerd. Hierbij worden de grootste variaties in effectscores tussen de verwerkingsalternatieven met elkaar vergeleken. Zie achtergronddocument A2 voor een nadere toelichting op de significantieanalyse. Op deze manier is een tabel samen te stellen waarbij enerzijds de gewogen effectscores worden gepresenteerd en anderzijds de significantie in verschillen wordt uitgedrukt (zie tabel 6.2.4). De gebruikte weegmethoden zijn overeenkomstig de richtlijnen voor het MER-LAP (R-37) alsmede twee varianten op deze weegmethoden. Achtergronddocument A2 geeft een uitgebreide toelichting op de gehanteerde weegmethoden.

De significant lagere, dus milieuhygiënisch gezien gunstiger, scores zijn lichtgekleurd en cursief. De significant hogere scores zijn donkergekleurd en vet. De ongekleurde scores vormen derhalve een middengroep.

Tabel 6.2.4: Gewogen effectscores ( $\cdot 10^{-12}$ ) en significantieverschillen

	Storten	Pyrolyse/smelten	Oplossen	Sinteren
Alle milieuthema's even zwaar	685	<b>7.598</b>	<b>5.362</b>	<b>4.881</b>
Alle LCA-thema's even zwaar	1.169	<b>11.242</b>	<b>8.041</b>	<b>6.891</b>
DtT voor milieuthema's	<b>329.561</b>	14.218	6.314	-4.211
DtT voor LCA-thema's	<b>330.008</b>	20.282	10.882	-1.384
Alleen broeikas effect	49	<b>2.629</b>	<b>1.724</b>	<b>1.891</b>
Verspreiding (gewogen)	22	<b>350</b>	<b>289</b>	<b>136</b>
Verspreiding (ongewogen)	81	<b>1.672</b>	<b>1.347</b>	533

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Het storten van asbest is bij de meeste wegingmethoden het verwerkingsalternatief met de laagste milieubelasting. Alleen bij de DtT-weging scoort deze verwerkingsoptie qua milieubelasting het hoogst. Dit hangt vooral samen met de score voor finaal afval (zie tabel 6.2.3) die alleen in deze weegmethode wordt toegerekend. Bij het storten van asbest is het ruimtebeslag door storten bepalend voor de effectscore (thema's life support functie en biodiversiteit). Tevens zijn er beperkte scores voor vermisting en verzuring door NO<sub>x</sub>-emissies (transport en gebruik van diesel op stortplaats).

Het oplossen van asbest in natronloog geeft in de meeste gevallen de minst gunstige score. Dit hangt vooral samen met het hoge energieverbruik en het type energieproces. Het hoge energieverbruik leidt onder meer tot emissies van CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, zware metalen (kwik en vanadium) en uitputting van energiedragers (olie, gas, kolen). De emissies van zware metalen en NO<sub>x</sub> leiden ook tot de hoogste milieubelasting indien verspreidingsthema's dominant zijn. In vergelijking met sinteren is de milieubelasting toch hoger (ondanks het lagere energieverbruik) omdat bij sinteren een schoner energieproces wordt toegepast gebaseerd op aardgas.

Sinteren van asbest is een verwerkingsalternatief dat een gemengd beeld laat zien. Door het hoge energieverbruik vertoont het bij een aantal weegmethodieken een ongunstige score. Hierbij zijn de LCA-thema's uitputting grondstoffen, versterking broeikas effect en verzuring de meest relevante voor de milieuhygiënische afweging (emissies CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> en uitputting energiedragers). Bij andere weegmethodieken is de score gemiddeld of zelfs vrij gunstig. Dit laatste, de gunstige scores bij DtT-weging, hangt samen met een relatief grote hoeveelheid vermeden finaal afval.

De verwerking van asbest in een pyrometallurgische smelter is een methode die meestal een hoge milieubelasting vertoont. Belangrijke ingrepen zijn de emissies van CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> en NO<sub>x</sub> en uitputting van energiedragers als gas en steenkool. Al deze ingrepen hangen samen met energieverbruik. Bij de DtT-weging scoort dit verwerkingsalternatief gemiddeld omdat afval definitief uit de keten wordt genomen.

### 6.2.6 Conclusies uit de LCA-vergelijking

- Het storten van asbest is in de meeste gevallen de verwerkingsmethode met de laagste milieubelasting. Alleen bij de DtT-weging scoort de milieubelasting van storten het hoogst.
- De verwerking van asbest in een smeltprocédé (PEC-installatie) is een methode die meestal een gemiddelde milieubelasting vertoont.
- Het oplossen van asbest in natronloog geeft in de meeste gevallen de minst gunstige score.
- Sinteren van asbest is een verwerkingsalternatief dat een gemengd beeld laat zien. Door het hoge energieverbruik vertoont het bij een aantal weegmethodieken een ongunstige score. Bij andere weegmethodieken is de score gemiddeld of zelfs vrij gunstig.

### 6.2.7 Verwerkingskosten

Er zijn verwerkingskosten geschat voor alle vier geselecteerde verwerkingsalternatieven. Tabel 6.2.5 geeft deze weer.

Tabel 6.2.5: Geschatte verwerkingskosten (excl. BTW) per ton asbest

Alternatief	Geschatte kosten in Euro's
Storten	45
Pyrolyse/smelten	115
Oplossen	110 – 190
Sinteren	160

### 6.2.8 Kanttekeningen

Met uitzondering van storten is geen van de beschouwde verwerkingsalternatieven operationeel in Nederland. Met name over het energieverbruik en, specifiek bij het oplosprocédé de bedrijfsmiddelen zoals natronloog en zoutzuur, bestaan nu nog onzekerheden. Juist deze variabelen zijn dominant gebleken voor de huidige uitkomsten van de LCA-vergelijkingen. Het valt derhalve niet uit te sluiten dat de milieuprofielen van daadwerkelijk gerealiseerde full-scale verwerkingstechnieken een ander beeld zullen laten zien.

Hier komt bij dat met name de optie "oplossen in NaOH" is gebaseerd op opschaling van gegevens van enkele kleinschalige proefnemingen. Tegen deze achtergrond wordt opgemerkt dat uit de resultaten van dit MER met betrekking tot deze techniek hooguit zeer voorzichtige conclusies kunnen worden getrokken.

Een specifiek aspect bij asbest is het al dan niet vernietigen van de vezelstructuur. Bij het storten van asbest is dat niet het geval en blijft er een potentieel gevaar voor de verspreiding van schadelijke asbestvezels. Bij de overige verwerkingsalternatieven gebeurt dat wel en er is daarom sprake van een risicobeperking. Deze risicobeperking kan niet kwantitatief meegenomen worden in de berekeningen voor het MER.

## 6.3 Batterijen

### 6.3.1 Beschrijving batterijen

In het MER voor het LAP is uitsluitend aandacht geschonken aan zinkbruinsteen en alkaline batterijen. Deze batterijen vallen onder de categorie primaire (niet-herlaadbare) of droge batterijen. Doordat de processen aan de elektroden niet omkeerbaar zijn, kunnen deze batterijen slechts eenmaal worden gebruikt. Ongeveer 85% van de circa 3.000 ton batterijen die jaarlijks in Nederland ter verwerking wordt aangeboden bestaat uit (niet-oplaadbare) zinkbruinsteen en alkaline batterijen.

In dit MER is uitgegaan van een gemiddelde samenstelling van beide batterijsoorten, waarbij aangenomen is dat de verhouding zinkbruinsteen versus alkaline batterijen gelijk is aan 45% staat tot 55%. Met uitzondering van de toegepaste elektrolyten<sup>2</sup> bevatten beide typen batterijen (nagenoeg) dezelfde componenten. De belangrijkste componenten zijn ijzer (Fe), zink (Zn), mangaan (Mn) en koolstof. Op basis van bovenstaande verhouding voor de beide soorten batterijen bestaat de in het MER onderzochte mix aan batterijen voor 22,5% uit ijzer, voor 18% uit zink en voor 22% uit mangaan. Het aandeel koolstof in batterijen is ongeveer 10%.

### 6.3.2 Huidige verwerking

Voor de gescheiden ingezamelde batterijen worden diverse verwerkingsprocessen in binnen- en buitenland gebruikt. Afhankelijk van de kwaliteit van de batterijen en de aan- of afwezigheid van bepaalde zware metalen als kwik en cadmium is steeds een ander proces noodzakelijk. De verschillende soorten van batterijen worden bij een sorteerinrichting bij de AVR van elkaar gescheiden.

In Nederland worden sinds kort alle (kwik- en cadmiumarme) zinkbruinsteenbatterijen verwerkt in het elektrosmetovenproces van Nedstaal. Als gevolg van de afname van het aanwezige kwik gaan sinds kort ook de (kwikarme) alkaline batterijen naar dit elektrosmetovenproces. Tot voor kort gingen deze alkalinebatterijen nog naar Frankrijk, alwaar zowel alkaline- als zinkbruinsteenbatterijen worden verwerkt. Nog ongesorteerde alkaline batterijen (met een te hoog kwikgehalte) gaan naar Zwitserland.

### 6.3.3 Verwerkingsalternatieven

Zinkbruinsteen- en alkalinebatterijen worden in Nederland in electrosmetovens verwerkt. De batterijen worden daarbij als toeslagstof, energiebron en reductiemiddel nuttig toegepast bij de staalproductie. Samen met de batterijen worden onder meer kleine hoeveelheden ijzer, (zware) metalen en koolstof aan het staalbad toegevoegd. De toevoeging van organische en/of koolstofhoudende componenten uit de batterijen vervangt voor een deel de toe te voegen koolstofdragers als energiebron. Door oxidatie van het toegevoegde zink wordt extra energie verkregen.

In Zwitserland worden kwikhoudende zinkbruinsteen en alkaline batterijen verwerkt door voorsortering, pyrolyse, smelten en een condensatie- en wasstap (pyrolyse/smelten). De organische fracties worden gepyrolyseerd en de metaalfracties gescheiden en opgewerkt. Als secundaire grondstoffen resteren ferromangaan, zink(oxide) en kwik. De relatief geringe hoeveelheden vrijkomende hoeveelheden slakken worden gestort.

---

<sup>2</sup> Voor zinkbruinsteen batterijen wordt NH<sub>4</sub>Cl gebruikt en voor alkaline batterijen wordt K(OH) gebruikt.



In Frankrijk vindt verwerking plaats van zowel zinkbruinsteen als alkaline batterijen. Het betreft een verwerkingsproces waarbij zinkoxide, cadmium, lood en kwik (in ovenstof) en (blokken) mangaanoxide uit alkaline en zinkbruinsteenbatterijen worden teruggewonnen (Pyrometallurgische verwerking). Pyrometallurgische verwerking is vergelijkbaar met het verwerkingsproces via een electrosmeltoven. Het verschil zit in de voeding en het product. In de electrosmeltoven wordt maximaal 1% batterijen toegevoerd aan 99% schroot, terwijl bij pyrometallurgische de voeding voor 100% bestaat uit (zinkbruinsteen en alkaline) batterijen. Waar uit de electrosmeltoven een eindproduct wordt geproduceerd met een relatief laag gehalte aan mangaan, wordt via pyrometallurgische verwerking een halffabrikaat, ferromangaan, met tussen de 30 en 45% mangaan geproduceerd.

Tenslotte draait er in Frankrijk sinds een jaar ook nog een hydrometallurgisch verwerkingsproces voor batterijen op grote schaal. Volgens dit proces worden de batterijen na een aantal mechanische stappen (shredderen, ziften, wassen, elektromagnetische scheiding) in basische en zure baden bewerkt en de samenstellende materialen (met name metalen) onderling gescheiden en nuttig toegepast.

Naast de bovenstaande verwerkingsalternatieven worden in het buitenland ook nog andere technieken voor het verwerken van batterijen onderzocht. Deze alternatieven zijn echter nog niet voldoende vergevorderd om als reëel alternatief meegenomen te worden in het MER, dit mede ingegeven door het ontbreken van essentiële informatie voor het doen van een LCA-analyse. In het MER zijn derhalve alleen de in tabel 6.3.1 aangegeven verwerkingsalternatieven voor zinkbruinsteen en alkaline batterijen meegenomen. Zie voor een uitgebreide beschrijving achtergronddocument A5.

Tabel 6.3.1: Overzicht verwerkingsalternatieven

Verwerkingsalternatieven
Elektrosmeltoven
Pyrolyse/smelten
Pyrometallurgische verwerking
Hydrometallurgische verwerking

Conform richtlijn R-13 van de Richtlijnen is alleen gekeken naar zinkbruinsteen en alkaline batterijen. Verder zijn die verwerkingstechnieken meegenomen waarover voldoende informatie beschikbaar is.

#### 6.3.4 Resultaten LCA-vergelijking

In de LCA-berekeningen voor het MER-LAP worden milieueffectscores berekend op grond van het totaal aan emissies naar het milieu, onttrekkingen van grondstoffen uit het milieu en ruimtebeslag zoals dat in de inventarisatiefase is vastgesteld. Zie achtergronddocument A2 voor een toelichting op de achtergronden bij de LCA-berekeningen.

De effectscores zijn vergeleken met de totale milieubelasting in Nederland in 1997 als gevolg van economische handelingen. Dit is overeenkomstig richtlijn R-9 van de Richtlijnen voor het MER-LAP. De aldus verkregen genormaliseerde effectscores vormen de basis van de milieuhygiënische vergelijking van verwerkingsalternatieven. De genormaliseerde milieueffectscores van de verwerkingsalternatieven voor batterijen zijn gegeven in tabel 6.3.2.

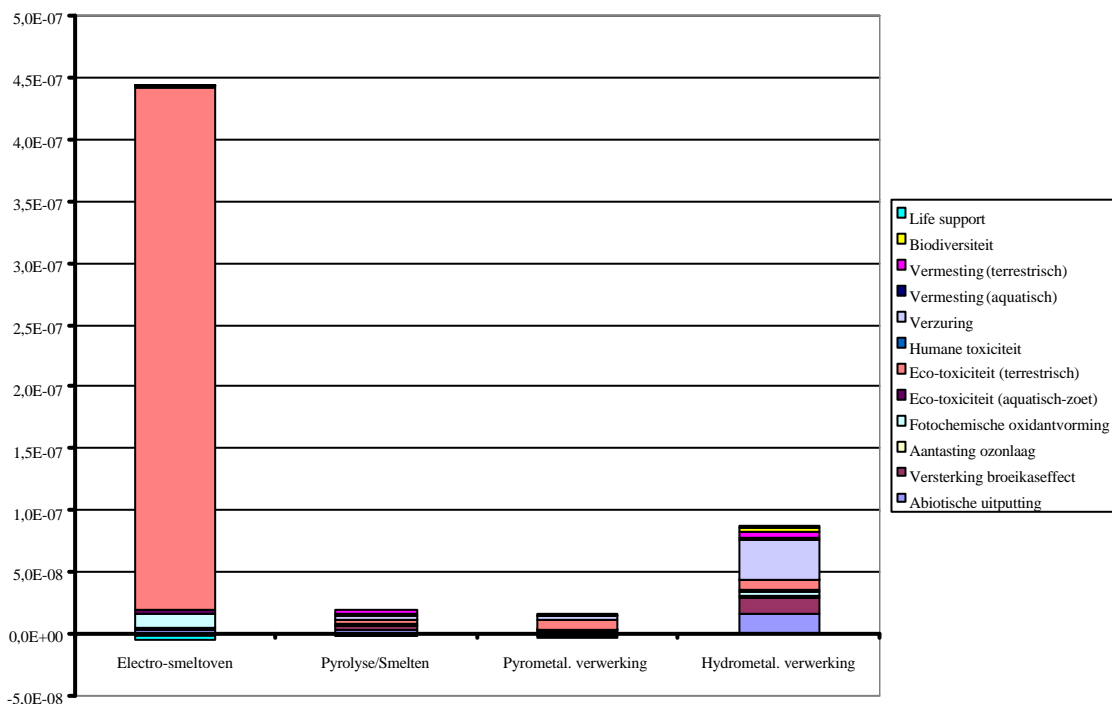
Tabel 6.3.2: Genormaliseerde effectscores (\*10<sup>-14</sup>) voor de verwerking van batterijen

	Electrosmeltoven	Pyrolyse/smelten	Pyrometal. verw.	Hydrom. verw.
Abiotische uitputting	233.939	278.788	113.939	1.557.576
Versterking broeikaseffect	252.036	354.299	162.443	1.425.339
Aantasting ozonlaag	-19	10.338	1.607	11.566
Fotochem. oxidantvorming	1.087.912	-12.637	7.308	398.352
Eco-toxiciteit (aq. - zoet)	311.671	92.042	60.610	200.265
Eco-toxiciteit (terrestr.)	42.231.491	432.742	796.663	723.670
Humane toxiciteit	255.851	18.138	7.713	77.660
Verzuring	18.236	327.354	281.016	3.198.804
Vermesting (aquatisch)	12.550	64.542	51.992	177.888
Vermesting (terrestr.)	37.611	299.115	195.575	553.982
Biodiversiteit	-230.928	-111.340	-217.526	205.155
Life support	-183.556	-55.556	-136.000	272.889

Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Figuur 6.3.1 toont de scores uit tabel 6.3.2 in grafische vorm. De genormaliseerde effectscores zijn hierbij gesommeerd. Deze figuur geeft een helder beeld van de bijdrage dat elk LCA-thema aan het milieuprofiel levert. Het milieuprofiel is vergelijkbaar met de effectscore volgens weegmethode 2 ('alle LCA-thema's wegen even zwaar') als aangegeven in paragraaf 6.3.5.

Figuur 6.3.1: Gesommeerde milieueffectscores (genormaliseerd) voor de verwerking van batterijen



Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Naast de genormaliseerde effectscores, zijn er ingreepgerichte scores berekend die niet rechtstreeks aan milieuthema's zijn gekoppeld. De gegevens geven slechts de score weer voor een aantal veelgebruikte milieu-indicatoren. De scores zijn niet genormaliseerd en worden weergegeven in tabel 6.3.3.

Tabel 6.3.3: Ingrepgerichte scores

	Electrosmeltoven	Pyrolyse/smelten	Pyrometal. verw.	Hydrom. verw.
Landgebruik (m <sup>2</sup> j)	-46	-16	-35	53
Finaal afval (kg)	-3.330	-2.230	-3.310	-2.480
Energieverbruik (MJ)	4.720	3.060	-807	36.200
Waterverbruik (liter)	13.100	26.200	14.400	84.100

### 6.3.5 Bespreking resultaten

Bij elk van de verwerkingsalternatieven is onderzocht welke ingrepen de grootste impact hebben op de effectscores (zwaartepuntanalyse), waarbij weegmethode 2 als uitgangspunt is genomen.

Daarnaast zijn ingrepen gevarieerd waarvan uit de inventarisatie bleek dat er onvoldoende zekerheid over de gehanteerde waarde was (gevoeligheidsanalyse).

Door het hanteren van variaties kon tevens een significantie-analyse worden uitgevoerd. Hierbij worden de grootste variaties in effectscores tussen de verwerkingsalternatieven met elkaar vergeleken. Zie achtergronddocument A2 voor een nadere toelichting op de significantieanalyse. Op deze manier is een tabel samen te stellen waarbij enerzijds de gewogen effectscores worden gepresenteerd en anderzijds de significantie in verschillen wordt uitgedrukt (zie tabel 6.3.4). De gebruikte weegmethoden zijn overeenkomstig de Richtlijnen voor het MER-LAP (R-37) alsmede twee varianten op deze weegmethoden. Achtergronddocument A2 geeft tevens een uitgebreide toelichting op de gehanteerde weegmethoden.

De significant lagere, dus milieuhygiënisch gezien gunstiger, scores zijn lichtgekleurd en cursief. De significant hogere scores zijn donkergekleurd en vet. De ongekleurde scores vormen derhalve een middengroep.

Tabel 6.3.4: Gewogen effectscores (\*10<sup>-11</sup>) voor verwerking batterijen

	Electrosmeltoven	Pyrolyse/smelten	Pyrometal. verw.	Hydrom. verw.
Alle milieuthema's even zwaar	<b>7.872</b>	978	575	<b>6.394</b>
Alle LCA-thema's even zwaar	<b>44.027</b>	1.698	1.325	8.803
DtT voor milieuthema's	-93.836	<b>-71.289</b>	-107.159	<b>-69.436</b>
DtT voor LCA-thema's	<b>-21.177</b>	-69.520	-105.172	-65.088
Alleen broeikas effect	252	354	162	<b>1.425</b>
Verspreiding (gewogen)	<b>7.676</b>	91	151	314
Verspreiding (ongewogen)	<b>43.887</b>	530	872	1.400

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Van de milieueffectscores is die van ecotoxiciteit terrestrisch het meest onderscheidend. Daarnaast spelen verzuring, broeikas effect en abiotische uitputting enige rol van betekenis (zie figuur 6.3.1). De uitgevoerde gevoeligheidsanalyses hebben geen grote invloed op de resultaten van de milieuanalyses.

Pyrometallurgische verwerking leidt bij de meeste weegmethoden tot de laagste milieubelasting of is niet significant onderscheidend van een andere techniek met de laatste milieubelasting. De belangrijkste ingreep is met name de emissie van kwik.

Pyrolyse/smelten heeft, met uitzondering van de twee DtT-weegvormen, een niet-significant hogere of zelfs een lagere milieubelasting als de pyrometallurgische. De slechtere score voor de twee DtT-weegvormen wordt ingegeven doordat bij pyrolyse/smelten de productie van finaal afval relatief minder voorkomen wordt dan de andere technieken (zie ook tabel 6.3.3).

Hydrometallurgische verwerking scoort meestal minder gunstig dan pyrometallurgische verwerking of pyrolyse/smelten. Dit verschil wordt met name ingegeven door het hoge energieverbruik waardoor deze verwerkingsmethode relatief hoog scoort op het milieueffecten verzuring, broeikas effect en abiotische uitputting.

Verwerking via een electrosmeltoven leidt bij de meeste weegmethoden tot de significant hoogste milieubelasting. De reden hiervoor is dat dit verwerkingsproces gepaard gaat met relatief hoge emissies kwik. Hierdoor scoort de electrosmeltoven hoog op het milieueffect ecotoxiciteit terrestrisch. Zelfs wanneer de tijdshorizon voor ecotoxiciteit op 100 jaar wordt gesteld blijft deze verwerkingsmethode de meest ongunstigste. Op de weegvorm die primair kijkt naar "versterking broeikas effect" scoort deze verwerkingsmethode echter vergelijkbaar met andere verwerkingsopties en hetzelfde geldt voor de weging Distance to Target op milieuthema's. Naast de zeer dominante score voor ecotoxiciteit terrestrisch (dit bepaalt voor weegvorm 2 bijna 96% van de totale milieubelasting), die zoals gezegd volledig bepaald wordt door de emissie van kwik naar lucht, heeft de electrosmeltoventechniek een vergelijkbaar emissieprofiel als pyrolyse/smelten of pyrometallurgische verwerking.

### 6.3.6 Conclusies uit de LCA-vergelijking

Pyrometallurgische verwerking is in de meeste gevallen de verwerkingsmethode met de significant laagste milieubelasting.

- Pyrolyse/smelten heeft in veel gevallen een lage milieubelasting. Met deze verwerkingsmethode wordt relatief weinig finaal afval vermeden.
- Hydrometallurgische verwerking is een verwerkingsalternatief dat een gemengd beeld laat zien. Door het relatief hoge energieverbruik vertoont het bij een aantal weegmethodieken een ongunstige score. Bij andere weegmethodieken is de score gemiddeld.
- Verwerking via een electrosmeltoven geeft in de meeste gevallen de minst gunstige score.
- De uitgevoerde gevoeligheidsanalyses hebben geen grote invloed op de resultaten van de milieuanalyses.

### 6.3.7 Verwerkingskosten

Er zijn verwerkingskosten geschat voor alle vier geselecteerde verwerkingsalternatieven. Tabel 6.3.5 geeft deze weer.

Tabel 6.3.5: Geschatte verwerkingskosten per ton batterijen

Alternatief	Geschatte kosten in Euro's
Electrosmeltoven	455
Pyrolyse/smelten	1.360
Pyrometallurgische verwerking	1.225
Hydrometallurgische verwerking	860-1.110

### 6.3.8 Kanttekeningen

In paragraaf 6.3.2 is reeds aangegeven dat de verschillende verwerkingstechnieken zich allemaal richten op verschillende soorten van batterijen. Daar waar voor de electrosmeltoven acceptatie-eisen moet hanteren voor het aandeel kwik en cadmium in de verwerkte batterijen is een proces als pyrolyse/smelten juist bedoeld voor kwikrijke batterijen en heeft zijn procesvoering en gasreiniging daar ook op gebaseerd.

Om in het MER een vergelijking te kunnen maken op basis van een en dezelfde samenstelling voor batterijen is uitgegaan van veelal summere gegevens van initiatiefnemers (uit het buitenland) en is die informatie zo goed als mogelijk vertaald naar een sluitende massabalans over de specifieke installatie. Met uitzondering van de verwerkingsoptie electrosmeltoven zijn daadwerkelijk gemeten emissies van bijvoorbeeld kwik naar de lucht echter niet of nauwelijks beschikbaar. De in de opgestelde balansen gehanteerde emissiefactoren voor kwik naar de lucht fungeerde dan ook soms als 'sluitpost' voor de balans.

In de gehanteerde samenstelling van batterijen is voor het kwikaandeel uitgegaan van de maximale acceptatiecriteria van de electrosmeltoven (36 mg/kg). Inmiddels is het aandeel kwik in zinkbruinsteen en alkaline batterijen zoals die nu op de markt gebracht worden sterk gereduceerd en is het gehalte aan kwik inmiddels al minder dan 5 mg/kg. Op basis van een dergelijk aandeel kwik in batterijen wordt de milieuscore van de electrosmeltoven al vergelijkbaar en zelfs beter dan de hydrometallurgische verwerkingsoptie. Het zal, gelet op de relatief lange tijd die er bij deze afvalstroom zit tussen op de markt brengen en inzameling (het "laatjeseffect"), nog wel een aanzienlijk aantal jaren duren voordat de kwikgehalten van ingezamelde batterijen ook daadwerkelijk in de richting van deze 5 mg/kg komen.

Pyrolyse/smelten en pyrometallurgische verwerking richten zich met name op het terugwinnen van secundaire producten. In het MER is hiervoor, bij gebrek aan informatie, aangenomen dat deze secundaire producten zonder extra ingrepen in de vorm van bedrijfsmiddelengebruik, energieverbruik of emissies primaire grondstoffen vervangen. Daarmee worden de meeste directe ingrepen die toe te rekenen zijn aan de verwerking van batterijen in het betreffende proces verdisconteerd. In hoeverre dit ook voor alle secundaire producten geldt is onduidelijk. Extra ingrepen voordat vervanging van primaire grondstoffen mogelijk is leidt tot een verslechtering van beide milieubelastingen. Onduidelijk is hoe groot dit effect is.

## 6.4 Boor-, snij-, slijp-, walsolie (BSSW-olie)

### 6.4.1 Beschrijving BSSW-olie

Boor-, snij-, slijp- en walsolie maakt, samen met o/w/s-mengsels, boorspoeling, brandstofrestanten, afgewerkte olie, halogeen- en PCB-houdende olie, deel uit van de “oliehoudende afvalstoffen”. BSSW-olie komt vooral vrij bij industriële activiteiten. BSSW-olie bestaat gemiddeld voor 94% uit waterfractie en 6% uit oliefractie. De calorische waarde is daarmee 2,55 MJ per kilogram mengsel. Verondersteld wordt dat alle chloor in de oliefractie aanwezig is ( $\pm 1.000$  mg/kg).

### 6.4.2 Huidige verwerking

Voor alle huidige verwerkingsmethoden geldt dat de BSSW-olie een scheiding ondergaat in een water- en oliefractie. Voor de scheiding worden diverse technieken toegepast, zoals bezinken, centrifugeren, flocculatie en ultrafiltratie. Omdat de gebruikte scheidingstechniek naar verwachting niet van invloed zal zijn op de samenstelling van de oliefractie, is deze stap niet meegenomen in de LCA-vergelijking.

De oliefractie kan vervolgens op verschillende wijze worden verwerkt. De huidige verwerkingsalternatieven zijn alle gebaseerd op verbranding van de oliefractie of gebruik als reductiemiddel. De verbranding vindt plaats in een draaitrommeloven (DTO), als meestook in een cementoven of als meestook in een energiecentrale. De toepassing als reductiemiddel vindt plaats in de hoogovens. De twee laatstgenoemde methoden voor BSSW-olie zijn in het MJP GA-II als minimumstandaard aangemerkt.

### 6.4.3 Verwerkingsalternatieven

Bij de verbranding van de BSSW-oliefractie in een draaitrommeloven (DTO) wordt het gebruikt als brandstof. In de DTO draagt de oliefractie bij aan de vernietiging van laagcalorische gevaarlijke afvalstoffen.

BSSW-oliefractie wordt ingezet als secundaire brandstof voor meestook in cementovens. Hierdoor wordt de inzet van primaire grondstof vermeden (zwavelhoudende kolen).

De BSSW-oliefractie wordt ook ingezet als secundaire brandstof in elektriciteitscentrales. Er wordt meegestookt in de ketel van de een kolengestookte centrale. Daarbij worden kolen derhalve als brandstof vervangen.

BSSW-oliefractie wordt als reductiemiddel ingezet in het hoogovenproces. Daarbij wordt de inzet van cokes voor de productie van ijzer als primaire grondstof vermeden. Bij het hoogovenproces komen slakken vrij die als grondstof voor de cementproductie worden gebruikt. Tabel 6.4.1 vermeldt de alternatieven die in het kader van dit MER zijn doorgerekend. Zie verder achtergronddocument A6 voor de stroomgerichte uitwerking.

Tabel 6.4.1: Overzicht verwerkingsalternatieven voor BSSW-olie

Verwerkingsalternatieven
Verbranding in draaitrommeloven (DTO)
Verbranding (meestook) in cementoven
Verbranding (meestook) in elektriciteitscentrale
Toepassingen als reductiemiddel in hoogovens

#### 6.4.4 Resultaten LCA-vergelijking

In de LCA-berekeningen voor het MER-LAP worden milieueffectscores berekend op grond van het totaal aan emissies naar het milieu, onttrekkingen van grondstoffen uit het milieu en ruimtebeslag zoals dat in de inventarisatiefase is vastgesteld. Zie achtergronddocument A2 voor een toelichting op de achtergronden bij de LCA-berekeningen

De effectscores zijn vergeleken met de totale milieubelasting in Nederland in 1997. Dit is overeenkomstig richtlijn R-9 van de Richtlijnen voor het MER-LAP. De aldus verkregen genormaliseerde effectscores vormen de basis van de milieuhygiënische vergelijking van verwerkingsalternatieven. De genormaliseerde milieueffectscores van de verwerkingsalternatieven voor BSSW-olie zijn gegeven in tabel 6.4.2.

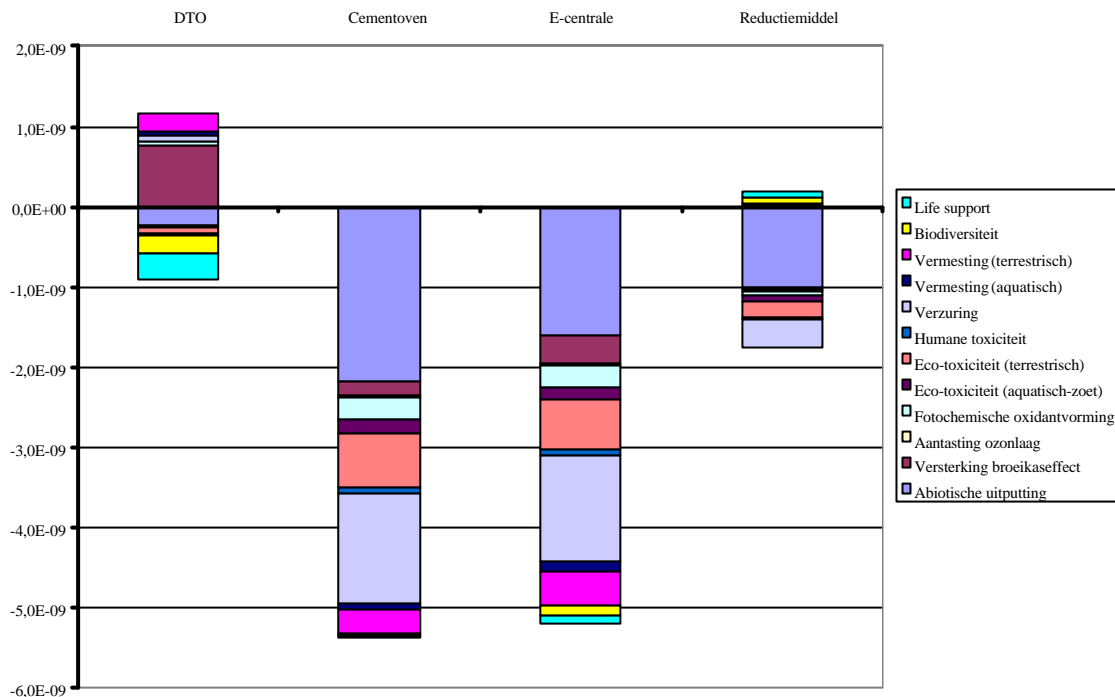
Tabel 6.4.2: Genormaliseerde effectscores (\* $10^{-13}$ ) voor BSSW-olie (6% oliefractie)

	DTO	Cementoven	E-centrale	Reductiemiddel
Abiotische uitputting	-2.339	-21.818	-16.061	-10.000
Versterking broeikaseffect	7.738	-1.652	-3.538	-400
Aantasting ozonlaag	-12	-364	-271	-163
Fotochem. Oxidantvorming	345	-2.659	-2.764	-599
Eco-toxiciteit (aq. - zoet)	-247	-1.883	-1.472	-692
Eco-toxiciteit (terrestr.)	-807	-6.820	-6.298	-2.002
Humane toxiciteit	-80	-596	-702	-318
Verzuring	794	-13.752	-13.303	-3.468
Vermesting (aquatisch)	627	-849	-1.255	101
Vermesting (terrestr.)	2.212	-2.858	-4.177	350
Biodiversiteit	-2.366	-306	-1.186	552
Life support	-3.196	-285	-1.169	778

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Figuur 6.4.1 toont de scores uit tabel 6.4.2 in grafische vorm. De genormaliseerde effectscores zijn hierbij gesommeerd. Deze figuur geeft een helder beeld van de bijdrage dat elk LCA-thema aan het milieuprofiel levert. Het milieuprofiel is vergelijkbaar met de effectscore volgens weegmethode 2 ('alle LCA-thema's wegen even zwaar') uit paragraaf 6.4.5.

Figuur 6.4.1: Gesommeerde milieueffectscores (genormaliseerd) voor verwerking van BSSW-olie (6% oliefractie)



Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Naast de genormaliseerde effectscores zijn er ingreepgerichte scores berekend die niet rechtstreeks aan milieuthema's zijn gekoppeld. De gegevens geven slechts de score weer voor een aantal veelgebruikte milieu-indicatoren. De scores zijn niet genormaliseerd en worden weergegeven in tabel 6.4.3.

Tabel 6.4.3: Ingreepgerichte scores per ton BSSW-olie (6% oliefractie)

	DTO	Cementoven	E-centrale	Reductiemiddel
Landgebruik (m <sup>2</sup> j)	-7	-1	-3	2
Finaal afval (kg)	-3	-75	-56	-38
Energieverbruik (MJ)	-638	-4.620	-3.400	-2.190
Waterverbruik (liter)	-2.190	-548	-10.800	-332

## 6.4.5 Bespreking resultaten

Bij elk van de verwerkingsalternatieven is onderzocht welke ingrepen de grootste impact hebben op de effectscores (zwaartepuntanalyse), waarbij weegmethode 2 als uitgangspunt is genomen.

Daarnaast zijn ingrepen gevarieerd waarvan uit de inventarisatie bleek dat er onvoldoende zekerheid over de gehanteerde waarde was (gevoeligheidsanalyse).

Door het hanteren van variaties kon tevens een significantieanalyse worden uitgevoerd. Hierbij worden de grootste variaties in effectscores tussen de verwerkingsalternatieven met elkaar vergeleken. Zie achtergronddocument A2 voor een nadere toelichting op de significantieanalyse. Op deze manier is een tabel samen te stellen waarbij enerzijds de gewogen effectscores worden gepresenteerd en anderzijds de significantie in verschillen wordt uitgedrukt



(zie tabel 6.4.4). De gebruikte weegmethoden zijn overeenkomstig de richtlijnen voor het MER-LAP (R-37) alsmede twee varianten op deze weegmethoden. Achtergronddocument A2 geeft een uitgebreide toelichting op de gehanteerde weegmethoden.

De significant lagere, dus milieuhygiënisch gezien gunstiger, scores zijn lichtgekleurd en cursief. De significant hogere scores zijn donkergekleurd en vet. De ongekleurde scores vormen derhalve een middengroep.

Tabel 6.4.4: Gewogen effectscores (\* $10^{-13}$ ) en significantieverschillen voor BSSW-olie (6% olie fractie)

	DTO	Cementoven	E-centrale	Reductiemiddel
Alle milieuthema's even zwaar	<b>864</b>	<i>-41.281</i>	<i>-37.627</i>	-13.619
alle LCA-thema's even zwaar	<b>2.668</b>	<i>-53.842</i>	<i>-52.196</i>	-15.861
DtT voor milieuthema's	<b>3.079</b>	-298.988	-239.969	-134.777
DtT voor LCA-thema's	<b>11.240</b>	-326.512	-270.143	-140.387
Alleen broeikaseffect	<b>7.738</b>	-1.652	<i>-3.538</i>	-400
Verspreiding (gewogen)	<b>-92</b>	<i>-2.554</i>	<i>-2.465</i>	-761
Verspreiding (ongewogen)	<b>-790</b>	<i>-11.958</i>	<i>-11.236</i>	-3.611

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Van de LCA-thema's hebben met name uitputting abiotische grondstoffen, ecotoxiciteit (terrestrisch) en verzuring een hoge effectscore. Deze thema's hebben een onderscheidend vermogen voor de vergelijking van de milieuprofielen van de verwerkingsalternatieven.

Verwerking van BSSW-olie in een DTO veroorzaakt bij alle weegmethoden de hoogste milieubelasting. Dit wordt veroorzaakt doordat de vermeden milieu-ingrepen (elektriciteit) hier niet zo groot zijn als bij de andere alternatieven. Met name de versterking van het broeikas effect, veroorzaakt door uitstoot van CO<sub>2</sub>, leidt tot een verhoging van de totale milieulast. Bij dit verwerkingsalternatief is het vermeden landgebruik wel het grootst. Dit hangt samen met de productie van gedemineraliseerd water bij de DTO-installatie die productie elders vervangt. Dit alternatief is nauwelijks gevoelig voor aannamen in de milieu-ingrepen. Omdat CO<sub>2</sub> een belangrijke ingreep vormt, is de tijdhorizon voor de bepaling van het LCA-thema broeikas effect nog van belang. Bij een tijdhorizon van 100 jaar in plaats van 500 jaar wordt deze effectscore lager. Dit heeft echter geen invloed op de vergelijking met de andere verwerkingsalternatieven.

Verwerking van BSSW-olie in een cementoven levert op alle milieueffecten een positief milieueffect op door het vermeden gebruik van grondstoffen voor de productie van cement en de productie van elektriciteit. Met name de uitputting van abiotische grondstoffen (kolen), verzuring (SO<sub>2</sub>) en ecotoxiciteit (zware metalen; met name vanadium, kwik, chroom, nikkel en arseen) worden per saldo verminderd door uitgespaarde kolen. Het milieuprofiel van dit alternatief is sterk gevoelig voor de uitgespaarde brandstoffen. Indien stookolie wordt uitgespaard in plaats van kolen heeft dit alternatief een hogere milieubelasting dan verwerking in een elektriciteitscentrale. Bij de DtT-weegmethode neemt de vermeden milieubelasting zelfs aanzienlijk af. De milieuscore is dan veel slechter dan bij verwerking in een elektriciteitscentrale of als reductiemiddel.

Toepassing van BSSW-olie in een elektriciteitscentrale levert een vergelijkbaar beeld op als de verwerking in een cementoven. De vermindering van uitputting van abiotische grondstoffen is hierbij minder groot. De milieubelasting van dit alternatief is nauwelijks gevoelig voor aannamen omtrent de toegerekende milieu-ingrepen.

BSSW olie toegepast als reductiemiddel bij hoogovens levert per saldo een verbetering op voor het milieu doordat het gebruik van cokes kan worden vermeden. De verbetering treedt met name op voor het LCA-thema uitputting van abiotische grondstoffen (kolen).

#### 6.4.6 Conclusies uit de LCA-vergelijking

- De vergelijking van de verwerkingsalternatieven voor BSSW-olie is relatief ongevoelig voor de gekozen wegingsmethode.
- De geschatte vermeden milieubelasting is zeer relevant voor de vergelijking van de verwerkingsalternatieven.
- Verbranding van BSSW-olie in een DTO heeft bij alle wegingsmethoden de hoogste milieubelasting.
- Meestoken van BSSW-olie in een cementoven of in een elektriciteitscentrale heeft de laagste milieubelasting. De verschillen tussen deze alternatieven zijn niet significant (met uitzondering van de weegvorm 'alleen broeikas-effect').
- De toepassing van BSSW-olie als reductiemiddel in hoogovens levert een gemiddelde milieubelasting.
- Van alle alternatieven is met name verwerking in een cementoven gevoelig voor gedane aannamen. De aanname dat kolen als primaire brandstof worden vermeden, heeft grote (positieve) invloed op de geschatte milieubelasting. Bij het voorkomen van stookolie (i.p.v. kolen) wordt de milieuscore van een cementoven slechter dan die van een E-centrale.

#### 6.4.7 Verwerkingskosten

Er zijn verwerkingskosten geschat voor alle vier geselecteerde verwerkingsalternatieven. Tabel 6.4.5 geeft deze weer.

Tabel 6.4.5: Geschatte verwerkingskosten (excl. BTW) voor de verwerking van BSSW-olie (60 kg olie per ton)

Alternatief	Geschatte kosten in Euro's
DTO	140
Cementoven	120
E-centrale	140
Reductiemiddel	40

#### 6.4.8 Kanttekeningen

De gunstige resultaten voor een aantal van de alternatieven worden vooral bereikt doordat het gebruik van andere grondstoffen (met name energiedragers) vermeden wordt. Daarbij is verondersteld dat toepassing van BSSW-olie inderdaad deze grondstoffen vervangt en niet de plaats inneemt van andere afvalstromen die op gelijke wijze reeds de grondstoffen vervangen.

## 6.5 Fotografisch afval; bleekfixeer

### 6.5.1 Beschrijving bleekfixeer

Onder fotografisch afval wordt verstaan afvalstoffen die vrijkomen bij de productie of toepassing van fotochemicaliën en bij het ontwikkelen en afdrukken van lichtgevoelige, op zilverhalogenide gebaseerde films en papieren. Het gaat daarbij om de waterige vloeistoffen, zoals ontwikkelaar en fixeer en in mindere mate om vaste afvalstoffen, zoals fotopapier en filmrestanten.

Aangezien het meeste zilver in de fixeer- en bleekfixeerbaden aanwezig is, worden bedrijven aangemoedigd deze vloeistoffen zoveel mogelijk gescheiden aan te bieden. Om deze reden zijn er een vijftal separate stromen fotografisch afval onderscheiden. In dit hoofdstuk wordt de milieubelasting van de verwerking van bleekfixeer (fixeer voor kleurfoto's) gepresenteerd.

### 6.5.2 Huidige verwerking

In Nederland zijn diverse bedrijven actief op het gebied van het verwerken van fotografisch afval. In het MER zijn alle bedrijven die betrokken zijn bij de verwerking van fotografisch afval meegenomen (zie paragraaf 6.5.3). Deze bedrijven passen verschillende verwerkingstechnieken toe.

### 6.5.3 Verwerkingsalternatieven

Bij de meeste bedrijven vindt eerst een elektrolyse-stap plaats. Hiermee wordt zilver teruggewonnen uit de bleekfixeerbaden. Het ruwe zilver wordt afgevoerd voor hergebruik.

Aansluitend aan de electrolyse kan vervolgens sulfideprecipitatie en ultramembraanfiltratie worden toegepast voor het neerslaan van zware metalen respectievelijk de verwijdering van de zware metalen uit de bleekfixeerbaden. Het retentaat wordt verder opgewerkt (in een smeltoven) voor de terugwinning van zilver. Het permeaat wordt afgevoerd voor verdere zuivering waarbij het wordt ingedampt in een verdampingsinstallatie. Het condensaat hieruit wordt gezuiverd in een fysisch/chemische en biologische zuiveringsinstallatie. Het residu wordt verbrand in een AVI (zie BF-1 in tabel 6.5.1) of verglaasd (zie BF-2 in tabel 6.5.1). Daarnaast is, mits voldoende vergaand ontzilverd, na de electrolyse ook directe afvoer naar de indamping + fysisch/chemische en biologische zuivering mogelijk, dus zonder de sulfideprecipitatie en ultramembraanfiltratie. Ook hier kan het residu vervolgens worden verbrand in een AVI of worden verglaasd (zie BF-3 en BF-4 in tabel 6.5.1).

Bij één verwerkingsalternatief is er geen sprake van een elektrolyse-stap (zie BF-5 in tabel 6.5.1). Hier worden de bleekfixeerbaden gemengd met een deel van de ontwikkelaarstromen. Het mengsel wordt fysisch-chemisch gezuiverd in een ONO-installatie (ontgiften, neutraliseren, ontwateren). Hierbij ontstaat sulfideslib dat vervolgens in een pyrolyse-oven verwerkt. Van de overgebleven vloeistof wordt een deel gebruikt voor de aanmaak van gaswasvloeistof; de rest van de vloeistof wordt eveneens in de pyrolyse-oven gebracht. De assen/slakken afkomstig van het pyrolyseproces worden gemengd met daarvoor geschikte toeslagstoffen en via een lopende band in een smelt/verglazingsoven gebracht.

In het MER is tevens gekeken naar de optie waarbij vloeistoffen na de electrolyse worden gereinigd met behulp van omgekeerde osmose. Het concentraat van de omgekeerde osmose wordt weer teruggevoerd naar de indampstap. Het concentraat van de indampstap wordt uiteindelijk onder toevoeging van afvalglas in een oven gesmolten/verglaasd (zie BF-6 in tabel 6.5.1).

Een relatief nieuw verwerkingsalternatief (BF-7) waar, na elektrolyse, de bleekfixeerbaden worden ingezet als reductiemiddel is niet meegenomen in dit MER. Voor dit alternatief, dat nog niet operationeel is, bleken onvoldoende gegevens beschikbaar te zijn om een analyse in het kader van dit MER uit te voeren.

Een laatste alternatief gaat uit van hergebruik van bleekfixeer (zie BF-8 in tabel 6.5.1). De bleekfixeerbaden worden hier, na elektrolyse, belucht en vervolgens aangevuld met chemicaliën. De bleekfixeer wordt vervolgens getest op verschillende eigenschappen. Partijen die niet aan de gestelde eisen voldoen worden teruggevoerd in het productieproces of, indien dit niet mogelijk is, afgevoerd naar een verwerker (zie BF-1 tot BF-6). Indien aan de voorwaarden wordt voldaan dan wordt de vloeistof als bleekfixeer op de markt gebracht.

De in tabel 6.5.1. aangegeven verwerkingsalternatieven zijn meegenomen in de LCA-vergelijking voor MER-LAP. De genoemde alternatieven zijn veelal combinaties van technieken die eventueel bij verschillende bedrijven wordt toegepast. Zie voor een uitgebreide beschrijving achtergronddocument A7.

Tabel 6.5.1: Overzicht verwerkingsalternatieven voor bleekfixeer

VERWERKINGSALTERNATIEVEN	Afkorting
Elektrolyse, sulfideprecipitatie/ultramembraanfiltratie, voorverdampen, fysisch/chemisch/biologisch zuiveren en indampen, verbranden/stort	BF-1
Elektrolyse, sulfideprecipitatie/ultramembraanfiltratie, voorverdampen, fysisch/chemisch/ biologisch zuiveren en indampen, verglazen	BF-2
Elektrolyse, voorverdampen, fysisch/chemisch/biologisch zuiveren en indampen, verbranden/stort	BF-3
Elektrolyse, voorverdampen, fysisch/chemisch/biologisch zuiveren en indampen, verglazen	BF-4
Fysisch-chemisch zuiveren, pyrolyse, verglazen	BF-5
Elektrolyse, indampen en omgekeerde osmose, verglazen	BF-6
Hergebruik	BF-8

Alle genoemde combinaties van technieken zijn als uitgangspunt genoemd in de richtlijnen voor het MER (R-13) met uitzondering van het alternatief dat uitgaat van hergebruik (BF-8). Deze is naderhand toegevoegd omdat er sprake bleek van een reëel verwerkingsalternatief. In de Richtlijnen van het MER is tevens vermeld dat de techniek “zilverterugwinning, filtratie en lozen” als een van de alternatieven wordt meegenomen in het MER. Voor deze techniek is echter geen LCA-vergelijking opgesteld. Voor de redenen dat deze verwerkingsoptie buiten beschouwing is gebleven wordt verwezen naar het sectorplan fotografisch afval in het LAP.

#### 6.5.4 Resultaten LCA-vergelijking

In de LCA-berekeningen voor het MER-LAP worden milieueffectscores berekend op grond van het totaal aan emissies naar het milieu, onttrekkingen van grondstoffen uit het milieu en ruimtebeslag zoals dat in de inventarisatiefase is vastgesteld. Zie achtergronddocument A2 voor een toelichting op de achtergronden bij de LCA-berekeningen.

De effectscores zijn vergeleken met de totale milieubelasting in Nederland in 1997 als gevolg van economische handelingen. Dit is overeenkomstig richtlijn R-9 van de Richtlijnen voor het MER-LAP. De aldus verkregen genormaliseerde effectscores vormen de basis van de milieuhygiënische vergelijking van verwerkingsalternatieven. De genormaliseerde milieueffectscores van de verwerkingsalternatieven voor bleekfixeer zijn gegeven in tabel 6.5.2.



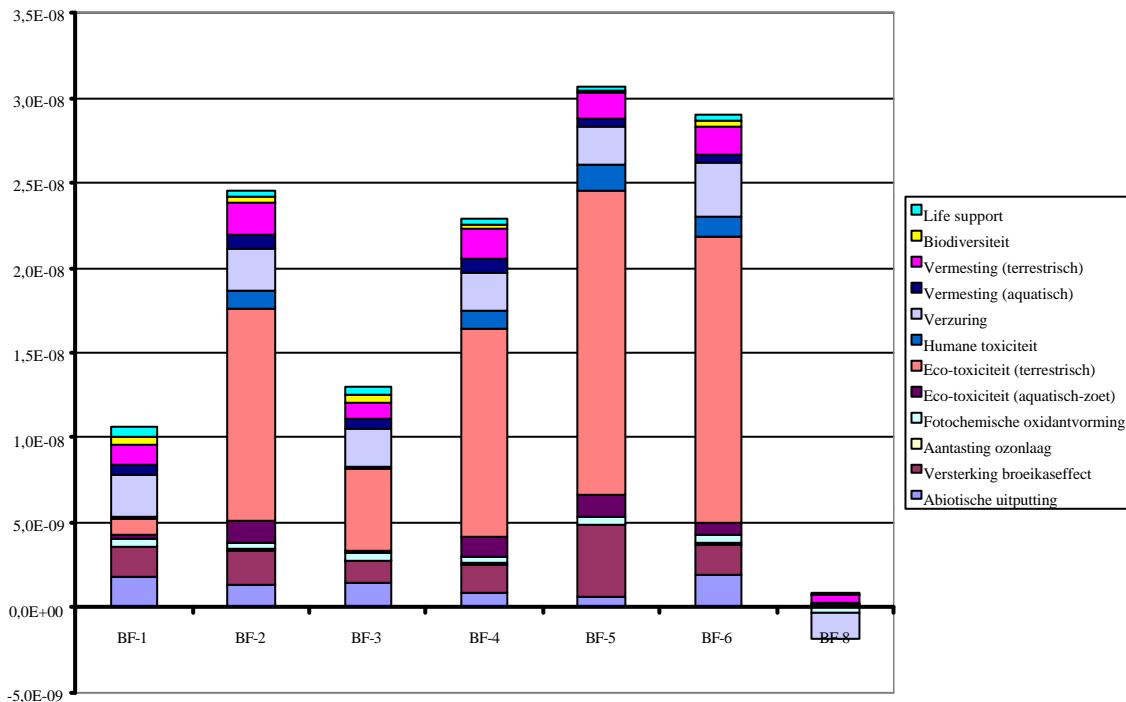
Tabel 6.5.2: Genormaliseerde effectscores (\*10<sup>-13</sup>) voor verwerking van bleekfixeer

	BF-1	BF-2	BF-3	BF-4	BF-5	BF-6	BF-8
Abiotische uitputting	18.545	13.152	14.242	8.788	5.794	18.909	739
Versterking broeikaseffect	17.647	20.860	13.756	16.968	42.715	18.643	366
Aantasting ozonlaag	136	104	112	80	50	104	14
Fotochem. Oxidantvorming	4.038	3.929	3.725	3.615	4.527	5.143	-2.516
Eco-toxiciteit (aq. - zoet)	1.989	12.679	1.631	12.188	13.236	7.241	85
Eco-toxiciteit (terrestr.)	10.386	125.130	48.488	123.045	179.353	167.883	403
Humane toxiciteit	793	10.479	819	10.213	15.372	12.660	69
Verzuring	24.365	24.813	22.123	22.571	21.674	31.241	-15.396
Vermesting (aquatisch)	6.355	8.765	5.956	8.347	4.861	4.761	1.163
Vermesting (terrestr.)	11.150	18.230	10.000	17.080	15.044	16.195	4.628
Biodiversiteit	5.129	3.392	4.351	2.639	1.732	3.732	644
Life support	5.822	4.196	5.022	3.404	2.378	4.040	787

Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Figuur 6.5.1 toont de scores uit tabel 6.5.2 in grafische vorm. De genormaliseerde effectscores zijn hierbij gesommeerd. Deze figuur geeft een helder beeld van de bijdrage dat elk LCA-thema aan het milieuprofiel levert. Het milieuprofiel is vergelijkbaar met de effectscore volgens weegmethode 2 ('alle LCA-thema's wegen even zwaar') uit paragraaf 6.5.5.

Figuur 6.5.1: Gesommeerde milieueffectscores (genormaliseerd) voor verwerking van bleekfixeer



Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Naast de genormaliseerde effectscores zijn er ingreepgerichte scores berekend die niet rechtstreeks aan milieuthema's zijn gekoppeld. De gegevens geven slechts de score weer voor een aantal veelgebruikte milieu-indicatoren. De scores zijn niet genormaliseerd en worden weergegeven in tabel 6.5.3.

Tabel 6.5.3: Ingreepgerichte scores

	BF-1	BF-2	BF-3	BF-4	BF-5	BF-6	BF-8
Landgebruik (m <sup>2</sup> j)	12	9	11	7	5	9	2
Finaal afval (kg)	44	-100	39	-107	-106	-27	-40
Energieverbruik (MJ)	4.660	3.270	3.500	2.100	1.410	5.140	43
Waterverbruik (liter)	5.560	5.260	3.540	3.250	3.210	5.330	310

### 6.5.5 Bespreking resultaten

Bij elk van de verwerkingsalternatieven is onderzocht welke ingrepen de grootste impact hebben op de effectscores (zwaartepuntanalyse), waarbij weegmethode 2 als uitgangspunt is genomen.

Daarnaast zijn ingrepen gevarieerd waarvan uit de inventarisatie bleek dat er onvoldoende zekerheid over de gehanteerde waarde was (gevoeligheidsanalyse).

Door het hanteren van variaties kon tevens een significantieanalyse worden uitgevoerd. Hierbij worden de grootste variaties in effectscores tussen de verwerkingsalternatieven met elkaar vergeleken. Zie achtergronddocument A2 voor een nadere toelichting op de significantieanalyse. Op deze manier is een tabel samen te stellen waarbij enerzijds de gewogen effectscores worden gepresenteerd en anderzijds de significantie in verschillen wordt uitgedrukt (zie tabel 6.5.4). De gebruikte weegmethoden zijn overeenkomstig de richtlijnen voor het MER-LAP (R-37) alsmede twee varianten op deze weegmethoden. Achtergronddocument A2 geeft een uitgebreide toelichting op de gehanteerde weegmethoden.

De significant lagere, dus milieuhygiënisch gezien gunstiger, scores zijn lichtgekleurd en cursief. De significant hogere scores zijn donkergekleurd en vet. De ongekleurde scores vormen derhalve een middengroep.

Tabel 6.5.4: Gewogen effectscores voor verwerkingsalternatieven (\*10<sup>-12</sup>) van bleekfixeer

	BF-1	BF-2	BF-3	BF-4	BF-5	BF-6	BF-8
Alle milieuthema's even zwaar	6.973	<b>9.392</b>	6.598	<b>8.317</b>	<b>10.017</b>	<b>10.953</b>	<i>-1.158</i>
Alle LCA-thema's even zwaar	10.636	<b>24.573</b>	13.022	<b>22.894</b>	<b>30.674</b>	<b>29.055</b>	<i>-902</i>
DtT voor milieuthema's	<b>26.636</b>	<i>-13.923</i>	24.926	<i>-17.520</i>	<i>-14.584</i>	12.216	<i>-16.758</i>
DtT voor LCA-thema's	<b>33.546</b>	<b>16.975</b>	<b>37.552</b>	<b>12.358</b>	<b>26.123</b>	<b>48.552</b>	<i>-15.939</i>
Alleen broeikas effect	<b>1.765</b>	<b>2.086</b>	1.376	<b>1.697</b>	<b>4.271</b>	<b>1.864</b>	37
Verspreiding (gewogen)	370	<b>2.818</b>	1.002	<b>2.755</b>	<b>3.931</b>	<b>3.565</b>	<i>-72</i>
Verspreiding (ongewogen)	1.721	<b>15.222</b>	5.466	<b>14.906</b>	<b>21.249</b>	<b>19.293</b>	<i>-196</i>

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

De milieubelasting van de verwerkingsalternatieven hangt sterk samen met de gekozen weegmethode. Vandaar dat hier per weegmethode de belangrijkste kenmerken uit de onderlinge vergelijking worden weergegeven.

Een uitzondering hierop vormt het alternatief 'hergebruik' (BF-8). Dat heeft namelijk bij alle weegmethoden de laagste milieubelasting (met uitzondering van DtT voor milieuthema's). Dit hangt samen met een laag energieverbruik en lage emissies tijdens de procesvoering. Daarnaast zijn er vermeden effectscores van de thema's verzuring en fotochemische oxidantvorming

(smogvorming) doordat de productie van primair zwavelzuur (ten behoeve van de productie van natriumbisulfiet) wordt vermeden (emissies van SO<sub>2</sub>). De milieubelasting van dit alternatief is vrijwel niet gevoelig voor variaties in de milieu-ingrepen. De grootste gevoeligheid is voor de veronderstelde transportafstanden maar dit leidt niet tot een ander resultaat in vergelijking met de overige verwerkingsalternatieven.

*Weegmethodes: alle milieu- en LCA-thema's even zwaar gewogen*

Bij deze weegmethodes hebben een viertal verwerkingsalternatieven (BF-2, 4, 5 en 6) de hoogste milieubelasting. Het verschil in milieubelasting met de alternatieven 1 en 3 wordt vooral veroorzaakt door de hogere luchtmissie van chroom (thema terrestrische ecotoxiciteit). Bij BF-5 is weliswaar het energieverbruik lager maar de hogere CO<sub>2</sub>-emissies tijdens de verwerkingsprocessen zorgen toch voor een hoge effectscore bij het thema broeikas effect.

De alternatieven BF-1 en BF-3 hebben zoals gezegd een lagere chroomemissie waardoor de effectscore bij het dominante thema ecotoxiciteit lager is. Wel moet daarbij opgemerkt worden dat bij de alternatieven BF-1 en BF-3 de emissie van zilver naar de lucht hoger is dan bij de overige alternatieven. De emissie van deze stof naar de lucht wordt in de huidige LCA-methodiek echter niet gekarakteriseerd omdat hiervoor geen karakteriseringsfactor is afgeleid. Op basis van karakteriseringsfactoren van (mogelijk) vergelijkbare metalen blijkt dit gebrek aan informatie nauwelijks invloed heeft op de effectscores. Bij de chroomemissies is uitgegaan van de emissie van driewaardig chroom en is een eventuele emissie van het meer milieubezwaarlijk zeswaardig chroom niet meegerekend.

Ook het verschil tussen BF-1 en BF-3 onderling wordt grotendeels bepaald door een verschil in chroomemissie, door de verwijdering van een groot deel van het chroom uit het fixeerbad middels de sulfideprecipitatie bij BF-1.

Verder is relevant op te merken dat de alternatieven waarin het residu van de indamping en fysisch/chemische en biologische zuivering wordt afgevoerd naar een AVI beter scoren dan de vergelijkbare alternatieven met verglazing van het residu. Dit volgt zowel uit een vergelijking van BF-1 met BF-2 als uit een vergelijking van BF-3 met BF-4. Het verschil tussen de laatste twee is kleiner dan tussen de eerste twee vanwege enerzijds de reeds genoemde hogere chroomemissie van BF-3 t.o.v. BF-1, en anderzijds de kleinere stroom te verglazen residu bij BF-4 ten opzichte van BF-2 (bij BF-4 geen slibstroom uit de sulfideprecipitatie).

Omdat bij deze weegmethodes het LCA-thema ecotoxiciteit dominant is, zijn de uitkomsten sterk gevoelig voor de tijdhorizon van dit thema. Bij een tijdhorizon van 100 jaar is de milieubelasting van de alternatieven BF-2, 4, 5 en 6 lager en de score ligt dan nog slechts iets hoger dan die van de alternatieven BF-1 en 3.

Alternatief 5 is verder sterk gevoelig voor de allocatie van de milieu-ingrepen. In een gevoeligheidsanalyse is het vaste afval dat als brandstof in de pyrolyse-ovens wordt ingezet als hulpstof gezien. Dit houdt in dat de uitgaande stromen en milieu-ingrepen zijn toegerekend aan de overige 7.500 ton afval (dat voor ruim de helft uit vloeibaar fga bestaat). Hierdoor stijgt de toegerekende milieubelasting van de verwerking van fga en heeft dit alternatief een nog hogere milieubelasting. In een andere gevoeligheidsanalyse zijn de emissies van de verglazing van een mix aan afvalstoffen, op basis van de samenstelling bleekfixeer, zo goed mogelijk gecorrigeerd voor effecten van andere afvalstoffen. De score van BF-5 bleef ook in die benadering echter significant slechter dan BF-1, BF-3 en BF-8.

*Weegmethodes: Distance-to-Target (DtT)*

Bij deze weegmethode hebben de alternatieven BF-2, 4, en 5 de laagste milieubelasting naast BF-8. In deze alternatieven wordt de productie van finaal afval vermeden en dat weegt bij deze methode relatief zwaar mee. Het belangrijkste vermeden afval is hier mijnafval omdat



reststoffen uit de fga-verwerking als vervanging dienen voor primaire loodproductie. Hierbij moet echter worden opgemerkt dat het geproduceerde loodsulfaat dat bij de verglazing ontstaat, gelet op de samenstelling van bleekfixeer, eigenlijk voornamelijk aan andere, samen met het fixeer verglaasde afvalstoffen moet worden toegerekend. In de genoemde gevoeligheidsanalyse waarin, op basis van de samenstelling bleekfixeer, zo goed is gecorrigeerd voor dergelijke effecten, valt een groot deel van het voordeel van deze verwerkingsopties weg en wordt het verschil met bijvoorbeeld BF-1 en BF-3 aanzienlijk kleiner. De resultaten van de alternatieven BF-2, 4 en 5 zijn tevens sterk gevoelig voor de aanname dat reststoffen nuttig hergebruikt kunnen worden. Indien dit niet het geval is, dienen de reststoffen gestort te worden (toerekening finaal afval) en zal de milieubelasting hierdoor stijgen tot de orde grootte van alternatief BF-6, en komen daarbij ook veel dicht bij het niveau van BF-1 en BF-3. Al met al scoren de alternatieven BF-2, 4, en 5 bij de DtT-wegingen wel beter, maar is dit behoorlijk gevoelig voor de wijze waarop allocatie van milieu-effecten wordt toegepast.

Bij de DtT-methode voor milieuthema's hebben deze alternatieven (en ook BF-6) een lagere milieubelasting dan bij de DtT-methode voor LCA-thema's omdat in de eerste het effect van de chromemissies op het thema terrestrische ecotoxiciteit wordt gedempt.

De alternatieven BF-1 en 3 hebben hier de hoogste milieubelasting omdat er geen sprake is van een significante hoeveelheid vermeden productie van finaal afval (zie ook tabel 6.5.3). Er is daar tegenover zelfs sprake van een aanzienlijke vorming van te storten rookgasreinigingsresidu omdat er vanuit gegaan is dat alle zwavel in het relatief zwavelrijke bleekfixeer in deze opties uiteindelijk bij de AVI terecht komt.

*Weegmethode: alleen broeikaseffect*

De milieubelasting bij deze weegmethode is sterk afhankelijk van het energieverbruik én de toegerekende CO<sub>2</sub>-emissies. Bij alternatief BF-8 is het energieverbruik het laagste en zijn bovendien geen CO<sub>2</sub>-emissies toegerekend. Bij alternatief BF-5 is het energieverbruik weliswaar ook laag (ten opzichte van de meeste andere alternatieven), maar is wel een grote CO<sub>2</sub>-emissie toegerekend. Er wordt hier namelijk weliswaar nauwelijks externe energie gebruikt, maar daar tegenover worden wel hoogcalorische afvalstoffen ingezet voor het smeltproces, hetgeen alsnog leidt tot aanzienlijke emissie van CO<sub>2</sub>. Daarom heeft dit alternatief hier de grootste milieubelasting. Wel heeft dit alternatief een grote gevoeligheid voor aannamen omtrent de milieu-ingrepen. Bij allocatie aan vloeibaar fga (zie onder kopje 'Weegmethodes: alle milieu- en LCA-thema's even zwaar gewogen') neemt de milieubelasting nog verder toe. Indien de milieu-ingrepen uit de verwerkingsinstallatie niet volledig aan fga worden toegerekend maar ook aan de andere afvalstoffen die daar verwerkt worden, zal de milieubelasting hier dalen en op hetzelfde niveau komen als de alternatieven BF-1, 2, 3, 4 en 6.

De overige alternatieven (BF-1, 2, 3, 4 en 6) hebben een vergelijkbare milieubelasting die tussen de twee voornoemde alternatieven in ligt. De gevoeligheid van de resultaten voor aannamen in de milieu-ingrepen is bij deze overige alternatieven gering.

*Weegmethode: verspreiding*

Omdat hier het thema terrestrische ecotoxiciteit weer dominant is (chromemissie), gelden hier dezelfde overwegingen als onder het kopje 'Weegmethode: alle milieu- en LCA-thema's even zwaar gewogen'.

### 6.5.6 Conclusies uit de LCA-vergelijking

- Bij alle weegmethoden heeft verwerkingsalternatief BF-8 de laagste milieubelasting.
- Indien alle thema's even zwaar worden gewogen of het accent bij verspreiding wordt gelegd, hebben de alternatieven BF-2, 4, 5 en 6 de hoogste milieubelasting.
- Indien - bij de weegvormen 3a en 3b - de productie van finaal afval sterk wordt meegewogen, hebben de alternatieven BF-1 en 3 de hoogste milieubelasting, uitgaande van nuttige toepassing van de reststoffen bij de andere alternatieven en van de vorming van aanzienlijke hoeveelheden rookgasreinigingsresidu aan bleekfixeer bij BF-1 en BF-3.
- Indien alleen gekeken wordt naar het thema broeikaseffect, heeft alternatief BF-5 de hoogste milieubelasting.
- De resultaten van alle verwerkingsalternatieven (met uitzondering van BF-8) zijn bij alle weegmethoden sterk gevoelig voor aannamen omtrent de toegerekende milieu-ingrepen.

### 6.5.7 Verwerkingskosten

De verwerking van fotografisch afval gebeurt per alternatief bij verschillende bedrijven. Er is onvoldoende informatie aanwezig over de, specifiek aan bleekfixeer toe te rekenen, verwerkingskosten om een integrale verwerkingsprijs per alternatief vast te stellen.

### 6.5.8 Kanttekeningen

Bij alle verwerkingsalternatieven zijn leemten in kennis beschreven (zie achtergronddocument A7 bij MER-LAP). In een aantal gevallen zijn bijvoorbeeld milieu-ingrepen van een referentie-installatie gebruikt die mogelijk afwijken van de daadwerkelijke verwerkingsinstallatie. Tevens waren voor een aantal activiteiten onvoldoende (emissie)gegevens voorhanden en waren er onvoldoende gegevens over de aard en omvang van gebruikte en vermeden chemicaliën en vermeden primaire grondstoffen (metaalertsen).

Daarnaast zijn de gegevens bij sommige verwerkingsinstallaties dermate ver geaggregeerd dat een toerekening naar individuele afvalstromen niet mogelijk was. De analyses zijn hierdoor soms voor een deel gebaseerd op de gemiddelde milieuprestatie van een verwerkingsinstallatie in plaats van op specifiek op de samenstelling van de afvalstroom toegerekende ingrepen.

Door verschillende wijzen van allocatie toe te passen is de gevoeligheid van deze leemte in kaart gebracht (zie paragraaf 6.5.5).

## 6.6 Fotografisch afval; kleurontwikkelaar

### 6.6.1 Beschrijving kleurontwikkelaar

Onder fotografisch afval wordt verstaan afvalstoffen die vrijkomen bij de productie of toepassing van fotochemicaliën en bij het ontwikkelen en afdrukken van lichtgevoelige, op zilverhalogenide gebaseerde films en papieren. Het gaat daarbij om de waterige vloeistoffen, zoals ontwikkelaar en fixeer en in mindere mate om vaste afvalstoffen, zoals fotopapier en filmrestanten.

Aangezien het meeste zilver in de fixeer- en bleekfixeerbaden aanwezig is, worden bedrijven aangemoedigd deze vloeistoffen zoveel mogelijk gescheiden aan te bieden. Om deze reden zijn er een vijftal separate stromen fotografisch afval onderscheiden. In dit hoofdstuk wordt de milieubelasting van de verwerking van kleurontwikkelaar (ontwikkelvloeistof voor kleurfoto's) gepresenteerd.

### 6.6.2 Huidige verwerking

In Nederland zijn diverse bedrijven actief op het gebied van het verwerken van fotografisch afval. In het MER zijn alle bedrijven die betrokken zijn bij de verwerking van fotografisch afval meegenomen (zie paragraaf 6.6.3). Deze bedrijven passen verschillende verwerkingstechnieken toe.

### 6.6.3 Verwerkingsalternatieven

Bij sommige bedrijven vindt eerst een ontzilvering plaats van, met (bleek)fixeer of spoelwater verontreinigde, ontwikkelaar.

- Zo kan sulfideprecipitatie en ultramembraanfiltratie worden toegepast voor het neerslaan van zware metalen respectievelijk de verwijdering van de zware metalen uit de ontwikkelaar. Het retentaat wordt verder opgewerkt (in een smeltoven) voor de terugwinning van zilver. Het permeaat wordt afgevoerd voor verdere zuivering waarbij het wordt ingedampt in een verdampingsinstallatie. Het condensaat hieruit wordt gezuiverd in een fysisch/chemische en biologische zuiveringsinstallatie. Het residu wordt verbrand in een AVI (zie KO-1 in tabel 6.6.1) of verglaasd (zie KO-2 in tabel 6.6.1).
- Daarnaast is een chemische ontzilvering met natriumboorhydride mogelijk, gevolgd door verdere opwerking (in een smeltoven) van het zilverhoudende slib en verdere zuivering en indamping van de vloeistof. Het condensaat hieruit wordt gezuiverd in een fysisch/chemische en biologische zuiveringsinstallatie en ook hier kan het residu worden verbrand in een AVI (zie KO-3 in tabel 6.6.1) of verglaasd (zie KO-4 in tabel 6.6.1).
- Verder is relevant dat niet-verontreinigde ontwikkelaar ook rechtstreeks kan worden behandeld middels voorverdamping, condensatie en fysisch/chemische en biologische zuivering, dus zonder chemische ontzilvering of sulfideprecipitatie/ultramembraanfiltratie. Ook hier kan het residu worden verbrand in een AVI (zie KO-9 in tabel 6.6.1) of verglaasd (zie KO-10 in tabel 6.6.1).

Bij KO-5 (zie tabel 6.6.1) wordt de ontwikkelaar, samen met andere afvalstoffen, fysisch/chemisch gezuiverd in een ONO-installatie (ontgiften, neutraliseren, ontwateren). Hierbij ontstaat sulfideslib dat vervolgens in een pyrolyse-oven wordt verwerkt. Van de overgebleven vloeistof wordt een deel gebruikt voor de aanmaak van gaswasvloeistof; de rest van de vloeistof wordt eveneens in de pyrolyse-oven gebracht. De assen/slakken afkomstig van het pyrolyseproces worden gemengd met daarvoor geschikte toeslagstoffen en via een lopende band in een smelt/verglazingsoven gebracht. Hier vindt ook terugwinning van metalen plaats.

In de LCA-vergelijking is tevens gekeken naar de optie waarbij vloeistoffen worden gereinigd met behulp van omgekeerde osmose. Het concentraat van de omgekeerde osmose wordt weer teruggevoerd naar de indampstap. Het concentraat van de indampstap wordt uiteindelijk onder toevoeging van afvalglas in een oven gesmolten/verglasd (zie KO-6 in tabel 6.6.1).

Een relatief nieuw verwerkingsalternatief (KO-7) waar, na menging met andere fotografische afvalstoffen, de ontwikkelaar wordt ingezet als reductiemiddel is niet meegenomen in dit MER. Voor dit alternatief, dat nog niet operationeel is, bleken onvoldoende gegevens beschikbaar te zijn om een analyse in het kader van dit MER uit te voeren.

Tenslotte gaat één alternatief uit van hergebruik van kleurontwikkelaar (zie KO-8 in tabel 6.6.1). Hierbij wordt het chloridegehalte in de kleurontwikkelaar teruggebracht met behulp van een ionenwisselaar. De overgebleven kleurontwikkelaar wordt vervolgens aangevuld met noodzakelijke componenten. Indien aan de productvoorwaarden wordt voldaan, dan wordt de vloeistof als nieuwe kleurontwikkelaar op de markt gebracht.

De in tabel 6.6.1. aangegeven verwerkingsalternatieven zijn meegenomen in de LCA-vergelijking voor MER-LAP. De genoemde alternatieven zijn veelal combinaties van technieken die eventueel bij verschillende bedrijven wordt toegepast. Zie voor een uitgebreide beschrijving achtergronddocument A8.

Tabel 6.6.1: Overzicht verwerkingsalternatieven voor kleurontwikkelaar

VERWERKINGSALTERNATIEVEN	Afkorting
Sulfideprecipitatie/ultramembraanfiltratie, voorverdampen, fysisch/chemisch/biologisch zuiveren en indampen, verbranden	KO-1
Sulfideprecipitatie/ultramembraanfiltratie, voorverdampen, fysisch/chemisch/biologisch zuiveren en indampen, verglazen	KO-2
Chemische ontzilvering, voorverdampen, fysisch/chemisch/biologisch zuiveren en indampen, verbranden	KO-3
Chemische ontzilvering, voorverdampen, fysisch/chemisch/biologisch zuiveren en indampen, verglazen	KO-4
Fysisch-chemisch zuiveren, pyrolyse, verglazen	KO-5
Chemische ontzilvering, indampen en omgekeerde osmose, verglazen	KO-6
Hergebruik	KO-8
Voorverdampen, fysisch/chemisch/biologisch zuiveren en indampen, verbranden	KO-9
Voorverdampen, fysisch/chemisch/biologisch zuiveren en indampen, verglazen	KO-10

Alle genoemde combinaties van technieken zijn als uitgangspunt genoemd in de Richtlijnen voor het MER (R-13) met uitzondering van het alternatief dat uitgaat van hergebruik (KO-8). Deze is naderhand toegevoegd omdat er sprake bleek van een reëel verwerkingsalternatief. In de Richtlijnen van het MER is tevens vermeld dat de techniek “zilverterugwinning, filtratie en lozen” als een van de alternatieven wordt meegenomen in het MER. Voor deze techniek is echter geen LCA-vergelijking opgesteld. Voor de redenen dat deze verwerkingsoptie buiten beschouwing is gebleven wordt verwezen naar het sectorplan fotografisch afval in het LAP.

### 6.6.4 Resultaten LCA-vergelijking

In de LCA-berekeningen voor het MER-LAP worden milieueffectscores berekend op grond van het totaal aan emissies naar het milieu, onttrekkingen van grondstoffen uit het milieu en ruimtebeslag zoals dat in de inventarisatiefase is vastgesteld. Zie achtergronddocument A2 voor een toelichting op de achtergronden bij de LCA-berekeningen.

De effectscores zijn vergeleken met de totale milieubelasting in Nederland in 1997 als gevolg van economische handelingen. Dit is overeenkomstig richtlijn R-9 van de Richtlijnen voor het MER-LAP. De aldus verkregen genormaliseerde effectscores vormen de basis van de milieuhygiënische vergelijking van verwerkingsalternatieven. De genormaliseerde milieueffectscores van de verwerkingsalternatieven voor kleurontwikkelaar zijn gegeven in tabel 6.6.2.

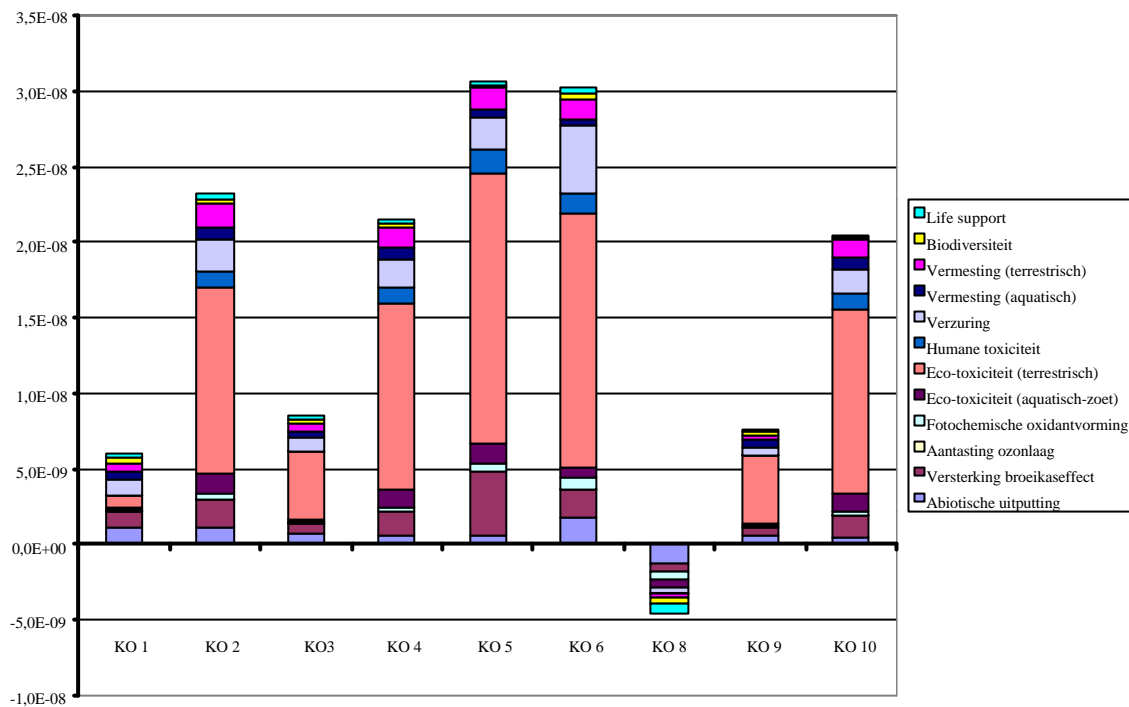
Tabel 6.6.2: Genormaliseerde effectscores (\*10<sup>-13</sup>) voor verwerking van kleurontwikkelaar

	Abiotische uitputting	Versterking broeikas-effect	Aantasting ozonlaag	Fotochem. oxidantvorming	Eco-toxiciteit (aq. - zoet)	Eco-toxiciteit (terrestr.)
KO-1	10.667	10.769	92	2.148	1.253	7.101
KO-2	11.091	18.959	92	3.720	12.467	124.088
KO-3	6.485	7.014	69	1.857	915	45.255
KO-4	6.364	14.751	66	3.379	11.936	123.045
KO-5	5.824	42.715	51	4.538	13.249	179.353
KO-6	18.364	18.009	102	7.582	7.188	167.883
KO-8	-12.545	-5.249	15	-5.440	-5.239	86
KO-9	5.200	6.244	48	1.319	675	45.047
KO-10	5.109	13.982	45	2.841	11.698	122.002
	Humane toxiciteit	Verzuring	Vermesting (aquatisch)	Vermesting (terrestr.)	Biodiversiteit	Life support
KO-1	477	10.314	5.000	6.168	3.098	3.653
KO-2	10.426	21.375	7.948	14.867	3.088	3.840
KO-3	514	8.251	4.602	5.044	2.335	2.853
KO-4	10.106	18.834	7.510	13.628	2.237	2.942
KO-5	15.372	21.674	4.861	15.044	1.737	2.387
KO-6	12.660	45.740	4.143	13.451	3.608	3.916
KO-8	43	-4.200	-498	-1.779	-4.119	-6.756
KO-9	451	5.740	4.183	3.602	1.531	1.818
KO-10	10.053	16.442	7.072	12.124	1.433	1.907

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Figuur 6.6.1 toont de scores uit tabel 6.6.2 in grafische vorm. De genormaliseerde effectscores zijn hierbij gesommeerd. Deze figuur geeft een helder beeld van de bijdrage dat elk LCA-thema aan het milieuprofiel levert. Het milieuprofiel is vergelijkbaar met de effectscore volgens weegmethode 2 ('alle LCA-thema's wegen even zwaar') uit paragraaf 6.6.5.

Figuur 6.6.1: Gesommeerde milieueffectscores (genormaliseerd) voor verwerking van kleurontwikkelaar



Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Naast de genormaliseerde effectscores, zijn er ingreepgerichte scores berekend die niet rechtstreeks aan milieuthema's zijn gekoppeld. De gegevens geven slechts de score weer voor een aantal veelgebruikte milieu-indicatoren. De scores zijn niet genormaliseerd en worden weergegeven in tabel 6.6.3.

Tabel 6.6.3: Ingerepgerichte scores

	Landgebruik (m <sup>2</sup> j)	Finaal afval (kg)	Energieverbruik (MJ)	Waterverbruik (liter)
KO-1	8	28	2.570	2.520
KO-2	8	-56	2.720	4.330
KO-3	6	21	1.440	619
KO-4	6	-63	1.460	2.210
KO-5	5	-59	1.410	3.210
KO-6	8	18	4.940	4.990
KO-8	-12	1	-4.190	-81
KO-9	4	21	1.220	511
KO-10	4	-64	1.240	2.100

### 6.6.5 Bespreking resultaten

Bij elk van de verwerkingsalternatieven is onderzocht welke ingrepen de grootste impact hebben op de effectscores (zwaartepuntanalyse), waarbij weegmethode 2 als uitgangspunt is genomen.

Daarnaast zijn ingrepen gevarieerd waarvan uit de inventarisatie bleek dat er onvoldoende zekerheid over de gehanteerde waarde was (gevoeligheidsanalyse).

Door het hanteren van variaties kon tevens een significantieanalyse worden uitgevoerd. Hierbij worden de grootste variaties in effectscores tussen de verwerkingsalternatieven met elkaar vergeleken. Zie achtergronddocument A2 voor een nadere toelichting op de significantieanalyse. Op deze manier is een tabel samen te stellen waarbij enerzijds de gewogen effectscores worden gepresenteerd en anderzijds de significantie in verschillen wordt uitgedrukt. De gebruikte weegmethoden zijn overeenkomstig de Richtlijnen voor het MER-LAP (R-37) alsmede twee varianten op deze weegmethoden. Achtergronddocument A2 geeft een uitgebreide toelichting op de gehanteerde weegmethoden.

De significant lagere, dus milieuhygiënisch gezien gunstiger, scores zijn lichtgekleurd en cursief. De significant hogere scores zijn donkergekleurd en vet. De ongekleurde scores vormen derhalve een middengroep.

Tabel 6.6.4: Gewogen effectscores (\*10<sup>-11</sup>) voor verwerkingsalternatieven van kleurontwikkelaar

	Alle milieuthema's even zwaar	Alle LCA-thema's even zwaar	DtT voor milieuthema's	DtT voor LCA-thema's	Alleen broeikas effect	Verspreiding (gewogen)	Verspreiding (ongewogen)
KO-1	377	607	1.516	1.956	108	23	110
KO-2	<b>847</b>	<b>2.320</b>	-122	2.857	190	<b>279</b>	<b>1.507</b>
KO-3	343	852	1.329	2.343	70	86	485
KO-4	<b>732</b>	<b>2.148</b>	-514	2.374	148	<b>274</b>	<b>1.485</b>
KO-5	<b>1.002</b>	<b>3.068</b>	80	4.151	<b>427</b>	<b>393</b>	<b>2.125</b>
KO-6	<b>1.222</b>	<b>3.026</b>	<b>3.076</b>	6.778	180	<b>364</b>	<b>1.953</b>
KO-8	-286	-457	-198	-427	-52	-27	-105
KO-9	280	759	1.199	2.159	62	84	475
KO-10	<b>668</b>	<b>2.047</b>	-645	2.174	140	<b>270</b>	<b>1.466</b>

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

De milieubelasting van de verwerkingsalternatieven hangt sterk samen met de gekozen weegmethode. Vandaar dat hier per weegmethode de belangrijkste kenmerken uit de onderlinge vergelijking worden weergegeven.

Een uitzondering hierop vormt het alternatief 'hergebruik' (KO-8). Dat heeft namelijk bij alle weegmethoden de laagste milieubelasting (met uitzondering van DtT voor milieuthema's). Dit hangt samen met een laag energieverbruik en lage emissies tijdens de procesvoering. Tevens is sprake van een relatief groot vermeden effect op het thema abiotische uitputting. Dit komt door het vermijden van sythesegas tengevolge van de uitsparing van ethanolamine. De milieubelasting van dit alternatief is vrijwel niet gevoelig voor variaties in de milieu-ingrepen. De grootste gevoeligheid is voor de veronderstelde transportafstanden maar dit leidt niet tot een ander resultaat in vergelijking met de overige verwerkingsalternatieven.

*Weegmethodes: alle milieu- en LCA-thema's even zwaar gewogen*

Bij deze weegmethode hebben een vijftal verwerkingsalternatieven (KO-2, 4, 5, 6 en 10) de hoogste milieubelasting. Het verschil in milieubelasting met de alternatieven 1 en 3 wordt vooral veroorzaakt door de hogere emissie van chroom en kwik. De alternatieven 1, 3 en 9 hebben een lagere chroomemissie waardoor de effectscore bij het dominante thema ecotoxiciteit lager is. Omdat bij deze weegmethode het LCA-thema ecotoxiciteit dominant is, zijn de uitkomsten sterk gevoelig voor de tijdhorizon van dit thema. Bij een tijdhorizon van 100 jaar is de milieubelasting van de alternatieven KO-2, 4, 5, 6 en 10 lager maar nog altijd hoger dan die van de alternatieven 1, 3 en 9.

Wel moet daarbij opgemerkt worden dat bij de alternatieven KO-1 en KO-3 de emissie van zilver naar de lucht hoger is dan bij de overige alternatieven. De emissie van deze stof naar de lucht wordt in de huidige LCA-methodiek echter niet gekarakteriseerd omdat hiervoor geen

karacteriseringsfactor is afgeleid. Op basis van karakteriseringfactoren van (mogelijk) vergelijkbare metalen blijkt dit gebrek aan informatie nauwelijks invloed heeft op de effectscores. Bij de chroomemissies is uitgegaan van de emissie van driewaardig chroom en is een eventuele emissie van het meer milieubezwaarlijk zeswaardig chroom niet meegerekend.

Ook het verschil tussen KO-1 en KO-3 onderling wordt grotendeels bepaald door een verschil in chroomemissie, door de verwijdering van een groot deel van het chroom uit het fixeerbad middels de sulfideprecipitatie bij KO-1.

Verder is relevant op te merken dat de alternatieven waarin het residu van de indamping en fysisch/chemische en biologische zuivering wordt afgevoerd naar een AVI beter scoren dan de vergelijkbare alternatieven met verglazing van het residu. Dit volgt zowel uit een vergelijking van KO-1 met KO-2 als uit een vergelijking van KO-3 met KO-4. Het verschil tussen de laatste twee is kleiner dan tussen de eerste twee vanwege enerzijds de reeds genoemde hogere chroomemissie van KO-3 t.o.v. KO-1, en anderzijds de kleinere stroom te verglazen residu bij KO-4 ten opzichte van KO-2 (bij KO-4 ontstaat geen slibstroom uit de sulfideprecipitatie).

Alternatief 5 is verder sterk gevoelig voor de allocatie van de milieu-ingrepen. In een gevoeligheidsanalyse is het vaste afval dat als brandstof in de pyrolyse-ovens wordt ingezet als hulpstof gezien. Dit houdt in dat de uitgaande stromen en milieu-ingrepen zijn toegerekend aan de overige 7.500 ton afval (dat voor ruim de helft uit vloeibaar fga bestaat). Hierdoor stijgt de toegerekende milieubelasting van de verwerking van fga en heeft dit alternatief een nog hogere milieubelasting. In een andere gevoeligheidsanalyse zijn de emissies van de verglazing van een mix aan afvalstoffen, op basis van de samenstelling van kleurontwikkelaar, zo goed mogelijk gecorrigeerd voor effecten van andere afvalstoffen. De score van KO-5 bleef ook in die benadering echter significant slechter dan KO-1, KO-3 en KO-8.

Tenslotte scoren KO-9 en KO-10 iets beter dan KO-3 en KO-4. Dit is ook volgens verwachting omdat in beide gevallen de verwerking in grote lijnen dezelfde is maar alleen de ontzilvering van KO-3 en KO-4 achterwege blijft (en daarmee bijbehorend energie- en chemicaliëngebruik en extra transport).

#### *Weegmethodes: Distance-to-Target (DtT)*

Relevant is hier of er gerekend wordt met milieuthema's of LCA-thema's. In het eerste geval wordt het dominante effect van het thema terrestrische ecotoxiciteit gedempt.

Bij eerstgenoemde variant is de vermeden productie van finaal afval bepalend, en leidt tot laagste milieubelasting voor de alternatieven 2, 4, 5 en 10. Dit hangt samen met vermeden mijnafval door hergebruik van metaalfracties zoals koper en lood. Deze alternatieven hebben hier de laagste milieubelasting. De alternatieven KO-1, 3 en 9 hebben een hogere milieubelasting doordat relatief veel finaal afval (restproducten van verbranding) ontstaat. Hierbij moet echter worden opgemerkt dat het geproduceerde loodsulfaat dat bij de verglazing van de alternatieven 2, 4, 5 en 10 ontstaat, gelet op de samenstelling van ontwikkelaar, eigenlijk voornamelijk aan andere, samen met het ontwikkelaar verglaasde afvalstoffen moet worden toegerekend. In de genoemde gevoeligheidsanalyse waarin, op basis van de samenstelling van ontwikkelaar, zo goed is gecorrigeerd voor dergelijke effecten, wordt de milieuscore van deze alternatieven aanzienlijk slechter en komen zij alle op eenzelfde niveau als KO-1 en KO-3 te liggen. De resultaten van de alternatieven 2, 4, 5 en 10 zijn tevens sterk gevoelig voor de aanname dat reststoffen nuttig hergebruikt kunnen worden. Indien dit niet het geval is, dienen de reststoffen gestort te worden (toerekening finaal afval) en zal de milieubelasting hierdoor stijgen tot de boven het niveau van KO-1 en KO-3. Al met al scoren de alternatieven KO-2, 4, 5 en 10 bij de DtT-wegingen wel beter, maar is dit behoorlijk gevoelig voor de wijze waarop allocatie van milieu-effecten wordt toegepast of genoemde reststoffen inderdaad nuttig kunnen worden toegepast. Indien overigens een deel van de reststoffen die vrijkomen bij de



alternatieven KO-2, 4, 5 en 10 toch gestort moeten worden in plaats van hergebruikt, neemt de milieubelasting toe. Alle alternatieven (behalve KO-8) hebben dan een vergelijkbare milieubelasting, zo blijkt uit de gevoeligheidsanalyse.

Bij de tweede variant van deze weegmethode komen de emissies van chroom en kwik weer tot uitdrukking, met name bij de alternatieven KO-5 en 6. Alle alternatieven behalve KO-8 hebben hier een hogere milieubelasting in vergelijking met de eerste variant. Net als bij de andere weegmethoden zijn de resultaten hier afhankelijk van de tijdhorizon van ecotoxiciteit (lagere milieubelasting) en al dan niet storten van restproducten (hogere milieubelasting). Voor de onderlinge vergelijking heeft dit nauwelijks consequenties.

*Weegmethode: alleen broeikaseffect*

De milieubelasting bij deze weegmethode is sterk afhankelijk van het energieverbruik én de toegerekende CO<sub>2</sub>-emissies. Bij alternatief KO-8 is het energieverbruik het laagste en zijn bovendien geen CO<sub>2</sub>-emissies toegerekend. Bij alternatief KO-5 is het energieverbruik weliswaar ook laag (ten opzichte van de meeste andere alternatieven), maar is wel een grote CO<sub>2</sub>-emissie toegerekend. Er wordt hier namelijk weliswaar nauwelijks externe energie gebruikt, maar daar tegenover worden wel hoogcalorische afvalstoffen ingezet voor het smeltproces, hetgeen alsnog leidt tot aanzienlijke emissie van CO<sub>2</sub>. Daarom heeft dit alternatief hier de grootste milieubelasting. Wel heeft dit alternatief een grote gevoeligheid voor aannamen omtrent de milieu-ingrepen. Bij allocatie aan vloeibaar fga (zie onder kopje 'Weegmethodes: alle milieu- en LCA-thema's even zwaar gewogen') neemt de milieubelasting nog verder toe. Indien de milieu-ingrepen uit de verwerkingsinstallatie niet volledig aan fga worden toegerekend maar ook aan de andere afvalstoffen die daar verwerkt worden, zal de milieubelasting hier dalen en op hetzelfde niveau komen als de andere alternatieven.

*Weegmethode: verspreiding*

Omdat hier het thema terrestrische ecotoxiciteit weer dominant is (chroom- en kwikemissie), gelden hier dezelfde overwegingen als onder het kopje 'Weegmethode: alle milieu- en LCA-thema's even zwaar gewogen'

### 6.6.6 Conclusies uit de LCA-vergelijking

- Het alternatief KO-8 (hergebruik) heeft bij vrijwel alle weegmethoden de laagste milieubelasting.
- De alternatieven KO-2, 4, 5, 6 en 10 hebben door emissies van chroom en kwik de hoogste milieubelasting bij weegmethoden waar verspreidingstema's een rol spelen.
- Bij de DtT-weegmethode (eerste variant) hebben de alternatieven KO-2, 4, 5 en 10 de laagste milieubelasting door vermeden afvalproductie. De gevoeligheid voor de gekozen allocatievorm en van de vraag of reststoffen daadwerkelijk nuttig kunnen worden toegepast is echter groot.
- Bij de tweede variant van de DtT-weegmethode zijn de verschillen in de milieubelasting van de alternatieven veel geringer met uitzondering van alternatief KO-8.
- Alternatief KO-5 heeft de hoogste milieubelasting als broeikaseffect het dominante thema is.
- De resultaten van alle verwerkingsalternatieven (met uitzondering van KO-8) zijn bij alle weegmethoden sterk gevoelig voor aannamen omtrent de toegerekende milieu-ingrepen.

### **6.6.7 Verwerkingskosten**

De verwerking van fotografisch afval gebeurt per alternatief bij verschillende bedrijven. Er is onvoldoende informatie aanwezig over de, specifiek aan kleurontwikkelaar toe te rekenen, verwerkingskosten om een integrale verwerkingsprijs per alternatief vast te stellen.

### **6.6.8 Kanttekeningen**

Bij alle verwerkingsalternatieven zijn er meerdere leemten in kennis beschreven. In een aantal gevallen zijn bijvoorbeeld milieu-ingrepen van een referentie-installatie gebruikt die mogelijk afwijken van de daadwerkelijke verwerkingsinstallatie. Tevens waren voor een aantal activiteiten onvoldoende (emissie)gegevens voorhanden en waren er onvoldoende gegevens over de aard en omvang van gebruikte en vermeden chemicaliën en vermeden primaire grondstoffen (metaalertsen).

Daarnaast zijn de gegevens bij sommige verwerkingsinstallaties dermate ver geaggregeerd dat een toerekening naar individuele afvalstromen niet mogelijk was en gebaseerd is op (onzekere) theoretische calculaties. Door verschillende wijzen van allocatie toe te passen is de gevoeligheid van deze leemte in kaart gebracht (zie paragraaf 6.6.5).

## 6.7 Fotografisch afval; vast

### 6.7.1 Beschrijving vast fotografisch afval

Onder fotografisch afval wordt verstaan afvalstoffen die vrijkomen bij de productie of toepassing van fotochemicaliën en bij het ontwikkelen en afdrukken van lichtgevoelige, op zilverhalogenide gebaseerde films en papieren. Het gaat daarbij om de waterige vloeistoffen, zoals ontwikkelaar en fixeer en in mindere mate om vaste afvalstoffen, zoals fotopapier en filmrestanten.

Aangezien het meeste zilver in de fixeer- en bleekfixeerbaden aanwezig is, worden bedrijven aangemoedigd deze vloeistoffen zoveel mogelijk gescheiden aan te bieden. Om deze reden zijn er een vijftal separate stromen fotografisch afval onderscheiden. In dit hoofdstuk wordt de milieubelasting van de verwerking van vast fotografisch afval gepresenteerd.

Vast fotografisch afval betreft met name fotopapier- en filmafval. Aangenomen is dat vast filmafval voor ongeveer 1% bestaat uit zilver en 99% uit kunststoffen.

### 6.7.2 Huidige verwerking

In Nederland zijn diverse bedrijven actief op het gebied van het verwerken van fotografisch afval. In het MER zijn alle bedrijven die betrokken zijn bij de verwerking van fotografisch afval meegenomen (zie paragraaf 6.7.3). Deze bedrijven passen verschillende verwerkingstechnieken toe.

### 6.7.3 Verwerkingsalternatieven

Veelal wordt vast fotografisch afval van tevoren sterk verkleind in een shreddermachine. Het geshredderde materiaal wordt vervolgens gespoeld (vaak met vloeibaar fga) om de verontreinigingen op te lossen.

In één geval vindt daarna een elektrolyse van de spoelvloeistof plaats waarmee zilver wordt teruggewonnen. Het ruwe zilver wordt afgevoerd voor hergebruik. De spoelvloeistof die aldus is voorbereid, worden ingedampt in een verdampingsinstallatie. Het condensaat hieruit wordt gezuiverd in een fysisch-chemische en biologische zuiveringsinstallatie. Het residu wordt meegestookt in een cementoven (zie V-1 in tabel 6.7.1).

Bij een ander verwerkingsalternatief wordt het vast afval (zonder voorbereiding) gemengd met andere afvalstromen en in een pyrolyseoven gebracht. De rookgassen uit deze oven worden fysisch-chemisch gezuiverd. De assen/slakken afkomstig van het pyrolyseproces worden gemengd met daarvoor geschikte toeslagstoffen en via een lopende band in een smelt/verglazingsoven gebracht. Tijdens de verglazing ontstaat een metaallegering waaruit metalen (waaronder zilver) worden teruggewonnen.

In een derde verwerkingsalternatief wordt uitgegaan van shredderen en spoelen. De spoelvloeistof wordt chemisch en elektrolytisch ontzilverd. Het resterende vaste (kunststof)afval wordt verbrand in een AVI. Het verzamelde ruwe zilver wordt verder verwerkt en hergebruikt.

De in tabel 6.7.1 aangegeven verwerkingsalternatieven zijn meegenomen in het MER voor de verwerking van vast fotografisch afval. De genoemde alternatieven zijn veelal combinaties van technieken die eventueel bij verschillende bedrijven worden toegepast. Zie voor een uitgebreide beschrijving achtergronddocument A9.

Tabel 6.7.1: Overzicht verwerkingsalternatieven voor vast fotografisch afval

Verwerkingsalternatieven	Afkorting
Shredderen, spoelen, elektrolyse voorverdampen, fysisch/chemisch/biologisch zuiveren en indampen, verbranden (cementoven)	V-1
Fysisch-chemisch zuiveren, pyrolyse, verglazen	V-2
Shredderen, spoelen voorverdampen, fysisch/chemisch/biologisch zuiveren en indampen, verbranden (AVI)	V-3

Alle genoemde combinaties van technieken zijn als uitgangspunt genoemd in de Richtlijnen voor het MER (R-13).

#### 6.7.4 Resultaten LCA-vergelijking

In de LCA-berekeningen voor het MER-LAP worden milieueffectscores berekend op grond van het totaal aan emissies naar het milieu, onttrekkingen van grondstoffen uit het milieu en ruimtebeslag zoals dat in de inventarisatiefase is vastgesteld. Zie achtergronddocument A2 voor een toelichting op de achtergronden bij de LCA-berekeningen.

De effectscores zijn vergeleken met de totale milieubelasting in Nederland in 1997 als gevolg van economische handelingen. Dit is overeenkomstig richtlijn R-9 van de Richtlijnen voor het MER-LAP. De aldus verkregen genormaliseerde effectscores vormen de basis van de milieuhygiënische vergelijking van verwerkingsalternatieven. De genormaliseerde milieueffectscores van de verwerkingsalternatieven voor vast fotografisch afval zijn gegeven in tabel 6.7.2.

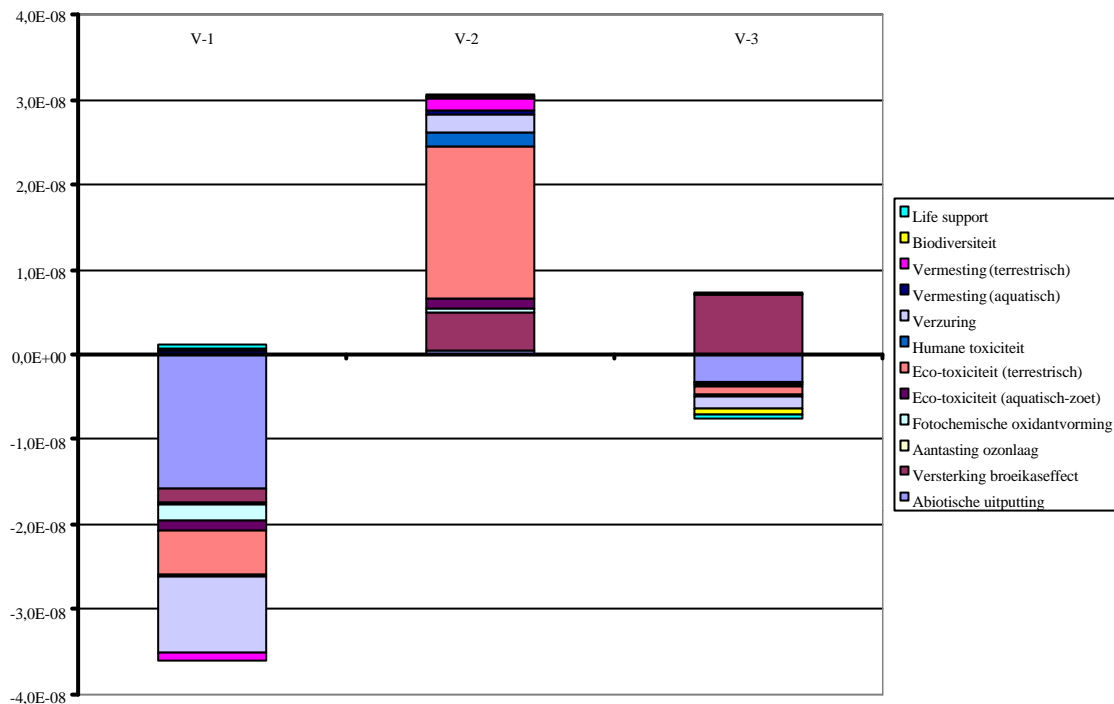
Tabel 6.7.2: Genormaliseerde effectscores ( $\cdot 10^{-13}$ ) voor verwerkingsalternatieve van vast fotografisch afval

	V-1	V-2	V-3
Abiotische uitputting	-158.182	5.903	-33.879
Versterking broeikaseffect	-16.606	42.851	70.588
Aantasting ozonlaag	-2.835	50	-35
Fotochem. oxidantvorming	-17.198	4.451	-615
Eco-toxiciteit (aq. - zoet)	-12.639	13.236	-3.541
Eco-toxiciteit (terrestr.)	-50.886	179.353	-9.479
Humane toxiciteit	-3.771	15.372	-1.537
Verzuring	-88.789	21.226	-15.695
Vermesting (aquatisch)	3.805	4.880	283
Vermesting (terrestr.)	-10.177	15.133	1.522
Biodiversiteit	3.814	1.747	-5.067
Life support	5.067	2.391	-4.889

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Figuur 6.7.1 toont de scores uit tabel 6.7.2 in grafische vorm. De genormaliseerde effectscores zijn hierbij gesommeerd. Deze figuur geeft een helder beeld van de bijdrage dat elk LCA-thema aan het milieuprofiel levert. Het milieuprofiel is vergelijkbaar met de effectscore volgens wegmethode 2 ('alle LCA-thema's wegen even zwaar') uit paragraaf 6.7.5.

Figuur 6.7.1: Gesommeerde milieueffectscores (genormaliseerd) voor de verwerking van vast fotografisch afval



Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Naast de genormaliseerde effectscores, zijn er ingreepgerichte scores berekend die niet rechtstreeks aan milieuthema's zijn gekoppeld. De gegevens geven slechts de score weer voor een aantal veelgebruikte milieu-indicatoren. De scores zijn niet genormaliseerd en worden weergegeven in tabel 6.7.3.

Tabel 6.7.3: Ingreepgerichte scores

	V-1	V-2	V-3
Landgebruik (m <sup>2</sup> j)	10	5	-10
Finaal afval (kg)	-753	-212	-212
Energieverbruik (MJ)	-32.900	1.440	-9.230
Waterverbruik (liter)	4.570	3.290	-17.400

### 6.7.5 Bespreking resultaten

Bij elk van de verwerkingsalternatieven is onderzocht welke ingrepen de grootste impact hebben op de effectscores (zwaartepuntanalyse), waarbij weegmethode 2 als uitgangspunt is genomen.

Daarnaast zijn ingrepen gevarieerd waarvan uit de inventarisatie bleek dat er onvoldoende zekerheid over de gehanteerde waarde was (gevoeligheidsanalyse).

Door het hanteren van variaties kon tevens een significantie-analyse worden uitgevoerd. Hierbij worden de grootste variaties in effectscores tussen de verwerkingsalternatieven met elkaar vergeleken. Zie achtergronddocument A2 voor een nadere toelichting op de significantie-analyse. Op deze manier is een tabel samen te stellen waarbij enerzijds de gewogen effectscores worden gepresenteerd en anderzijds de significantie in verschillen wordt uitgedrukt (zie tabel

6.7.4). De gebruikte weegmethoden zijn overeenkomstig de Richtlijnen voor het MER-LAP (R-37) alsmede twee varianten op deze weegmethoden. Achtergronddocument A2 geeft een uitgebreide toelichting op de gehanteerde weegmethoden.

De significant lagere, dus milieuhygiënisch gezien gunstiger, scores zijn lichtgekleurd en cursief. De significant hogere scores zijn donkergekleurd en vet. De ongekleurde scores vormen derhalve een middengroep. Indien er binnen een weging onvoldoende significante verschillen zijn, zijn er in dat geval geheel geen kleuren gebruikt.

Tabel 6.7.4: Gewogen effectscores (\*10<sup>-11</sup>) voor verwerking van vast fotografisch afval

	V-1	V-2	V-3
Alle milieuthema's even zwaar	-2.732	<b>999</b>	-213
Alle LCA-thema's even zwaar	-3.484	<b>3.066</b>	-23
DtT voor milieuthema's	-27.983	-4.954	-7.036
DtT voor LCA-thema's	-29.615	-882	-6.840
Alleen broeikas effect	-166	429	706
Verspreiding (gewogen)	-177	<b>393</b>	-29
Verspreiding (ongewogen)	-845	<b>2.124</b>	-152

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Belangrijke onderscheidende LCA-thema's bij de vergelijking van de verwerkingsalternatieven voor vast fotografisch afval zijn abiotische uitputting, broeikas effect, verzuring en terrestrische ecotoxiciteit.

Verwerkingsalternatief V-1 heeft bij alle weegmethoden de laagste milieubelasting. Dit hangt sterk samen met het meestoken van overblijvende residuen in een cementoven. Hierdoor wordt de productie van steenkool vermeden, resulterend in negatieve effectscore van met name abiotische uitputting (vermeden kolenwinning), terrestrische ecotoxiciteit (vermeden emissies van zware metalen zoals vanadium) en verzuring (vermeden NO<sub>x</sub>- en SO<sub>2</sub>-emissies). Door hetzelfde vermeden steenkool is ook de productie van finaal afval lager waardoor bij de DtT-weegmethode dit alternatief ook de laagste milieubelasting heeft.

De resultaten van dit alternatief worden sterk bepaald door de keuze om de residu stromen mee te stoken in een cementoven. In een gevoeligheidsanalyse is tevens het effect bezien van het meestoken van deze residuen in een AVI. De vermeden milieu-ingrepen zijn dan minder groot en worden dan vergelijkbaar met alternatief V-3. Bij de DtT-weegmethode is de milieubelasting vooral gevoelig voor de vraag of steenkool dan wel stookolie als primaire brandstof in de cementoven wordt vermeden. In het laatste geval is er minder vermeden afvalproductie en stijgt de milieubelasting eveneens tot de waarde van alternatief V-3.

Verwerkingsalternatief V-2 heeft bij de meeste weegmethoden de hoogste milieubelasting. De emissie van chroom (ecotoxiciteit) bepaald in sterke mate de milieubelasting. Daarnaast zijn er door het grotere energieverbruik hogere effectscores bij abiotische uitputting, verzuring en vermesting. Door de dominantie van het thema ecotoxiciteit, zijn de resultaten van dit verwerkingsalternatief gevoelig voor de gekozen tijdhorizon. Bij een tijdhorizon van 100 jaar zal de milieubelasting dalen maar is nog altijd hoger dan de andere verwerkingsalternatieven. Bij de DtT-weegmethode is de milieubelasting gevoelig voor de vraag of de restproducten hergebruikt kunnen worden of gestort moeten worden. In het laatste geval wordt het beschouwd als finaal afval en zal bij deze weegmethode de milieubelasting nog verder stijgen.

Tenslotte is bij verwerkingsalternatief V-2 relevant welke ingrepen nog aan het vast afval worden toegerekend. Relevant is namelijk dat de gegevens van dit alternatief zijn gebaseerd op de verwerking van een mix aan afvalstoffen, waarvan een aantal stromen ook componenten bevatten die niet in vast fga zitten. In een gevoeligheidsanalyse zijn de emissies van, op basis

van de samenstelling bleekfixeer, zo goed mogelijk gecorrigeerd voor effecten van andere afvalstoffen. Indien slechts de calorische waarde en het zilveragehalte aan vast fga worden toegerekend, en de overige milieu-ingrepen uit de verwerkingsinrichting niet, daalt de milieubelasting, maar deze blijft ook in dit geval nog steeds het hoogste met uitzondering van de weegmethoden waar alleen verspreidingsthema's een rol spelen. De dominante chroomemissie valt hier immers weg. Bij de weegmethode gebaseerd op versterking van het broeikas-effect zal de milieubelasting dan toenemen omdat dan meer CO<sub>2</sub>-emissie wordt toegerekend (de calorische waarde van vast fotografisch afval is hoger dan de gemiddelde afvalstof/brandstof-input).

Verwerkingsalternatief V-3 heeft overwegend een gemiddelde milieubelasting. Belangrijke ingrepen zijn de CO<sub>2</sub>-emissies en de vermeden winning van primaire energiedragers. Bij de weegmethode gebaseerd op versterking van het broeikas-effect heeft dit alternatief de hoogste milieubelasting. De resultaten van dit alternatief zijn sterk gevoelig voor de verbrandingsroute van het resterende kunststofafval. Indien het wordt meegestookt in een cementoven zal de milieubelasting bij alle weegmethoden sterk dalen en ongeveer dezelfde orde grootte hebben als alternatief V-1, dat ook uitgaat van het meestoken in een cementoven.

#### 6.7.6 Conclusies uit de LCA-vergelijking

- Bij alle weegmethoden heeft verwerkingsalternatief V-1 de laagste milieubelasting.
- Verwerkingsalternatief V-3 heeft overwegend een gemiddelde milieubelasting.
- Het verschil tussen de alternatieven V-1 en V-3 valt geheel weg wanneer de routes AVI en cementoven worden verwisseld.
- Verwerkingsalternatief V-2 heeft voor alle weegmethoden, met uitzondering van de weegmethode op alleen broeikas-effect, de hoogste milieubelasting.
- De milieubelasting van alle alternatieven is gevoelig voor een aantal aannamen. Meestook in een cementoven ter vervanging van steenkool levert altijd de laagste milieubelasting op.

#### 6.7.7 Verwerkingskosten

De verwerking van fotografisch afval gebeurt per alternatief bij verschillende bedrijven. Er is onvoldoende informatie aanwezig over de, specifiek aan vast fotografisch afval toe te rekenen, verwerkingskosten om een integrale verwerkingsprijs per alternatief vast te stellen.

#### 6.7.8 Kanttekeningen

Bij alle verwerkingsalternatieven zijn meerdere leemten in kennis beschreven (zie ook achtergronddocument A9). In een aantal gevallen zijn bijvoorbeeld milieu-ingrepen van een referentie-installatie gebruikt die mogelijk afwijken van de daadwerkelijke verwerkingsinstallatie. Tevens waren voor een aantal activiteiten onvoldoende (emissie)gegevens voorhanden en waren er onvoldoende gegevens over de aard en omvang van gebruikte en vermeden chemicaliën en vermeden primaire grondstoffen (metaalertsen).

Daarnaast zijn de gegevens bij sommige verwerkingsinstallaties dermate ver geaggregeerd dat een toerekening naar individuele afvalstromen niet mogelijk was. De analyses zijn hierdoor soms voor een deel gebaseerd op de gemiddelde milieuprestatie van een verwerkingsinstallatie in plaats van op specifiek op de samenstelling van de afvalstroom toegerekende ingrepen.

Door verschillende wijzen van allocatie toe te passen is geprobeerd de gevoeligheid van deze leemte in kaart te brengen (zie paragraaf 6.7.5).



## 6.8 Fotografisch afval; zwart-wit fixeer

### 6.8.1 Beschrijving zwart-wit fixeer

Onder fotografisch afval wordt verstaan afvalstoffen die vrijkomen bij de productie of toepassing van fotochemicaliën en bij het ontwikkelen en afdrukken van lichtgevoelige, op zilverhalogenide gebaseerde films en papieren. Het gaat daarbij om de waterige vloeistoffen, zoals ontwikkelaar en fixeer en in mindere mate om vaste afvalstoffen, zoals fotopapier en filmrestanten.

Aangezien het meeste zilver in de fixeer- en bleekfixeerbaden aanwezig is, worden bedrijven aangemoedigd deze vloeistoffen zoveel mogelijk gescheiden aan te bieden. Om deze reden zijn er een vijftal separate stromen fotografisch afval onderscheiden. In dit hoofdstuk wordt de milieubelasting van de verwerking van zwart-wit fixeer (fixeer voor zwart-wit foto's) gepresenteerd.

### 6.8.2 Huidige verwerking

In Nederland zijn diverse bedrijven actief op het gebied van het verwerken van fotografisch afval. In het MER zijn alle bedrijven die betrokken zijn bij de verwerking van fotografisch afval meegenomen (zie paragraaf 6.8.3). Deze bedrijven passen verschillende verwerkingstechnieken toe.

### 6.8.3 Verwerkingsalternatieven

Bij de meeste bedrijven vindt eerst een elektrolysestap plaats. Hiermee wordt zilver teruggewonnen uit de zwart-wit fixeerbaden. Het ruwe zilver wordt afgevoerd voor hergebruik.

Aansluitend aan de electrolyse kan vervolgens sulfideprecipitatie en ultramembraanfiltratie worden toegepast voor het neerslaan van zware metalen respectievelijk de verwijdering van de zware metalen uit de bleekfixeerbaden. Het retentaat wordt verder opgewerkt (in een smeltoven) voor de terugwinning van zilver. Het permeaat wordt afgevoerd voor verdere zuivering waarbij het wordt ingedampt in een verdampingsinstallatie. Het condensaat hieruit wordt gezuiverd in een fysisch/chemische en biologische zuiveringsinstallatie waarna het residu wordt verbrand in een AVI (zie ZWF-1 in tabel 6.8.1). Daarnaast is, mits voldoende vergaand ontzilverd, na de elektrolyse ook directe afvoer naar de indamping + fysisch/chemische en biologische zuivering mogelijk, dus zonder de sulfideprecipitatie en ultramembraanfiltratie, waarna ook hier het residu vervolgens wordt verbrand in een AVI (zie ZWF-2 in tabel 6.8.1).

Bij één verwerkingsalternatief is er geen sprake van een electrolyse-stap (zie ZWF-3 in tabel 6.8.1). Hier worden de bleekfixeerbaden gemengd met een deel van de ontwikkelaarstromen. Het mengsel wordt fysisch-chemisch gezuiverd in een ONO-installatie (ontgiften, neutraliseren, ontwateren). Hierbij ontstaat sulfideslib dat vervolgens in een pyrolyse-oven wordt verwerkt. Van de overgebleven vloeistof wordt een deel gebruikt voor de aanmaak van gaswasvloeistof; de rest van de vloeistof wordt eveneens in de pyrolyse-oven gebracht. De assen/slakken afkomstig van het pyrolyseproces worden gemengd met daarvoor geschikte toeslagstoffen en via een lopende band in een smelt/verglazingoven gebracht.

In het MER is tevens gekeken naar de optie waarbij vloeistoffen na de electrolyse worden gereinigd met behulp van omgekeerde osmose. Het concentraat van de omgekeerde osmose wordt weer teruggevoerd naar de indampstap. Het concentraat van de indampstap wordt uiteindelijk onder toevoeging van afvalglas in een oven gesmolten/verglaasd (zie ZWF-4 in tabel 6.8.1).

Een relatief nieuw verwerkingsalternatief (ZWF-5) waar, na elektrolyse, de bleekfixeerbaden worden ingezet als reductiemiddel is niet meegenomen in dit MER. Voor dit alternatief, dat nog niet operationeel is, bleken onvoldoende gegevens beschikbaar te zijn om een analyse in het kader van dit MER uit te voeren.

Een laatste alternatief (ZWF-6) gaat uit van een combinatie van bovengenoemde technieken.

De in tabel 6.8.1 aangegeven verwerkingsalternatieven zijn meegenomen in de LCA-vergelijking voor MER-LAP. De genoemde alternatieven zijn veelal combinaties van technieken die eventueel bij verschillende bedrijven wordt toegepast. Zie voor een uitgebreide beschrijving achtergronddocument A10.

Tabel 6.8.1: Overzicht verwerkingsalternatieven van zwart-wit fixeer

VERWERKINGSALTERNATIEVEN	Afkorting
Elektrolyse, sulfideprecipitatie/ultramembraanfiltratie, fysisch/chemisch/ biologisch zuiveren en indampen, verbranding	ZWF-1
Elektrolyse, fysisch/chemisch/biologisch zuiveren en indampen, verbranding	ZWF-2
Fysisch/chemisch zuiveren, pyrolyse, verglazen	ZWF-3
Elektrolyse, indampen en omgekeerde osmose, verglazen	ZWF-4
Elektrolyse, fysisch/chemisch zuiveren, fysisch/chemisch/biologisch zuiveren en indampen, verbranding	ZWF-6

Alle genoemde combinaties van technieken zijn als uitgangspunt genoemd in de Richtlijnen voor het MER (R-13). In de Richtlijnen van het MER is tevens vermeld dat de techniek “zilverterugwinning, filtratie en lozen” als een van de alternatieven wordt meegenomen in het MER. Voor deze techniek is echter geen LCA-vergelijking opgesteld. Voor de redenen dat deze verwerkingsoptie buiten beschouwing is gebleven wordt verwezen naar het sectorplan fotografisch afval in het LAP.

#### 6.8.4 Resultaten LCA-vergelijking

In de LCA-berekeningen voor het MER-LAP worden milieueffectscores berekend op grond van het totaal aan emissies naar het milieu, onttrekkingen van grondstoffen uit het milieu en ruimtebeslag zoals dat in de inventarisatiefase is vastgesteld. Zie achtergronddocument A2 voor een toelichting op de achtergronden bij de LCA-berekeningen.

De effectscores zijn vergeleken met de totale milieubelasting in Nederland in 1997 als gevolg van economische handelingen. Dit is overeenkomstig richtlijn R-9 van de Richtlijnen voor het MER-LAP. De aldus verkregen genormaliseerde effectscores vormen de basis van de milieuhygiënische vergelijking van verwerkingsalternatieven. De genormaliseerde milieueffectscores van de verwerkingsalternatieven voor zwart/witfixeer zijn gegeven in tabel 6.8.2.

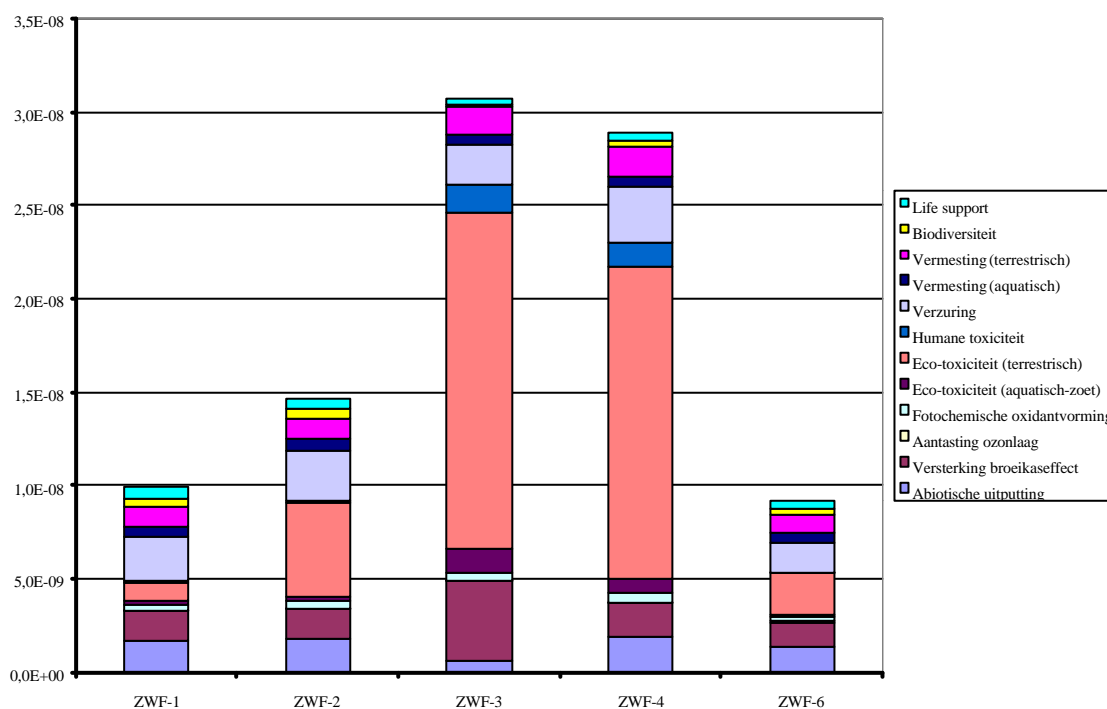
Tabel 6.8.2: Genormaliseerde effectcores (\*10<sup>-13</sup>) voor verwerking van zwart-wit fixeer

	ZWF-1	ZWF-2	ZWF-3	ZWF-4	ZWF-6
Abiotische uitputting	16.606	17.455	5.794	18.788	13.576
Versterking broeikaseffect	15.928	16.652	42.715	18.552	13.484
Aantasting ozonlaag	126	138	50	103	110
Fotochem. Oxidantvorming	3.802	4.489	4.527	5.005	2.538
Eco-toxiciteit (aq. – zoet)	1.830	2.069	13.236	7.215	1.605
Eco-toxiciteit (terrestr.)	9.896	49.739	179.353	167.883	21.689
Humane toxiciteit	718	984	15.372	12.660	697
Verzuring	23.169	27.504	21.674	30.344	15.396
Vermesting (aquatisch)	6.135	6.215	4.861	4.761	5.777
Vermesting (terrestr.)	10.442	10.796	15.044	16.195	9.469
Biodiversiteit	4.747	4.892	1.732	3.716	3.706
Life support	5.422	5.600	2.378	4.018	4.302

Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Figuur 6.8.1 toont de scores uit tabel 6.8.2 in grafische vorm. De genormaliseerde effectcores zijn hierbij gesommeerd. Deze figuur geeft een helder beeld van de bijdrage dat elk LCA-thema aan het milieuprofiel levert. Het milieuprofiel is vergelijkbaar met de effectscore volgens weegmethode 2 ('alle LCA-thema's wegen even zwaar') uit paragraaf 6.8.5.

Figuur 6.8.1: Gesommeerde milieueffectcores (genormaliseerd) voor verwerking van zwart-wit fixeer



Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Naast de genormaliseerde effectcores, zijn er ingreepgerichte scores berekend die niet rechtstreeks aan milieuthema's zijn gekoppeld. De gegevens geven slechts de score weer voor een aantal veelgebruikte milieu-indicatoren. De scores zijn niet genormaliseerd en worden weergegeven in tabel 6.8.3.

Tabel 6.8.3: Ingreepgerichte scores

	ZWF-1	ZWF-2	ZWF-3	ZWF-4	ZWF-6
Landgebruik (m <sup>2</sup> j)	12	12	5	9	9
Finaal afval (kg)	37	40	-106	-27	-16
Energieverbruik (MJ)	4.130	4.330	1.410	5.100	3.330
Waterverbruik (liter)	5.080	5.130	3.210	5.300	3.980

### 6.8.5 Bespreking resultaten

Bij elk van de verwerkingsalternatieven is onderzocht welke ingrepen de grootste impact hebben op de effectscores (zwaartepuntanalyse), waarbij weegmethode 2 als uitgangspunt is genomen.

Daarnaast zijn ingrepen gevarieerd waarvan uit de inventarisatie bleek dat er onvoldoende zekerheid over de gehanteerde waarde was (gevoeligheidsanalyse).

Door het hanteren van variaties kon tevens een significantieanalyse worden uitgevoerd. Hierbij worden de grootste variaties in effectscores tussen de verwerkingsalternatieven met elkaar vergeleken. Zie achtergronddocument A2 voor een nadere toelichting op de significantieanalyse. Op deze manier is een tabel samen te stellen waarbij enerzijds de gewogen effectscores worden gepresenteerd en anderzijds de significantie in verschillen wordt uitgedrukt (zie tabel 6.8.4). De gebruikte weegmethoden zijn overeenkomstig de Richtlijnen voor het MER-LAP (R-37) alsmede twee varianten op deze weegmethoden. Achtergronddocument A2 geeft een uitgebreide toelichting op de gehanteerde weegmethoden.

De significant lagere, dus milieuhygiënisch gezien gunstiger, scores zijn lichtgekleurd en cursief. De significant hogere scores zijn donkergekleurd en vet. De ongekleurde scores vormen derhalve een middengroep. Indien er binnen een weging onvoldoende significante verschillen zijn, zijn er in dat geval geheel geen kleuren gebruikt.

Tabel 6.8.4: Gewogen effectscores (\*10<sup>-11</sup>) voor verwerking van zwart-wit fixeer

	ZWF-1	ZWF-2	ZWF-3	ZWF-4	ZWF-6
Alle milieuthema's even zwaar	647	777	1.002	1.084	524
Alle LCA-thema's even zwaar	988	1.465	<b>3.067</b>	<b>2.892</b>	923
DtT voor milieuthema's	<b>2.348</b>	<b>2.743</b>	-1.458	1.191	365
DtT voor LCA-thema's	2.997	<b>4.083</b>	2.612	<b>4.821</b>	<i>1.151</i>
Alleen broeikas effect	<i>159</i>	<i>167</i>	<b>427</b>	<i>186</i>	<i>135</i>
Verspreiding (gewogen)	35	106	<b>393</b>	<b>356</b>	50
Verspreiding (ongewogen)	<i>162</i>	573	<b>2.125</b>	<b>1.928</b>	265

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Verwerkingsalternatief ZWF-6 heeft bij de meeste weegmethoden de laagste milieubelasting. De milieubelasting hier wordt hoofdzakelijk ( $\pm 50\%$ ) bepaald door emissies van kwik (tijdens de procesvoering), NO<sub>x</sub> (tijdens transport) en CO<sub>2</sub> (tijdens energieopwekking). De resultaten van dit alternatief zijn nauwelijks gevoelig voor aannamen omtrent de milieu-ingrepen. Alleen bij de DtT-weegmethode wordt de milieubelasting (factor 3 tot 4) hoger indien het ontstane slib wordt gestort in plaats van verwerkt.

Het alternatief ZWF-1 heeft bij de meeste weegmethoden een vergelijkbare milieubelasting als ZWF-6. Vooral de emissies van NO<sub>x</sub>, CO<sub>2</sub> en SO<sub>2</sub> spelen een rol bij de milieubelasting. Alleen bij de DtT-weegmethode heeft dit alternatief een hogere milieubelasting. Dit hangt samen met de grotere productie van finaal afval. Weliswaar is er bij dit alternatief (net als bij ZWF-6) sprake van vermeden afval doordat de productie van primair zilver wordt vermeden, maar er is tevens een grotere hoeveelheid rookgasreinigingsresidu toegerekend. In een gevoeligheidsanalyse is tevens gekeken naar de situatie waarin de ontstane slibben worden gestort in plaats van verbrand in een AVI. De verschuivingen in de milieuscores zijn echter beperkt, en beïnvloeden de vergelijking tussen de verschillende opties niet, zelfs niet wanneer de productie van finaal afval sterk wordt meegewogen (bij de weegvormen 3a en 3b), omdat met het storten van de slibben tevens de vorming van te storten rookgasreinigingsresidu wegvalt.

De verwerkingsalternatieven ZWF-3 en 4 hebben tijdens de procesvoering relatief hoge emissies van chroom respectievelijk kwik en chroom. Hierdoor zijn de scores voor de LCA-thema's ecotoxiciteit relatief hoog en is de milieubelasting van deze alternatieven bij deze meeste weegmethoden het hoogst. Bij de weegmethode waar het accent op het thema broeikaseffect ligt, heeft ZWF-3 de hoogste milieubelasting doordat een hoge CO<sub>2</sub>-emissie tijdens de procesvoering is toegerekend.

De resultaten van beide verwerkingsalternatieven (ZWF-3 en 4) zijn sterk gevoelig voor een aantal aannamen omtrent de milieu-ingrepen. Dat zijn:

- De tijdhorizon van het thema ecotoxiciteit. Bij een tijdhorizon van 100 jaar in plaats van oneindig is de milieubelasting lager en dan vrijwel even groot als alternatief ZWF-2 bij de weegmethoden waarbij alle thema's even zwaar meewegen en verspreiding het belangrijkste thema is. De varianten ZWF-1 en ZWF-6 blijven echter ook in dit geval significant beter scoren.
- De allocatie van de milieu-ingrepen (alleen bij ZWF-3). In een gevoeligheidsanalyse is het vaste afval dat als brandstof in de pyrolyse-ovens wordt ingezet als hulpstof gezien. Dit houdt in dat de uitgaande stromen en milieu-ingrepen zijn toegerekend aan de overige 7.500 ton afval (dat voor ruim de helft uit vloeibaar fga bestaat). Hierdoor stijgt de toegerekende milieubelasting van de verwerking van fotografisch afval en heeft alternatief ZWF-3 veruit de hoogste milieubelasting bij alle weegmethoden met uitzondering van de DtT-weegmethode. In een andere gevoeligheidsanalyse zijn de emissies van de verglazing een mix aan afvalstoffen, op basis van de samenstelling de fixeer, zo goed mogelijk gecorrigeerd voor effecten van andere afvalstoffen. De score van ZWF-3 blijft ook in die benadering echter significant slechter dan de scores van ZWF-1, 2 en 6.
- Het al dan niet storten van reststoffen (alleen ZWF-3). Indien deze worden gestort in plaats van hergebruikt, is de milieubelasting bij de DtT-weegmethode hoger en komt dan in dezelfde orde (weegvorm 3a) of zelfs boven (weegvorm 3b) het niveau van de andere verwerkingsopties te liggen.

Alternatief ZWF-2 heeft bij de meeste weegmethoden een gemiddelde milieubelasting. Alleen bij de DtT-weegmethode is deze het hoogste omdat de productie van finaal afval hier het hoogst is. Ook voor deze verwerkingsoptie is gekeken naar het effect van storten in plaats van verbranden van de ontstane slibben, en ook hier bleek het wegvallen van de vorming van rookgasreinigingsresidu zelfs in de weegvormen 3a en 3b - waarbij de productie van finaal afval sterk wordt meegewogen - effect van de stort van het slib te compenseren.

### 6.8.6 Conclusies uit de LCA-vergelijking

- De verwerkingsalternatieven ZWF-6 en, in mindere mate, ZWF-1 hebben bij de meeste weegmethoden de laagste milieubelasting.
- De verwerkingsalternatieven ZWF-3 en 4 hebben bij de meeste weegmethoden de hoogste milieubelasting.
- Het alternatief ZWF-2 heeft bij de meeste weegmethoden een gemiddelde milieubelasting.
- Met name de resultaten van de verwerkingsalternatieven ZWF-3 en 4 zijn gevoelig voor aannamen omtrent de toegerekende milieu-ingrepen. Voor de overige alternatieven geldt dat in mindere mate.

### 6.8.7 Verwerkingskosten

De verwerking van fotografisch afval gebeurt per alternatief bij verschillende bedrijven. Er is onvoldoende informatie aanwezig over de, specifiek aan zwart/wit fixeer toe te rekenen, verwerkingskosten om een integrale verwerkingsprijs per alternatief vast te stellen.

### 6.8.8 Kanttekeningen

Bij alle verwerkingsalternatieven zijn er leemten in kennis beschreven (zie achtergronddocument A10 bij MER-LAP). In een aantal gevallen zijn bijvoorbeeld milieu-ingrepen van een referentie-installatie gebruikt die mogelijk afwijken van de daadwerkelijke verwerkingsinstallatie. Tevens waren voor een aantal activiteiten onvoldoende (emissie)gegevens voorhanden en waren er onvoldoende gegevens over de aard en omvang van gebruikte en vermeden chemicaliën en vermeden primaire grondstoffen (metaalertsen).

Daarnaast zijn de gegevens bij sommige verwerkingsinstallaties dermate ver geaggregeerd dat een toerekening naar individuele afvalstromen niet mogelijk was. De analyses zijn hierdoor soms voor een deel gebaseerd op de gemiddelde milieuprestatie van een verwerkingsinstallatie in plaats van op specifiek op de samenstelling van de afvalstroom toegerekende ingrepen.

Door verschillende wijzen van allocatie toe te passen is geprobeerd de gevoeligheid van deze leemte in kaart gebracht (zie ook paragraaf 6.8.5).

## 6.9 Fotografisch afval; zwart-wit ontwikkelaar

### 6.9.1 Beschrijving zwart-wit ontwikkelaar

Onder fotografisch afval wordt verstaan afvalstoffen die vrijkomen bij de productie of toepassing van fotochemicaliën en bij het ontwikkelen en afdrukken van lichtgevoelige, op zilverhalogenide gebaseerde films en papieren. Het gaat daarbij om de waterige vloeistoffen, zoals ontwikkelaar en fixeer en in mindere mate om vaste afvalstoffen, zoals fotopapier en filmrestanten.

Aangezien het meeste zilver in de fixeer- en bleekfixeerbaden aanwezig is, worden bedrijven aangemoedigd deze vloeistoffen zoveel mogelijk gescheiden aan te bieden. Om deze reden zijn er een vijftal separate stromen fotografisch afval onderscheiden. In dit hoofdstuk wordt de milieubelasting van de verwerking van zwart-wit ontwikkelaar (ontwikkelvloeistof voor zwart-wit foto's) gepresenteerd.

### 6.9.2 Huidige verwerking

In Nederland zijn diverse bedrijven actief op het gebied van het verwerken van fotografisch afval. In het MER zijn alle bedrijven die betrokken zijn bij de verwerking van fotografisch afval meegenomen (zie paragraaf 6.9.3). Deze bedrijven passen verschillende verwerkingstechnieken toe.

### 6.9.3 Verwerkingsalternatieven

In tegenstelling tot fixeerbaden, wordt bij ontwikkelaar geen elektrolyse-stap uitgevoerd. De reden hiervoor is het lage zilveragehalte. Alleen indien de ontwikkelaar verontreinigd is met zilverrijke afvalstoffen (bijvoorbeeld fixeervloeistof), vindt ontzilvering plaats. Dit gebeurt echter niet elektrolytisch maar op chemische wijze.

- Zo kan sulfideprecipitatie en ultramembraanfiltratie worden toegepast voor het neerslaan van zware metalen respectievelijk de verwijdering van de zware metalen uit de ontwikkelaar. Het retentaat wordt verder opgewerkt (in een smeltoven) voor de terugwinning van zilver. Het permeaat wordt afgevoerd voor verdere zuivering waarbij het wordt ingedampt in een verdampingsinstallatie. Het condensaat hieruit wordt gezuiverd in een fysisch/chemische en biologische zuiveringsinstallatie. Het residu wordt verbrand in een AVI (zie ZWO-1 in tabel 6.9.1).
- Daarnaast is een chemische ontzilvering met natriumboorhydride mogelijk, gevolgd door verdere opwerking (in een smeltoven) van het zilverhoudende slib en verdere zuivering en indamping van de vloeistof. Het condensaat hieruit wordt gezuiverd in een fysisch/chemische en biologische zuiveringsinstallatie en ook hier wordt het residu verbrand in een AVI (zie ZWO-2 in tabel 6.9.1).

Bij ZWO-3 (zie tabel 6.9.1) wordt de ontwikkelaar, samen met andere afvalstoffen, fysisch/chemisch gezuiverd in een ONO-installatie (ontgiften, neutraliseren, ontwateren). Hierbij ontstaat sulfideslib dat vervolgens in een pyrolyse-oven verwerkt. Van de overgebleven vloeistof wordt een deel gebruikt voor de aanmaak van gaswasvloeistof; de rest van de vloeistof wordt eveneens in de pyrolyse-oven gebracht. De assen/slakken afkomstig van het pyrolyseproces worden gemengd met daarvoor geschikte toeslagstoffen en via een lopende band in een smelt/verglazingsoven gebracht. Hier vindt ook terugwinning van metalen plaats.

In de LCA-vergelijking is tevens gekeken naar de optie waarbij vloeistoffen worden gereinigd met behulp van omgekeerde osmose. Het concentraat van de omgekeerde osmose wordt weer teruggevoerd naar de indampstap. Het concentraat van de indampstap wordt uiteindelijk onder toevoeging van afvalglas in een oven gesmolten/verglaasd (zie ZWO-4 in tabel 6.9.1).

Een relatief nieuw verwerkingsalternatief (ZWO-5) waar, na menging met andere fotografische afvalstoffen, de ontwikkelaar wordt ingezet als reductiemiddel is niet meegenomen in dit MER. Voor dit alternatief, dat nog niet operationeel is, bleken onvoldoende gegevens beschikbaar te zijn om een analyse in het kader van dit MER uit te voeren.

Een laatste alternatief (ZWO-6) gaat uit van een combinatie van bovengenoemde technieken.

De in tabel 6.9.1 aangegeven verwerkingsalternatieven zijn meegenomen in de LCA-vergelijking voor MER-LAP. De genoemde alternatieven zijn veelal combinaties van technieken die eventueel bij verschillende bedrijven wordt toegepast. Zie voor een uitgebreide beschrijving achtergronddocument A11.

Tabel 6.9.1: Overzicht verwerkingsalternatieven voor zwart-wit ontwikkelaar

VERWERKINGSALTERNATIEVEN	Afkorting
sulfideprecipitatie/ultramembraanfiltratie fysisch/chemisch/biologisch zuiveren en indampen verbranding	ZWO-1
chemische ontzilvering fysisch/chemisch/biologisch zuiveren en indampen verbranding	ZWO-2
fysisch/chemisch zuiveren, pyrolyse, verglazen	ZWO-3
chemische ontzilvering, indampen en omgekeerde osmose, verglazen	ZWO-4
fysisch/chemisch zuiveren fysisch/chemisch/biologisch zuiveren en indampen verbranding	ZWO-6

Alle genoemde combinaties van technieken zijn als uitgangspunt genoemd in de Richtlijnen voor het MER (R-13). In de Richtlijnen van het MER is tevens vermeld dat de techniek “zilverterugwinning, filtratie en lozen” als een van de alternatieven wordt meegenomen in het MER. Voor deze techniek is echter geen LCA-vergelijking opgesteld. Voor de redenen dat deze verwerkingsoptie buiten beschouwing is gebleven wordt verwezen naar het sectorplan fotografisch afval in het LAP.

#### 6.9.4 Resultaten LCA-vergelijking

In de LCA-berekeningen voor het MER-LAP worden milieueffectscores berekend op grond van het totaal aan emissies naar het milieu, onttrekkingen van grondstoffen uit het milieu en ruimtebeslag zoals dat in de inventarisatiefase is vastgesteld. Zie achtergronddocument A2 voor een toelichting op de achtergronden bij de LCA-berekeningen.

De effectscores zijn vergeleken met de totale milieubelasting in Nederland in 1997 als gevolg van economische handelingen. Dit is overeenkomstig richtlijn R-9 van de Richtlijnen voor het MER-LAP. De aldus verkregen genormaliseerde effectscores vormen de basis van de milieuhygiënische vergelijking van verwerkingsalternatieven. De genormaliseerde milieueffectscores van de verwerkingsalternatieven voor zwart/wit-ontwikkelaar zijn gegeven in tabel 6.9.2.



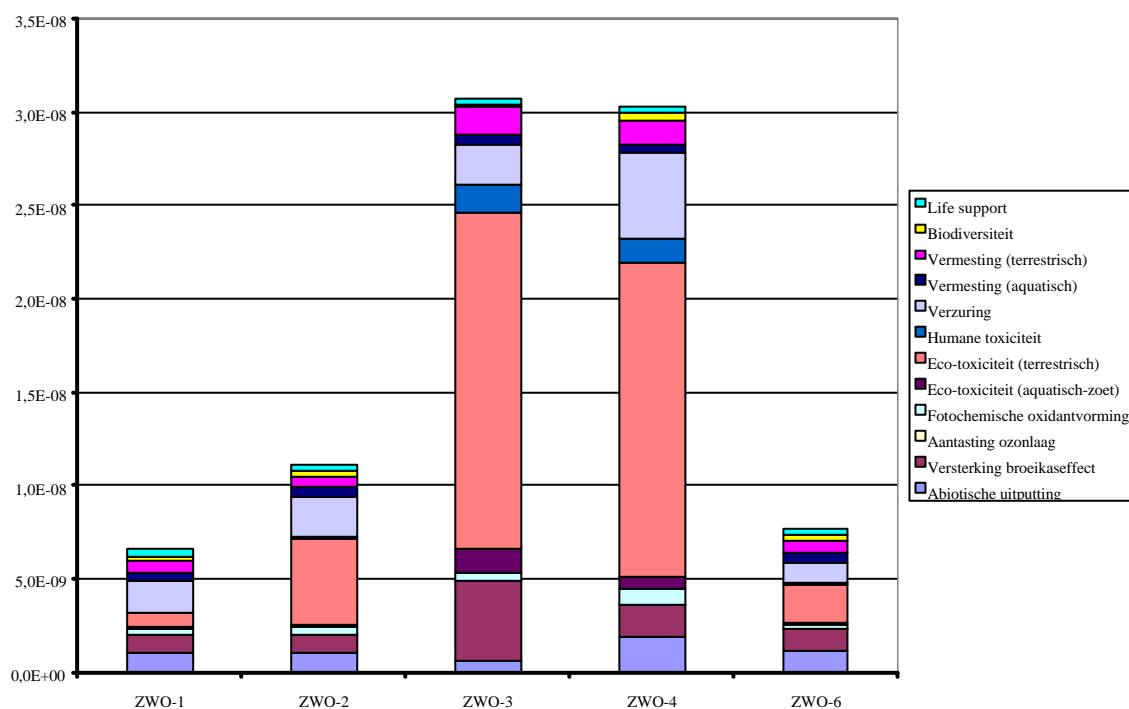
Tabel 6.9.2: Genormaliseerde effectcores (\*10<sup>-13</sup>) voor verwerking van zwart-wit ontwikkelaar

	ZWO-1	ZWO-2	ZWO-3	ZWO-4	ZWO-6
Abiotische uitputting	10.061	9.939	5.818	18.424	11.333
Versterking broeikaseffect	10.317	10.090	42.715	18.054	11.493
Aantasting ozonlaag	89	97	51	102	97
Fotochem. oxidantvorming	2.984	3.802	4.538	7.692	2.159
Eco-toxiciteit (aq. - zoet)	1.235	1.393	13.236	7.202	1.379
Eco-toxiciteit (terrestr.)	7.080	46.507	179.353	167.883	20.855
Humane toxiciteit	467	686	15.372	12.660	596
Verzuring	16.442	21.525	21.674	46.338	10.912
Vermesting (aquatisch)	4.861	4.880	4.861	4.143	4.960
Vermesting (terrestr.)	5.805	5.894	15.044	13.363	6.142
Biodiversiteit	2.959	2.912	1.737	3.629	3.206
Life support	3.498	3.467	2.387	3.933	3.764

Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Figuur 6.9.1 toont de scores uit tabel 6.9.2 in grafische vorm. De genormaliseerde effectcores zijn hierbij gesommeerd. Deze figuur geeft een helder beeld van de bijdrage dat elk LCA-thema aan het milieuprofiel levert. Het milieuprofiel is vergelijkbaar met de effectscore volgens wegmethode 2 ('alle LCA-thema's wegen even zwaar') uit paragraaf 6.9.5.

Figuur 6.9.1: Gesommeerde milieueffectcores (genormaliseerd) voor verwerking van zwart-wit ontwikkelaar



Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Naast de genormaliseerde effectcores, zijn er ingreepgerichte scores berekend die niet rechtstreeks aan milieuthema's zijn gekoppeld. De gegevens geven slechts de score weer voor een aantal veelgebruikte milieu-indicatoren. De scores zijn niet genormaliseerd en worden weergegeven in tabel 6.9.3.

Tabel 6.9.3: Ingreeppgerichte scores

	ZWO-1	ZWO-2	ZWO-3	ZWO-4	ZWO-6
Landgebruik (m <sup>2</sup> j)	8	8	5	9	8
Finaal afval (kg)	23	25	-59	18	21
Energieverbruik (MJ)	2.390	2.330	1.410	4.960	2.720
Waterverbruik (liter)	2.670	2.260	3.210	5.010	3.070

### 6.9.5 Bespreking resultaten

Bij elk van de verwerkingsalternatieven is onderzocht welke ingrepen de grootste impact hebben op de effectscores (zwaartepuntanalyse), waarbij weegmethode 2 als uitgangspunt is genomen.

Daarnaast zijn ingrepen gevarieerd waarvan uit de inventarisatie bleek dat er onvoldoende zekerheid over de gehanteerde waarde was (gevoeligheidsanalyse).

Door het hanteren van variaties kon tevens een significantie-analyse worden uitgevoerd. Hierbij worden de grootste variaties in effectscores tussen de verwerkingsalternatieven met elkaar vergeleken. Zie achtergronddocument A2 voor een nadere toelichting op de significantie-analyse. Op deze manier is een tabel samen te stellen waarbij enerzijds de gewogen effectscores worden gepresenteerd en anderzijds de significantie in verschillen wordt uitgedrukt (zie tabel 6.9.4). De gebruikte weegmethoden zijn overeenkomstig de Richtlijnen voor het MER-LAP (R-37) alsmede twee varianten op deze weegmethoden. Achtergronddocument A2 geeft een uitgebreide toelichting op de gehanteerde weegmethoden.

De significant lagere, dus milieuhygiënisch gezien gunstiger, scores zijn lichtgekleurd en cursief. De significant hogere scores zijn donkergekleurd en vet. De ongekleurde scores vormen derhalve een middengroep.

Tabel 6.9.4: Gewogen effectscores (\*10<sup>-11</sup>) voor verwerking van zwart-wit ontwikkelaar

	ZWO-1	ZWO-2	ZWO-3	ZWO-4	ZWO-6
Alle milieuthema's even zwaar	428	548	<b>1.002</b>	<b>1.229</b>	418
Alle LCA-thema's even zwaar	658	1.112	<b>3.068</b>	<b>3.034</b>	769
DtT voor milieuthema's	1.533	1.882	80	<b>3.096</b>	1.361
DtT voor LCA-thema's	1.971	2.992	4.151	<b>6.698</b>	2.036
Alleen broeikas effect	103	101	<b>427</b>	181	115
Verspreiding (gewogen)	26	96	<b>393</b>	<b>365</b>	47
Verspreiding (ongewogen)	118	524	<b>2.125</b>	<b>1.954</b>	250

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

De verwerkingsalternatieven ZWO-1 en 6 hebben bij de meeste weegmethoden de laagste milieubelasting. De milieubelasting wordt bepaald door emissies van NO<sub>x</sub> (tijdens transport), SO<sub>2</sub> (tijdens de procesvoering) en CO<sub>2</sub> (tijdens energie-opwekking). Bij alternatief ZWO-6 is naast deze emissies de emissie van kwik tijdens de bedrijfsvoering zeer dominant voor de milieubelasting. De resultaten van beide verwerkingsalternatieven zijn nauwelijks gevoelig voor aannamen omtrent de toegerekende milieu-ingrepen. Het meest relevant is de vraag of het afvalslib dat ontstaat wordt verbrand in een AVI of wordt gestort. Indien het laatste het geval is, zal de milieubelasting verder afnemen (bij de weegmethoden waar alle thema's meewegen) of toenemen (bij de DtT-weging).

De verwerkingsalternatieven ZWO-3 en 4 hebben bij de meeste weegmethoden de hoogste milieubelasting. Naast de ingrepen die ook bij ZWO-1 en 6 van belang zijn, is de emissie van chroom hier sterk dominant (LCA-thema terrestrische ecotoxiciteit). Bij de DtT-weging heeft ZWO-3 een lagere milieubelasting omdat de productie van finaal afval hier het laagst is

(vermeden mijnafval uit lood- en koperertswinning). Bij de weegmethode met het broeikaseffect als dominant thema, heeft ZWO-4 een lagere milieubelasting. Hoewel alternatief ZWO-3 het laagste energieverbruik heeft, is bij ZWO-4 een grotere hoeveelheid geëmitteerd CO<sub>2</sub> tijdens de procesvoering toegerekend.

De resultaten van beide verwerkingsalternatieven (ZWO-3 en 4) zijn sterk gevoelig voor een aantal aannamen omtrent de milieu-ingrepen. Dat zijn:

- De tijdhorizon van het thema ecotoxiciteit. Bij een tijdhorizon van 100 jaar in plaats van oneindig is de milieubelasting lager en dan vrijwel even groot als alternatief ZWO-2 bij de weegmethoden waarbij alle thema's even zwaar meewegen en verspreiding het belangrijkste thema is. De varianten ZWO-1 en ZWO-6 blijven echter ook in dit geval significant beter scoren.
- De allocatie van de milieu-ingrepen (alleen bij ZWO-3). In een gevoeligheidsanalyse is het vaste afval dat als brandstof in de pyrolyse-ovens wordt ingezet als hulpstof gezien. Dit houdt in dat de uitgaande stromen en milieu-ingrepen zijn toegerekend aan de overige 7.500 ton afval (dat voor ruim de helft uit vloeibaar fga bestaat). Hierdoor stijgt de toegerekende milieubelasting van de verwerking van fotografisch afval en heeft alternatief ZWO-3 veruit de hoogste milieubelasting bij alle weegmethoden met uitzondering van de DtT-weegmethode. In een andere gevoeligheidsanalyse zijn de emissies van de verglazing een mix aan afvalstoffen, op basis van de samenstelling de fixeer, zo goed mogelijk gecorrigeerd voor effecten van andere afvalstoffen. De score van ZWO-3 blijft ook in die benadering echter significant slechter dan de scores van ZWO-1, 2 en 6.
- Het al dan niet storten van reststoffen (alleen ZWO-3). Indien deze worden gestort in plaats van hergebruikt, is de milieubelasting bij de DtT-weegmethode hoger en komt dan in dezelfde orde (weegvorm 3a) of zelfs boven (weegvorm 3b) het niveau van de verwerkingsopties 1, 2 en 6 te liggen.

Alternatief ZWO-2 heeft in de meeste gevallen een gemiddelde milieubelasting. Bij de weegmethode waar broeikaseffect domineert, heeft het de laagste milieubelasting. Er is hier een lage CO<sub>2</sub>-emissie tijdens de procesvoering toegerekend. Bepalende emissies voor de milieubelasting zijn dezelfde als bij alternatief ZWO-6. Net als bij alternatief ZWO-1 en 6 zijn de resultaten nauwelijks gevoelig voor aannamen omtrent de toegerekende milieu-ingrepen. Het meest relevant is de vraag of het afvalslib dat ontstaat wordt verbrand in een AVI of wordt gestort. Indien het laatste het geval is, zal de milieubelasting verder afnemen (bij de weegmethoden waar alle thema's meewegen) of toenemen (bij de DtT-weging).

### 6.9.6 Conclusies uit de LCA-vergelijking

- De verwerkingsalternatieven ZWO-1 en 6 hebben bij de meeste weegmethoden de laagste milieubelasting.
- De verwerkingsalternatieven ZWO-3 en 4 hebben bij de meeste weegmethoden de hoogste milieubelasting.
- De milieubelasting van alternatief ZWO-2 zit hier overwegend tussenin.
- Met name de resultaten van de verwerkingsalternatieven ZWO-3 en 4 zijn gevoelig voor aannamen omtrent de toegerekende milieu-ingrepen. Voor de overige alternatieven geldt dat in mindere mate.

### **6.9.7 Verwerkingskosten**

De verwerking van fotografisch afval gebeurt per alternatief bij verschillende bedrijven. Er is onvoldoende informatie aanwezig over de, specifiek aan zwart/wit-ontwikkelaar toe te rekenen, verwerkingskosten om een integrale verwerkingsprijs per alternatief vast te stellen.

### **6.9.8 Kanttekeningen**

Bij alle verwerkingsalternatieven zijn leemten in kennis beschreven (zie achtergronddocument A11 bij MER-LAP). In een aantal gevallen zijn bijvoorbeeld milieu-ingrepen van een referentie-installatie gebruikt die mogelijk afwijken van de daadwerkelijke verwerkingsinstallatie. Tevens waren voor een aantal activiteiten onvoldoende (emissie)gegevens voorhanden en waren er onvoldoende gegevens over de aard en omvang van gebruikte en vermeden chemicaliën en vermeden primaire grondstoffen (metaalertsen). De gevolgen van deze leemten in kennis voor - de onderlinge vergelijking van - de verwerkingsalternatieven is niet in te schatten.

Daarnaast zijn de gegevens bij sommige verwerkingsinstallaties dermate ver geaggregeerd dat een toerekening naar individuele afvalstromen niet mogelijk was. De analyses zijn hierdoor soms voor een deel gebaseerd op de gemiddelde milieuprestatie van een verwerkingsinstallatie in plaats van op specifiek op de samenstelling van de afvalstroom toegerekende ingrepen.

Door verschillende wijzen van allocatie toe te passen is geprobeerd de gevoeligheid van deze leemte in kaart gebracht (zie ook paragraaf 6.9.5).

## 6.10 Gasontladingslampen en fluorescentiepoeder

### 6.10.1 Beschrijving gasontladingslampen en fluorescentiepoeder

Gasontladingslampen (verder aangeduid als gaso's) zijn lampen zonder gloeidraad die, doordat een elektrische stroom door een met gas gevulde buis wordt gestuurd, licht geven. Gaso's zijn gevuld met edelgasen (fluorescentiepoeder). Aan deze gasen is kwikdamp toegevoegd om de lichteliminatie op gang te brengen. De belangrijkste soorten gaso's zijn:

- lage druk kwiklampen (TI-buizen en spaarlampen);
- hoge druk kwiklampen (HPL);
- lage druk natriumlampen (SOX);
- hoge druk natriumlampen (SON).

Het aanbod aan gaso's bestaat grotendeels uit lagedruk kwiklampen. In het MER is daarom primair van de samenstelling van deze stroom gaso's uitgegaan. De gaso's bestaan uit glas, fluorescentiepoeder, elektronische componenten, afdekkapjes en verbindingspolen.

Het fluorescentiepoeder kan grofweg in twee groepen worden ingedeeld:

- standaard fluorescentiepoeder: dit bestaat uit calciumhalosfaat met als elementen antimoon en mangaan;
- speciale fluorescentiepoeders: deze bestaan uit diverse stoffen maar veelvuldig zeldzame aardoxiden zoals Yttrium, Europium, Terbium, enz. Deze zogenaamde kleur-80 poeders worden gebruikt voor de productie van hoogwaardige lampen.

Een belangrijk aspect bij de verwerking van gaso's is het gehalte aan kwik in het fluorescentiepoeder. Dit gehalte is dalende. Momenteel is het gehalte nog zo'n 8 mg per lamp. In 2002 zal bij 60% van de lampen 3 mg kwik worden behaald. In deze zogenaamde nieuwe generatie gaso's (60% van de Nederlandse markt) zit ook geen antimoon meer. Momenteel zijn er ook al volledig recycleerbare lampen op de markt. De lampen die op dit moment voor verwerking aangeboden worden zijn hoofdzakelijk oude typen lampen en bevatten nog een grotere hoeveelheid kwik.

Omdat van de mengsels van lampen geen gegevens op componentniveau beschikbaar zijn, is als uitgangspunt voor de LCA-berekeningen de samenstelling van Philips-lampen genomen (voor beide soorten poeders).

Uit de standaard fluorescentiepoeders kan alleen het kwik worden teruggewonnen. De kleur-80 poeders komen, naast terugwinning van kwik, ook in aanmerking voor terugwinning van zeldzame aardoxiden ten behoeve van hergebruik. Omdat standaard lampen en kleur-80 lampen dus voor verschillende verwerkingstechnieken in aanmerking komen en ook een andere samenstelling hebben zal de verwerking van de verschillende soorten lampen in dit MER apart behandeld worden. Feitelijk is dus sprake van twee onafhankelijke vergelijkingen, namelijk voor standaardpoeder enerzijds en voor kleur-80 poeder anderzijds.

Voor de LCA voor standaard fluorescentiepoeder wordt uitgegaan van een praktijkmix van lampen met 50% standaardpoeder en 50% lampen met kleur-80 poeder. Achtergrond hiervan is dat in de praktijk vaak mengsels van beide lampen worden aangeboden en samen verwerkt. Tevens is - als gevoeligheidsanalyse - de vergelijking voor de standaardpoeders uitgevoerd op basis van 100% lampen met standaardpoeder. Dit geeft niet alleen inzicht in de mate waarin de gekozen 50/50-verdeling de score bepaalt, maar geeft tevens inzicht in eventuele effecten van een verschuiving van de lampen met kleur-80 poeder naar een aparte verwerking (waarmee ook lampen met standaardpoeder apart zouden overblijven). Voor de vergelijking van kleur-80 poeders speelt dit niet omdat de daar uitgewerkte verwerkingsopties alleen mogelijk zijn voor partijen lampen met 100% kleur-80 poeder.

### 6.10.2 Huidige verwerking

Het beleid is gericht op een gescheiden inzameling en verwerking van alle soorten gaso's. Het doel is om in de periode 2002-2005 ervoor te zorgen dat alle fracties van gaso's (glas, fluorescentiepoeder en metalen) worden hergebruikt/nuttig toegepast. De huidige verwerkingsmogelijkheden die in Nederland toegepast worden zijn meegenomen in het MER en worden toegelicht in paragraaf 6.10.3.

### 6.10.3 Verwerkingsalternatieven

In de Richtlijnen van het MER worden de volgende te beschouwen verwerkingsalternatieven voor gaso's genoemd:

- a) shredderen:
  - a1 scheiden glas/fluorescentiepoeder, gevolgd door hergebruik glasfractie en koude immobilisatie fluorescentiepoeder;
  - a2 scheiden glas/fluorescentiepoeder, gevolgd door hergebruik glasfractie en terugwinnen metalen uit fluorescentiepoeder;
- b) end-cut/air-push:
  - b1 hergebruik glas en immobilisatie fluorescentiepoeder;
  - b2 hergebruik glas en terugwinnen metalen uit fluorescentiepoeder;
- c) end-cut/air-push met selectie-eenheid:
  - c1 hergebruik glas en terugwinnen metalen uit fluorescentiepoeder;
  - c2 hergebruik van zowel glas als (deel van het) fluorescentiepoeder;
- d) smelten in plasmaoven.

#### Koude immobilisatie (a1 en b1)

De alternatieven, waarin sprake is van koude immobilisatie van fluorescentiepoeder worden niet meer realistisch geacht. In Nederland zijn momenteel geen initiatieven gericht op immobilisatie van fluorescentiepoeder bekend. Dit is mede het gevolg van de beleidsmatige voorkeur die bestaat voor terugwinning van kwik boven het immobiliseren van kwik. Om bovengenoemde redenen zijn alle alternatieven waarin immobilisatie van het fluorescentiepoeder plaatsvindt geen reële verwerkingsalternatieven en worden zij niet in dit MER behandeld.

#### Smelten in plasmaoven (d)

In Noorwegen is deze verwerkingstechniek operationeel. Deze fabriek vermaakt de TI-buizen, scheidt het metaal en het glas en vangt het poeder op. Circa 80% van het glas wordt verwerkt tot een nuttig toepasbare bouwstof (glassfoam). Het overige glas wordt samen met het fluorescentiepoeder in een plasmaoven bij een temperatuur van 1200 tot 1600 °C tot een glazen massa gesmolten. Volgens de initiatiefnemers zijn de uitloogwaarden voor de aldus verkregen glaskorrels dusdanig laag, dat ze op een gewone vuilstort gedeponeed kunnen worden.

De initiatiefnemers wensen op dit moment echter geen technische informatie (kwantitatieve gegevens) over het verwerkingsproces en bovengenoemde installatie te verstrekken. Het verwerkingsalternatief "Smelten in plasmaoven" kan derhalve niet via een LCA in dit MER worden uitgewerkt.

#### Shredderen (a2)

Het shredderen van gaso's wordt momenteel in Nederland toegepast en kan dus als een reëel verwerkingsalternatief worden aangemerkt. De afgescheiden fracties glas, ferro- en non ferro metalen worden hergebruikt. Het fluorescentiepoeder daarentegen wordt momenteel opgeslagen totdat een verwerkingsmogelijkheid beschikbaar is. In de LCA voor het MER-LAP wordt aangenomen dat het poeder zal worden ontkwikt door middel van het vacuümdestillatieproces (VD-proces).

End-cut / air-push met selectie-eenheid (c1 en c2)

Dit verwerkingsalternatief wordt in Nederland op praktijkschaal toegepast en is dus een reëel verwerkingsalternatief. De fluorescentiepoeders worden bij het verwerkingsproces “end-cut / air-push met selectie-eenheid” op soort gescheiden. Hierdoor is het bij kleur-80-poeder mogelijk om zowel kwik als zeldzame aardoxiden (Yttrium, Europium, Terbium, enz.) uit het poeder terug te winnen. De voor hergebruik in aanmerking komende poeders worden ontkwikt in een roterende pijpoven. Vervolgens wordt het poeder behandeld door middel van een wasproces. Hierbij ontstaat een vaste stof met zeldzame aardoxiden die geschikt is voor hergebruik en calciumfosfaat slib dat wordt afgevoerd als chemisch afval.

End-cut / air-push (b2)

De fluorescentiepoeders worden bij het verwerkingsproces “end-cut / air-push” (in tegenstelling tot bij het verwerkingsproces “end-cut / air-push met selectie-eenheid”) niet op soort gescheiden. Er worden dus mengsels van meerdere soorten fluorescentiepoeder verkregen. Het is in deze verwerkingsoptie voor kleur-80 poeders niet zinvol de poedermengsels aan een wasproces te onderwerpen om zeldzame aardoxiden uit de poeders terug te winnen omdat deze niet voldoen aan de kwaliteitseisen.

Het verwerkingsproces “end-cut / air-push” is momenteel niet operationeel. Met name voor standaardpoeder zou het echter wel een alternatief kunnen zijn voor de shredderoptie zoals hierboven onder a2 beschreven. Teneinde deze techniek toch te behandelen in dit MER is de beschikbare informatie over installatie met selectie-eenheid gebruikt en is aangenomen dat het kwik uit het fluorescentiepoeder teruggewonnen wordt met het vacuümdestillatie (VD) proces.

Op dit moment is over de in tabel 6.10.1 vermelde alternatieven voldoende informatie beschikbaar om een LCA te kunnen uitvoeren. Zie verder achtergronddocument A12 voor specifiek op deze afvalstroom gerichte uitwerking.

Tabel 6.10.1: Overzicht verwerkingsalternatieven

VERWERKINGSALTERNATIEVEN	
Kleur-80	End-cut airpush met selectie-eenheid, hergebruik glasfractie + metalen en terugwinning kwik (in pijpoven) en zeldzame aardoxiden
	Shredderen, hergebruik glasfractie + metalen en terugwinning kwik met VD proces
Mengsel	End-cut airpush, hergebruik glasfractie + metalen en terugwinning kwik met VD proces
	Shredderen, hergebruik glasfractie + metalen en terugwinning kwik met VD proces

**6.10.4 Resultaten LCA-vergelijking**

In de LCA-berekeningen voor het MER-LAP worden milieueffectscores berekend op grond van het totaal aan emissies naar het milieu, onttrekkingen van grondstoffen uit het milieu en ruimtebeslag zoals dat in de inventarisatiefase is vastgesteld. Zie achtergronddocument A2 voor een toelichting op de achtergronden bij de LCA-berekeningen.

De effectscores zijn vergeleken met de totale milieubelasting in Nederland in 1997 als gevolg van economische handelingen. Dit is overeenkomstig richtlijn R-9 van de richtlijnen voor het MER-LAP. De aldus verkregen genormaliseerde effectscores vormen de basis van de milieuhygiënische vergelijking van verwerkingsalternatieven. De genormaliseerde milieueffectscores van de verwerkingsalternatieven voor gasontladingslampen zijn gegeven in tabel 6.10.2.

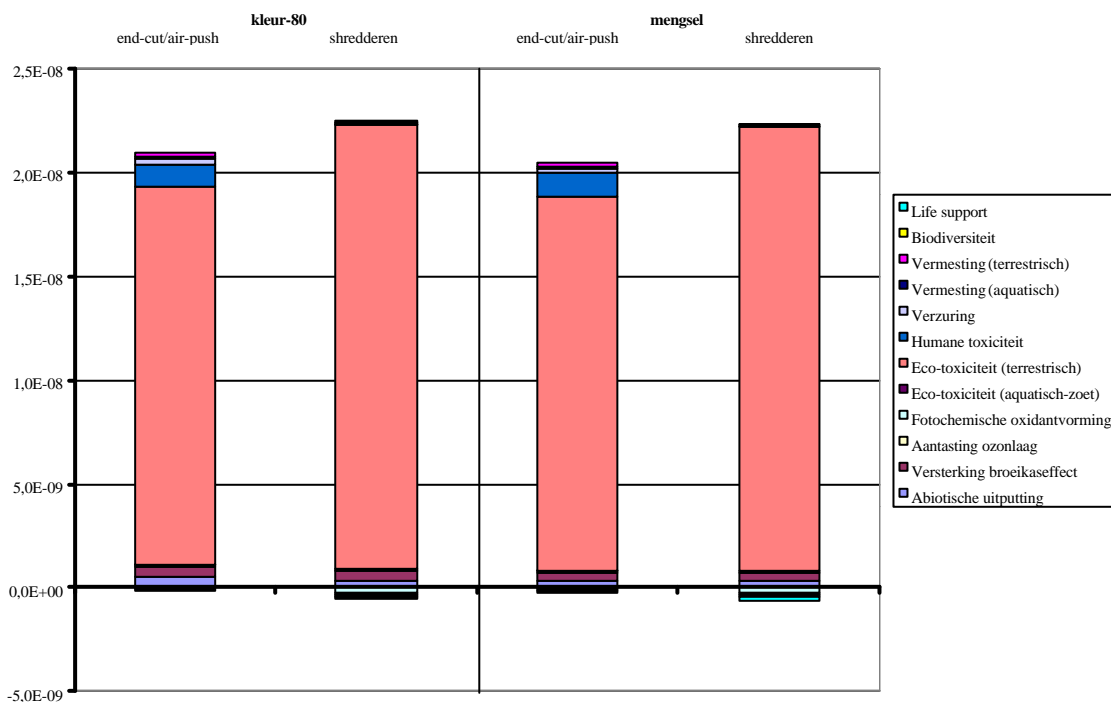
Tabel 6.10.2: Genormaliseerde effectscores (\*10<sup>-14</sup>) voor gasontladingslampen

	kleur-80		mengsel	
	End-cut/air-push	Shredderen	End-cut/air-push	Shredderen
Abiotische uitputting	50.909	37879	36545	34.303
Versterking broeikaseffect	47.964	42353	34842	39.140
Aantasting ozonlaag	53	223	-40	197
Fotochem. oxidantvorming	7912	-25275	6264	-25.824
Eco-toxiciteit (aq. - zoet)	7.003	12361	5385	11.936
Eco-toxiciteit (terrestr.)	1.814.390	2137643	1803962	2.137.643
Humane toxiciteit	113.830	-9255	112766	-9.468
Verzuring	28.550	4933	18236	1.883
Vermesting (aquatisch)	7.072	2769	5717	2.351
Vermesting (terrestr.)	22.920	8265	18673	6.947
Biodiversiteit	-5.412	-8144	-10979	-9.278
Life support	-4.978	-12889	-11778	-14.044

Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Figuur 6.10.1 toont de scores uit tabel 6.10.2 in grafische vorm. De genormaliseerde effectscores zijn hierbij gesommeerd. Deze figuur geeft een helder beeld van de bijdrage dat elk LCA-thema aan het milieuprofiel levert. Het milieuprofiel is vergelijkbaar met de effectscore volgens weegmethode 2 ('alle LCA-thema's wegen even zwaar') uit paragraaf 6.10.5.

Figuur 6.10.1: Gesommeerde milieueffectscores (genormaliseerd) voor verwerking van gasontladingslampen



Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.



Naast de genormaliseerde effectcores, zijn er ingreepgerichte scores berekend die niet rechtstreeks aan milieuthema's zijn gekoppeld. De gegevens geven slechts de score weer voor een aantal veelgebruikte milieu-indicatoren. De scores zijn niet genormaliseerd en worden weergegeven in tabel 6.10.3.

Tabel 6.10.3: Ingreepgerichte scores

	kleur-80		mengsel	
	End-cut/air-push	Shredderen	End-cut/air-push	Shredderen
Landgebruik (m <sup>2</sup> j)	-1,3	-2,9	-2,7	-3,1
Finaal afval (kg)	-62	-32	-69	-41
Energieverbruik (MJ)	1.160	666	781	572
Waterverbruik (liter)	3.780	3.970	2.810	3.790

### 6.10.5 Bespreking resultaten

Bij elk van de verwerkingsalternatieven is onderzocht welke ingrepen de grootste impact hebben op de effectcores (zwaartepuntanalyse), waarbij weegmethode 2 als uitgangspunt is genomen.

Daarnaast zijn ingrepen gevarieerd waarvan uit de inventarisatie bleek dat er onvoldoende zekerheid over de gehanteerde waarde was (gevoeligheidsanalyse).

Door het hanteren van variaties kon tevens een significantieanalyse worden uitgevoerd. Hierbij worden de grootste variaties in effectcores tussen de verwerkingsalternatieven met elkaar vergeleken. Zie achtergronddocument A2 voor een nadere toelichting op de significantieanalyse. Op deze manier is een tabel samen te stellen waarbij enerzijds de gewogen effectcores worden gepresenteerd en anderzijds de significantie in verschillen wordt uitgedrukt (zie tabel 6.10.4). De gebruikte weegmethoden zijn overeenkomstig de richtlijnen voor het MER-LAP (R-37) alsmede twee varianten op deze weegmethoden. Achtergronddocument A2 geeft een uitgebreide toelichting op de gehanteerde weegmethoden.

De verschillen voor tussen beide technieken zijn voor beide gasontladingslampen (kleur-80 en mengsel) voor geen van de weegvormen significant. In tegenstelling tot de andere afvalstromen uit hoofdstuk 6 zijn in tabel 6.10.4 dan ook geen kleuren aangegeven voor de significant beste en slechtste milieuscores.

Tabel 6.10.4: Gewogen effectcores (\*10<sup>-11</sup>) voor verwerking van gasontladingslampen

	kleur-80		mengsel	
	End-cut/air-push	Shredderen	End-cut/air-push	Shredderen
Alle milieuthema's even zwaar	463	413	420	403
Alle LCA-thema's even zwaar	2.090	2190	2.020	2.176
DtT voor milieuthema's	-1.170	-270	-1.451	-585
DtT voor LCA-thema's	2.098	3.290	1.776	2.976
Alleen broeikaseffect	48	42	35	39
Verspreiding (gewogen)	350	354	347	354
Verspreiding (ongewogen)	1.943	2.120	1.928	2.114

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

De milieubelasting van de verwerkingsalternatieven van zowel kleur-80 gaso's als mengsels van gaso's wordt sterk gedomineerd door het milieuthema terrestrische ecotoxiciteit. Dit hangt volledig samen met de geschatte emissies van kwik bij de verwerking van fluorescentiepoeder.

Na de kwikemissie wordt de milieuscore van beide technieken met name bepaald door de hoeveelheid vermeden primair staal. Hierdoor is de milieubelasting bij shredderen minder dan bij end-cut/air-push. Met de vermeden hoeveelheid primair staal worden met name emissies van SO<sub>2</sub> en NO<sub>x</sub> vermeden. Deze vermeden stofemissies treden ook op bij end-cut/air-push maar hier treedt tijdens de verwerking van gaso's een benzeenemissie op die de effectscore bepaalt. Benzeen is hier gekozen als maatgevend voor de emissie van totaal organische koolwaterstoffen.

Beoordeeld met de verschillende weegmethoden, blijkt dat de milieuprofielen van de twee verwerkingsalternatieven niet significant verschillen. De hoogte van de milieuprofielen is wel sterk afhankelijk van de methodische keuze voor de oneindige tijdhorizon van ecotoxiciteit. Bij een tijdhorizon van 100 jaar neemt de milieubelasting sterk af maar voor beide alternatieven evenredig zodat de verschillen gelijk blijven.

Bij de weging met broeikas effect als dominant thema treedt dit verschijnsel ook op. De gevoeligheid voor energie en, in mindere mate, transport is groot maar heeft een evenredig effect op beide alternatieven.

Het hergebruik van zeldzame aardoxiden (Yttrium) bij kleur-80 gaso's leidt niet tot grote verschillen met mengsels van gaso's waar deze niet worden teruggewonnen (zie bij abiotische uitputting). Dit komt omdat de toerekening van de uitsparing van zeldzame aardoxiden niet opweegt tegen de uitputting van primaire grondstoffen tengevolge van de extra energie die voor de terugwinning moet worden geïnvesteerd.

#### **6.10.6 Conclusies uit de LCA-vergelijking**

- De verschillen in milieueffectscores tussen de beschouwde verwerkingsalternatieven zijn betrekkelijk gering.
- Alleen bij DtT-weging is er een voorkeur uit te spreken voor end-cut/air-push. De voorkeur voor end-cut/air-push wordt ingegeven door de geringere hoeveelheid finaal afval.
- De emissie van kwik is voor beide alternatieven dominant voor het milieuprofiel (hoge milieueffectscore terrestrische ecotoxiciteit).
- Na de kwikemissie is de milieueffectscore voor humane toxiciteit bepalend.
- Er zijn nogal wat leemten in kennis met betrekking tot deze alternatieven. De gevoeligheidsanalyse laat echter zien dat de invloed van deze leemten betrekkelijk gering is.

#### **6.10.7 Verwerkingskosten**

Er zijn verwerkingskosten geschat voor de verschillende verwerkingsalternatieven. Tabel 6.10.5 geeft deze weer.

Tabel 6.10.5: Geschatte verwerkingskosten (excl. BTW) per ton

	Alternatief	Geschatte kostenrange in Euro's
Kleur-80	End-cut/air-push	450 - 730
	Shredderen	450 - 1135
Mengsel	End-cut/air-push	450 - 730
	Shredderen	450 - 1135

### 6.10.8 Kanttekeningen

Voor beide verwerkingsalternatieven zijn (nog) geen sluitende massa- en energie-balansen beschikbaar. Voor een aantal ingrepen zijn dan ook schattingen gedaan. De gevoeligheid van de resultaten voor deze schatting is echter betrekkelijk gering, gegeven de dominantie van het thema terrestrische ecotoxiciteit en, in mindere mate, humane toxiciteit.

Bij het shredderen als verwerkingsalternatief is er sprake van tijdelijke opslag van fluorescentiepoeder. De milieu-ingrepen van een toekomstige verwerking hiervan zijn niet gekwantificeerd. De invloed van deze leemte in kennis is onbekend.

De toerekening van vermeden aardoxides bij de optie end-cut / air-push voor kleur-80 heeft uitsluitend betrekking op de uitputting van abiotische grondstoffen. Vermeden effecten door uitsparing van winning en opwerken van de ertsen is niet meegenomen bij gebrek aan specifieke kennis op dit punt.

Onduidelijk is waarom bij end-cut / air-push wel een emissie van organische stoffen naar de lucht plaatsvindt, terwijl deze emissie bij shredderen niet is aangetoond. Een bevredigende verklaring op basis van verschillen in de verwerkingsprocessen is niet voorhanden.

## 6.11 Gebruikte chemicaliënverpakkingen

### 6.11.1 Beschrijving gebruikte chemicaliënverpakkingen (GCV's)

Onder gebruikte chemicaliënverpakkingen (GCV's) wordt verstaan alle gebruikte verpakkingen met restanten verf en drukinkt, lijmen, kitten en harsen en overige chemicaliën. Het verpakkingsmateriaal van drukinkt en verfafval (grootste aandeel) bevat belangrijke hoeveelheden metaal, terwijl het verpakkingsmateriaal van de overige stromen voor een groot deel uit kunststof bestaat.

In het MER-LAP is onderscheid gemaakt tussen twee soorten GCV's:

- gemengd GCV's: deze afvalstroom bestaat uit kunststoffen, metalen en verfslib.
- kunststofhoudend GCV's: deze afvalstroom bestaat uit kunststoffen en verfslib.

De inhoud van beide soorten GCV's (het verfslib) zal in praktijk voor beide stromen verschillen, maar bij gebrek aan informatie hierover is aangenomen dat het verfslib een constante samenstelling heeft.

### 6.11.2 Huidige verwerking

Voor het verwerken van GCV's in Nederland zijn een aantal verwerkingsopties mogelijk. Deze mogelijkheden zijn alle meegenomen in het MER (zie ook paragraaf 6.11.3).

### 6.11.3 Verwerkingsalternatieven

Een verwerkingsalternatief gaat uit van shredderen en cryogene behandeling van versnipperde GCV's waarbij door de sterke afkoeling (vloeibare stikstof) een scheiding plaatsvindt van de metaal-, kunststof- en verffractie. Na een fysische (zeef) en ferromagnetische scheiding wordt de metaalfractie hergebruikt als schroot. De kunststoffractie en verfslib worden nuttig toegepast als brandstof in de cementovens.

Een ander alternatief gaat uit van shredderen (en cryogene behandeling), gevolgd door een spoeling met (afval)oplosmiddelen en water. De verkregen metaalfractie wordt vervolgens als schroot hergebruikt en de kunststof- en verffractie worden respectievelijk verbrand in een AVI en een DTO.

Naast het scheiden van GCV's en vervolgens separaat verwerken van de fracties is het ook mogelijk GCV's integraal in een draaitrommeloven (DTO) te verbranden of te verwerken in een pyrolyse/smelt-installatie. De reststoffen die verkregen worden bij het integraal verwerken in een DTO worden gestort. In een pyrolyse/smelt-installatie wordt zowel synthesegas (voor energieproductie) als een basaltachtig product (toe te passen als categorie-1 bouwstof) gemaakt. Een geïntegreerd pyrolyse/smeltinstallatie is nog niet operationeel in Nederland.

Gelet op de bovenstaande mogelijkheden worden in dit MER de in tabel 6.11.1 aangegeven verwerkingsalternatieven voor GCV's met behulp van een LCA vergeleken. Zie voor een uitgebreide beschrijving achtergronddocument A13.

Tabel 6.11.1: Overzicht verwerkingsalternatieven voor GCV's

Verwerkingsalternatieven
Cryogene behandeling
Shredderen en spoelen met oplosmiddelen
Verbranden in DTO
Pyrolyse/smelten

Met de in tabel 6.11.1 aangegeven verwerkingsalternatieven wordt voldaan aan de in de Richtlijnen van het MER-LAP (R-13) aangegeven alternatieven voor de verpakkingen, als ook voor de verdere verwerking van de restfracties. Pyrolyse/smelten is hier aan toegevoegd gezien de verwachting dat deze techniek op termijn een reëel alternatief kan worden.

#### 6.11.4 Resultaten LCA-vergelijking

In de LCA-berekeningen voor het MER-LAP worden milieueffectscores berekend op grond van het totaal aan emissies naar het milieu, onttrekkingen van grondstoffen uit het milieu en ruimtebeslag zoals dat in de inventarisatiefase is vastgesteld. Zie achtergronddocument A2 voor een toelichting op de achtergronden bij de LCA-berekeningen.

De effectscores zijn vergeleken met de totale milieubelasting in Nederland in 1997 als gevolg van economische handelingen. Dit is overeenkomstig Richtlijn R-9 van de Richtlijnen voor het MER-LAP. De aldus verkregen genormaliseerde effectscores vormen de basis van de milieuhygiënische vergelijking van verwerkingsalternatieven. De genormaliseerde milieueffectscores van de verwerkingsalternatieven van respectievelijk gemengd GCV's en kunststofhoudend GCV's zijn gegeven in tabel 6.11.2.

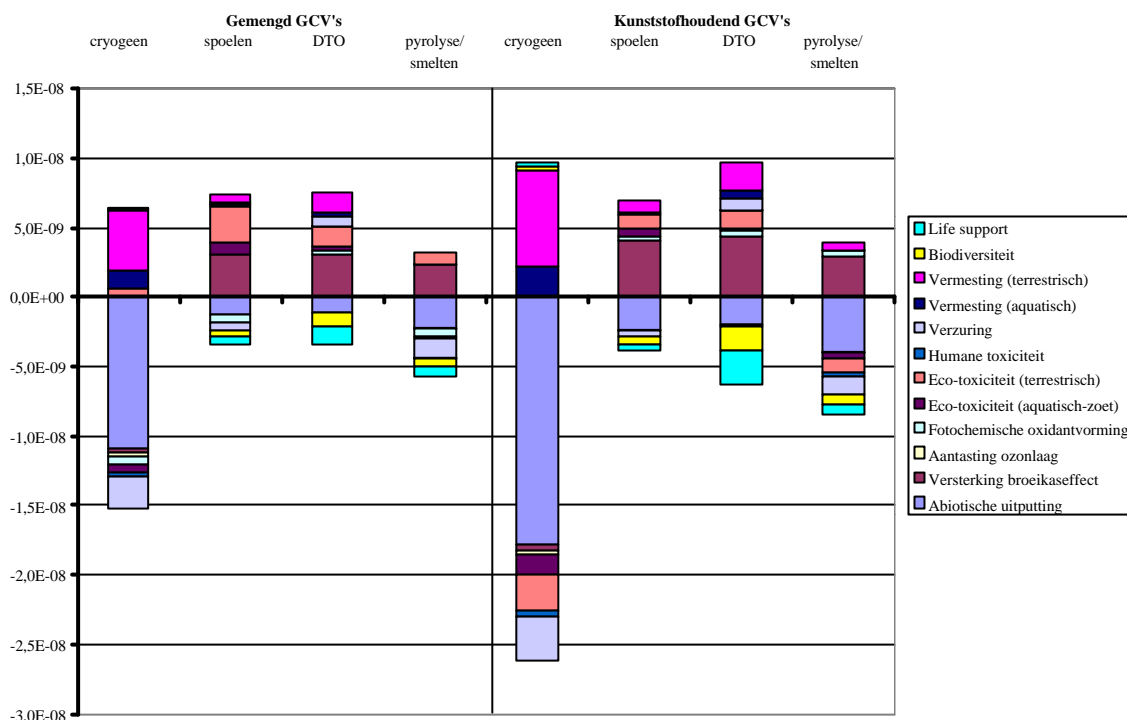
Tabel 6.11.2: Genormaliseerde effectscores ( $\cdot 10^{-13}$ ) voor verwerking van gemengd GCV's en kunststofhoudend GCV's

	Gemengd GCV's				Kunststofhoudend GCV's			
	Cryogeen	Spoelen	DTO	Pyrolyse/smelten	Cryogeen	Spoelen	DTO	Pyrolyse/smelten
Abiotische uitputting	-108.485	-13.212	-11.697	-22.545	-178.182	-24.485	-20.485	-39.576
Versterking broeikas-effect	-4.023	30.407	30.860	23.348	-4.389	41.176	44.163	29.367
Aantasting ozonlaag	-1.699	75	-42	-11	-3.050	-111	-94	-231
Fotochem. oxidantvorming	-6.374	-5.214	2.484	-5.769	791	2.093	3.346	3.473
Eco-toxiciteit (aq. - zoet)	-5.703	9.695	2.851	695	-14.456	5.703	2.149	-3.952
Eco-toxiciteit (terrestr.)	6.131	25.652	14.181	7.383	-25.965	9.990	12.617	-11.262
Humane toxiciteit	-2.580	617	686	-856	-4.197	106	516	-1.713
Verzuring	-23.767	-5.934	6.547	-14.619	-31.839	-4.320	7.892	-13.767
Vermesting (aquatisch)	12.649	1.426	3.904	-325	20.518	2.211	5.697	1.193
Vermesting (terrestr.)	43.451	5.416	13.717	-261	70.177	8.469	20.088	5.345
Biodiversiteit	1.041	-3.505	-9.536	-5.670	2.170	-4.500	-18.196	-7.371
Life support	556	-6.044	-13.556	-6.622	3.560	-5.333	-24.889	-6.489

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Figuur 6.11.1 toont de scores uit tabel 6.11.2 in grafische vorm. De genormaliseerde effectscores zijn hierbij gesommeerd. Deze figuur geeft een helder beeld van de bijdrage dat elk LCA-thema aan het milieuprofiel levert. Het milieuprofiel is vergelijkbaar met de effectscore volgens weegmethode 2 ('alle LCA-thema's wegen even zwaar') uit paragraaf 6.11.5.

Figuur 6.11.1: Gesommeerde milieueffectscores (genormaliseerd) voor verwerking van gemengd en kunststofhoudend GCV's



Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Naast de genormaliseerde effectscores, zijn er ingreepgerichte scores berekend die niet rechtstreeks aan milieuthema's zijn gekoppeld. De gegevens geven slechts de score weer voor een aantal veelgebruikte milieu-indicatoren. De scores zijn niet genormaliseerd en worden weergegeven in tabel 6.11.3.

Tabel 6.11.3: Ingreepgerichte scores verwerking van gemengd en kunststofhoudend GCV's

	Gemengd GCV's				Kunststofhoudend GCV's			
	Cryogeen	Spoelen	DTO	Pyrolyse/smelten	Cryogeen	Spoelen	DTO	Pyrolyse/smelten
Landgebruik (m <sup>2</sup> )	2	-11	-28	-13	7	-11	-51	-14
Finaal afval (kg)	-584	109	567	-421	-634	291	374	-264
Energieverbruik (MJ)	-24.100	-4.790	-3.370	-6.950	-37.500	-6.820	-5.710	-10.500
Waterverbruik (liter)	856	-8.110	-11.700	-9.100	-1.180	-16.100	-19.000	-19.600

### 6.11.5 Bespreking resultaten

Bij elk van de verwerkingsalternatieven is onderzocht welke ingrepen de grootste impact hebben op de effectscores (zwaartepuntanalyse), waarbij weegmethode 2 als uitgangspunt is genomen.

Daarnaast zijn ingrepen gevarieerd waarvan uit de inventarisatie bleek dat er onvoldoende zekerheid over de gehanteerde waarde was (gevoeligheidsanalyse).

Door het hanteren van variaties kon tevens een significantie-analyse worden uitgevoerd. Hierbij worden de grootste variaties in effectscores tussen de verwerkingsalternatieven met elkaar vergeleken. Zie achtergronddocument A2 voor een nadere toelichting op de significantie-analyse. Op deze manier is een tabel samen te stellen waarbij enerzijds de gewogen effectscores

worden gepresenteerd en anderzijds de significantie in verschillen wordt uitgedrukt (zie tabel 6.11.4). De gebruikte weegmethoden zijn overeenkomstig de Richtlijnen voor het MER-LAP (R-37) alsmede twee varianten op deze weegmethoden. Achtergronddocument A2 geeft een uitgebreide toelichting op de gehanteerde weegmethoden.

De significant hogere, dus milieuhygiënisch gezien slechter, scores zijn donkergekleurd en vet. Bij de overige alternatieven is geen kleuring aangegeven aangezien hier onvoldoende significante verschillen aanwezig zijn.

De mate van significante verschillen is per soort GCV apart bekeken.

Tabel 6.11.4: Gewogen effectscores (\*10<sup>-12</sup>) voor gemengd en kunststofhoudend GCV's

	Gemengd GCV's				Kunststofhoudend GCV's			
	Cryogeen	Spoelen	DTO	Pyrolyse/smelten	Cryogeen	Spoelen	DTO	Pyrolyse/smelten
Alle milieuthema's even zwaar	-10.915	-77	1.151	-3.275	-17.352	-445	<b>462</b>	-4.444
Alle LCA-thema's even zwaar	-8.880	3.938	4.064	-2.525	-16.486	3.100	3.304	-4.498
DtT voor milieuthema's	-190.118	38.061	<b>194.086</b>	-141.544	-204.120	99.416	<b>133.232</b>	-88.348
DtT voor LCA-thema's	-181.904	46.329	<b>202.323</b>	-139.845	-196.151	106.591	<b>143.409</b>	-87.828
Alleen broeikas effect	-402	3.041	3.086	2.335	-439	4.118	<b>4.416</b>	2.937
Verspreiding (gewogen)	-288	449	398	-81	-800	339	383	-201
Verspreiding (ongewogen)	-852	3.075	2.044	145	-4.383	1.789	1.887	-1.345

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Belangrijke onderscheidende LCA-thema's (zie ook figuur 6.11.1) zijn broeikas effect, abiotische uitputting, verzuring, vermisting en ecotoxiciteit (terrestrisch). Dit geldt op hoofdlijnen voor zowel gemengd GCV's als kunststofhoudend GCV's.

Het cryogene verwerkingsalternatief (waarbij de restfracties verfslib en kunststoffen als brandstof in een cementoven worden verwerkt) heeft bij alle weegmethoden de laagste milieubelasting. Dit geldt voor beide soorten GCV's. Weliswaar is er een aanzienlijke effectscore voor verzuring (NO<sub>x</sub>-emissie) maar er is tevens een groot vermeden milieueffect door de verbranding van de reststoffen in een cementoven. Het aldus vermeden kolengebruik leidt tot vermeden scores voor abiotische uitputting (minder kolen) en verzuring (minder SO<sub>2</sub>). Hetzelfde vermeden kolengebruik leidt ook tot lagere effectscores voor broeikas effect en tot lagere scores voor ecotoxiciteit. Tenslotte leidt dit vermeden proces tot minder productie van finaal afval waardoor ook bij de DtT-weegmethode dit alternatief de laagste milieubelasting vertoont. Uit een gevoeligheidsanalyse blijkt dat bij cryogene behandeling de keuze van vermeden kolen in een cementoven sterk bepalend is. Indien hier wordt uitgegaan van vermeden stookolie, neemt de milieubelasting aanzienlijk toe (minder vermeden ingrepen).

Verwerking van GCV's door shredderen en spoelen levert in de meeste gevallen een gemiddelde milieubelasting op, maar dat verschilt per weegmethode. Bij de weegmethoden gericht op alle LCA-thema's en verspreiding heeft dit alternatief een hoge milieubelasting door emissies van CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> en zware metalen naar lucht (kwik, chroom, zink). Deze stoffen komen vrij tijdens de procesvoering. Tevens ontstaat er finaal afval zodat de milieubelasting volgens de DtT-weegmethode eveneens hoog is.

Zeer bepalend voor de vergelijking tussen cryogeen en shredderen/spoelen blijkt de keuze voor de verwerkingsroute voor de reststoffen. Bij het verwerken van de reststromen van de cryogene verwerking in een DTO en AVI in plaats van in een cementoven neemt de milieubelasting toe tot een vergelijkbaar niveau als spoelen (+ verwerking van reststromen in DTO en AVI). Bij het shredderen en spoelen geldt het omgekeerde. Als de reststoffen hier niet in de DTO en AVI verwerkt worden maar in een cementoven neemt de milieubelasting voor dit alternatief zover af dat het op eenzelfde niveau uitkomt als cryogeen verwerken (gecombineerd met verwerking van de reststromen in een cementoven). Het effect van de verschillende verwerkingsmogelijkheden voor de reststoffen is veel bepalender voor de vergelijking dan verschillen in milieuprestaties tussen de verwerkingsopties cryogeen en shredderen/spoelen zelf.

Bij pyrolyse/smelten ontstaat een gemiddeld beeld. Na cryogene verwerking (+cementoven) leidt vervolgens pyrolyse/smelten steeds tot de laagste milieubelasting. De milieuscore van pyrolyse/smelten ligt substantieel hoger dan cryogene verwerking (+ cementoven), maar echter nog wel binnen de bandbreedte die de variatie voor de verwerking van reststoffen uit de cryogene verwerking (cementoven of AVI) oplevert. De verschillende gevoeligheidsanalyses die zijn uitgevoerd voor de optie pyrolyse/smelten leiden slechts tot beperkte verschuivingen van de milieuscore van pyrolyse/smelten. In geen geval wordt hiermee het niveau van "cryogene verwerking + verwerking van de reststoffen in een cementoven" benaderd.

In de situatie dat wel uitloging uit het geproduceerde basalt wordt toegerekend (in de standaard situatie is uitgegaan van "geen uitloging") krijgt pyrolyse/smelten, met name bij de weegmethoden waarbij alle thema's even zwaar wegen en de methoden die alleen kijken naar verspreiding, een grotere milieubelasting dan de DTO. In dat geval scoort pyrolyse/smelten derhalve het slechtst van alle opties.

De relatief lage milieubelasting voor pyrolyse/smelten bij de DtT-weegmethoden wordt ingegeven door de vermeden hoeveelheid finaal afval (zie ook tabel 6.11.3).

Integraal verbranden van GCV's in een DTO geeft voor bijna alle weegmethoden (voor zowel gemengd als kunststofhoudend) de hoogste milieubelasting. Dit wordt met name ingegeven door de afwezigheid van substantiële hoeveelheden vermeden producten en emissies. De milieubelasting blijkt nauwelijks gevoelig te zijn voor de gemaakte keuzes.

#### **6.11.6 Conclusies uit de LCA-vergelijking**

- De verwerking van gemengd GCV's of kunststofhoudend GCV's leidt tot vergelijkbare milieuprofielen van de onderzochte technieken.
- De milieubelasting van cryogene behandeling en shredderen/spoelen is sterk afhankelijk van aannamen omtrent verwerking van de reststoffen (cementoven of AVI/DTO). Cryogene behandeling heeft bij alle weegmethoden de laagste milieubelasting. Deze score wordt echter meer bepaald door de keuze om de reststoffen af te voeren naar een cementoven dan door het betreffende verwerkingsproces zelf.
- De DTO heeft bij de meeste weegmethoden de hoogste milieubelasting. De verschillen zijn echter niet altijd significant.
- De milieubelasting van het smeltprocédé is sterk afhankelijk van aannamen omtrent het uitloggedrag van het geproduceerde basalt. Op voorwaarde dat de reststoffen van een cryogene behandeling of het spoelen worden afgevoerd naar een cementoven scoort pyrolyse/smelten echter substantieel slechter dan de andere opties (m.u.v. de DTO).



### 6.11.7 Verwerkingskosten

Er zijn verwerkingskosten geschat voor alle vier geselecteerde verwerkingsalternatieven. Tabel 6.11.5 geeft deze weer.

Tabel 6.11.5: Geschatte verwerkingskosten (excl. BTW) per ton GCV's

Alternatief	Geschatte kosten in Euro's
Cryogeen	circa 200
Spoelen	circa 200
DTO	140
Pyrolyse/smelten	115

### 6.11.8 Kanttekeningen

De milieubelasting blijkt sterk bepaald te worden door de manier waarop de reststoffen verwerkt worden. In het MER is voor zowel cryogeen verwerken en spoelen aangesloten bij de feitelijke verwerkingsroutes van beide (referentie)alternatieven. Op het moment dat de reststoffen ingezet worden als brandstof in een cementoven scoort het alternatief veel beter dan bij verwerking van die reststoffen in een DTO en AVI.

Voor pyrolyse/smelten zijn nog geen praktijkgegevens bekend. Er bestaan met name onzekerheden over het energieverbruik en hoe succesvol dit proces is met betrekking tot de verglazing van de afvalstoffen. Het niet volledig voorkomen van uitloging van zware metalen naar de bodem kan de milieuscore van dit verwerkingsalternatief zeer nadelig beïnvloeden.

## 6.12 Groente, fruit- en tuinafval

### 6.12.1 Beschrijving groente-, fruit- en tuinafval

Groente-, fruit- en tuinafval (gft-afval) is de gescheiden ingezamelde organische fractie uit huishoudelijk afval. Voor de samenstelling van gft-afval zijn diverse bronnen beschikbaar. De meeste gegevens zijn echter verre van compleet en laten voor veel aspecten een aanzienlijke variatie zien. Op basis van deze gegevens is voor het MER een gemiddelde samenstelling gekozen. In een gevoeligheidsanalyse is onderzocht wat het effect is van een spreiding in de meest milieukritische parameters. Verder is aangenomen dat gft-afval 5% verontreinigingen (papier en kunststoffen) bevat.

### 6.12.2 Huidige verwerking

De gescheiden ingezamelde hoeveelheid gft-afval wordt grotendeels verwerkt via composteren. Een klein deel wordt vergist. Niet al het gft-afval wordt gescheiden ingezameld. Gemiddeld genomen wordt nog ongeveer 50% van de organische fractie uit huishoudens als onderdeel van integraal afval (ongescheiden) ingezameld.

Er is een toenemende belangstelling voor de inzet van energiewinning uit gft-afval via vergisting of vergassing. Dit wordt onder meer veroorzaakt door de doelstelling om de productie van CO<sub>2</sub>-neutrale (duurzame) energie sterk te vergroten, zoals in de Derde Energienota is verwoord.

Tenslotte wordt er door een aantal partijen getwijfeld aan het nut van de gescheiden inzameling en verwerking van gft-afval. Enerzijds omdat nieuwe verwerkingsconcepten zich aandienen (zoals afscheiding van de organische fractie uit integraal ingezameld huisvuil en deze fractie vervolgens te vergisten). Anderzijds omdat knelpunten optreden bij de gescheiden inzameling van gft-afval in stadscentra en hoogbouwgebieden (een lage respons en vervuild gft-afval), waardoor onevenredig hoge kosten gemaakt worden voor de inzameling van gft-afval.

### 6.12.3 Verwerkingsalternatieven

#### *Composteren*

Het composteren van gescheiden ingezameld gft-afval gebeurt in Nederland op een groot aantal plaatsen, waarbij tevens een groot aantal uitvoeringsvarianten worden toegepast. Deze uitvoeringsvarianten komen in essentie echter allemaal neer op een proces waarbij het gft-afval eerst voorbereid (verkleinings-, scheidings- en mengprocessen) wordt. Vervolgens wordt het onder toevoeging van lucht gecomposteerd (op bijvoorbeeld een composteringveld of in een composteringstunnel). Na een bepaalde periode wordt het gecomposteerde materiaal gezeefd en vervolgens nog een periode gecomposteerd alvorens de compost afgezet wordt. Het gehele proces duurt 6 tot 7 weken.

Voor de verkregen compost zijn diverse afzetkanalen, met elk hun eigen 'waarde voor het milieu'. Zo wordt compost voor een deel gebruikt als vervanger van veen, dierlijke mest en/of kunstmest. Verder wordt het gebruikt als afdeklaag van stortplaatsen of geëxporteerd naar het buitenland. In een gevoeligheidsanalyse is onderzocht in hoeverre de gekozen verdeling voor de afzet van compost over de verschillende afzetkanalen van invloed is op de milieubelasting van het composteren van gft-afval.

#### *Vergisten*

In Nederland wordt gft-afval op twee locaties vergist. Beide technieken zijn niet exact gelijk, maar komen in essentie neer op een proces waarbij het gft-afval eerst ontdaan wordt van zeer grove delen. Vervolgens wordt het gft-afval samen met een entstof in een vergistingstank

gebracht alwaar de organische stoffen voor ongeveer 60% omgezet worden in biogas. Van het biogas wordt in een gasmotor elektriciteit geproduceerd. Het resterende materiaal (digestaat) wordt vervolgens net als het compost bij composteren nagecomposteerd waarna het ook afzetbaar is als vervanger van veen, kunstmest of dierlijke mest.

#### *Vergassen/bijstoken*

Een techniek die nog niet toegepast wordt, maar wel voor de toekomst als reële optie wordt gezien, is vergassen van het gescheiden ingezamelde gft-afval waarna het verkregen gas bijgestookt wordt in een elektriciteitscentrale. Hiervoor moet het gft-afval eerst verkleind en gedroogd worden. Bij het vergassen wordt het organisch materiaal onder invloed van de hoge temperatuur afgebroken tot eenvoudige gasvormige verbindingen, zoals koolmonoxide, waterstof en methaan. Dit gas wordt na reiniging in de ketel van een kolengestookte elektriciteitscentrale bijgestookt en draagt zo bij aan de productie van elektriciteit.

#### *Verbranden*

Het ongescheiden organische deel in huishoudelijk afval wordt bij het vierde verwerkingsalternatief samen met het overige huishoudelijke afval in een AVI verbrand. Gezien de lage energetische inhoud van de organische fractie is aangenomen dat het verbranden in een AVI bijdraagt tot enige energieproductie. In een gevoeligheidsanalyse is geprobeerd na te gaan wat het effect van deze aanname is.

#### *Scheiden, vergisten, verbranden*

In het laatste verwerkingsalternatief dat in dit MER is meegenomen wordt de organische fractie uit het integraal ingezamelde huishoudelijk afval afgescheiden en vergist. Hierbij wordt voor de vergistingsstap de verkregen organische fractie gewassen, waardoor een aantal inerte, afzetbare deelstromen verkregen wordt. Door het vergisten van de organische fractie wordt weer biogas verkregen dat in een gasmotor of warmtekrachtinstallatie omgezet wordt in elektriciteit. Het vergistingsresidu (digestaat) is zo verontreinigd (met zware metalen uit het integrale afval) dat nacompostering tot een afzetbare compost niet haalbaar is. Vandaar dat dit residu na mechanische ontwatering in een AVI verbrand wordt.

Gelet op de bovenstaande mogelijkheden worden in dit MER de in tabel 6.12.1 aangegeven verwerkingsalternatieven voor gft-afval met behulp van een LCA vergeleken. Het gaat hierbij om drie technieken die uitgaan van gescheiden ingezameld gft-afval en twee technieken die de organische fractie in integraal huishoudelijk afval verwerken. Zie voor een uitgebreide beschrijving achtergronddocument A14.

Tabel 6.12.1: Overzicht verwerkingsalternatieven

Verwerkingsalternatieven	Afkorting
Gescheiden inzameling en composteren	GI-composteren
Gescheiden inzameling en vergisten	GI-vergisten
Gescheiden inzameling en vergassen/bijstoken	GI-vergassen
Geen gescheiden inzameling en verbranden in AVI	Verbranden
Geen gescheiden inzameling en scheiden, vergisten, verbranden	SVV

Met uitzondering van gescheiden inzameling gevolgd door vergassen zijn alle in tabel 6.12.1 genoemde verwerkingsalternatieven opgenomen in de Richtlijnen voor het MER-LAP (R-13). Gescheiden inzameling plus vergassen is ook meegenomen omdat na het vaststellen van de Richtlijnen is gebleken dat deze techniek in andere studies een op termijn realistische wordt genoemd.

#### 6.12.4 Resultaten LCA-vergelijking

In de LCA-berekeningen voor het MER-LAP worden milieueffectscores berekend op grond van het totaal aan emissies naar het milieu, onttrekkingen van grondstoffen uit het milieu en ruimtebeslag zoals dat in de inventarisatiefase is vastgesteld. Zie achtergronddocument A2 voor een toelichting op de achtergronden bij de LCA-berekeningen.

De effectscores zijn vergeleken met de totale milieubelasting in Nederland in 1997 als gevolg van economische handelingen. Dit is overeenkomstig Richtlijn R-9 van de Richtlijnen voor het MER-LAP. De aldus verkregen genormaliseerde effectscores vormen de basis van de milieuhygiënische vergelijking van verwerkingsalternatieven. De genormaliseerde milieueffectscores van de verwerkingsalternatieven voor gft-afval zijn gegeven in tabel 6.12.2.

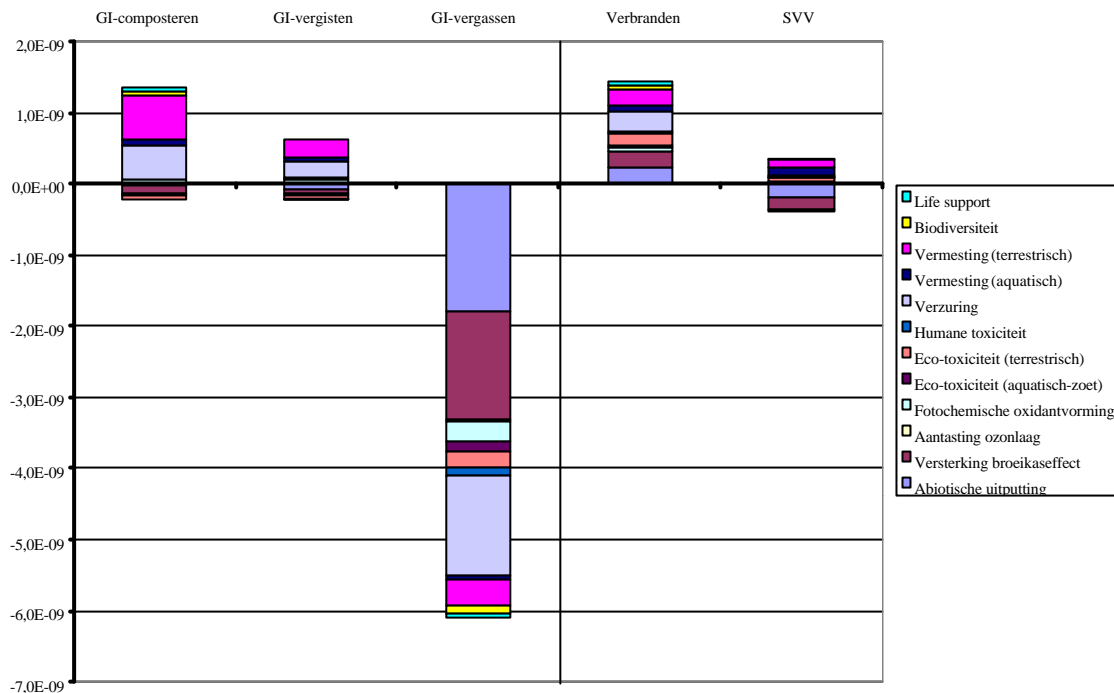
Tabel 6.12.2: Genormaliseerde effectscores ( $\cdot 10^{-15}$ ) voor de verwerking van gft-afval

	GI-compost.	GI-vergisten	GI-vergassen	Verbranden	SVV
Abiotische uitputting	-19.758	-67.879	-1.781.818	238.788	-192.727
Versterking broeikas-effect	-120.814	-67.873	-1.533.937	208.597	-177.828
Aantasting ozonlaag	-428	760	-30.297	1.760	29
Fotochem. oxidantvorming	71.429	73.077	-275.824	59.890	17.308
Eco-toxiciteit (aq. - zoet)	-16.446	-15.915	-143.236	34.748	6.446
Eco-toxiciteit (terrestr.)	-49.218	-61.001	-215.850	165.798	58.707
Humane toxiciteit	-803	4.734	-125.532	17.553	574
Verzuring	460.389	248.132	-1.385.650	301.943	44.993
Vermesting (aquatisch)	93.625	39.243	-61.355	67.530	99.203
Vermesting (terrestr.)	622.124	244.248	-383.186	227.434	113.274
Biodiversiteit	47.423	-10.876	-92.784	52.062	-7.423
Life support	53.333	-6.267	-76.889	61.333	14.089

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Figuur 6.12.1 toont de scores uit de tabel 6.12.2 in grafische vorm. De genormaliseerde effectscores zijn hierbij gesommeerd. Deze figuur geeft een helder beeld van de bijdrage dat elk LCA-thema aan het milieuprofiel levert. Het milieuprofiel is vergelijkbaar met de effectscore volgens weegmethode 2 ('alle LCA-thema's wegen even zwaar') uit paragraaf 6.12.5.

Figuur 6.12.1: Gesommeerde milieueffectscores (genormaliseerd) voor de verwerking van gft-afval



Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Naast de genormaliseerde effectscores, zijn er ingreepgerichte scores berekend die niet rechtstreeks aan milieuthema's zijn gekoppeld. De gegevens geven slechts de score weer voor een aantal veelgebruikte milieu-indicatoren. De scores zijn niet genormaliseerd en worden weergegeven in tabel 6.12.3.

Tabel 6.12.3: Ingreepgerichte scores voor de verwerking van gft-afval

	GI-compost.	GI-vergisten	GI-vergassen	Verbranden	SVV
Landgebruik (m <sup>2</sup> j)	1,0	-0,2	-1,9	1,3	0,3
Finaal afval (kg)	80	1	-67	19	3
Energieverbruik (MJ)	-24	-293	-3.840	599	-622
Waterverbruik (liter)	226	525	-13.000	556	-784

### 6.12.5 Bespreking resultaten

Bij elk van de verwerkingsalternatieven is onderzocht welke ingrepen de grootste impact hebben op de effectscores (zwaartepuntanalyse), waarbij weegmethode 2 als uitgangspunt is genomen.

Daarnaast zijn ingrepen gevarieerd waarvan uit de inventarisatie bleek dat er onvoldoende zekerheid over de gehanteerde waarde was (gevoeligheidsanalyse).

Door het hanteren van variaties kon tevens een significantieanalyse worden uitgevoerd. Hierbij worden de grootste variaties in effectscores tussen de verwerkingsalternatieven met elkaar vergeleken. Zie achtergronddocument A2 voor een nadere toelichting op de significantieanalyse. Op deze manier is een tabel samen te stellen waarbij enerzijds de gewogen effectscores worden gepresenteerd en anderzijds de significantie in verschillen wordt uitgedrukt (zie tabel 6.12.4). De gebruikte weegmethoden zijn overeenkomstig de Richtlijnen voor het

MER-LAP (R-37) alsmede twee varianten op deze weegmethoden. Achtergronddocument A2 geeft een uitgebreide toelichting op de gehanteerde weegmethoden.

De significant lagere, dus milieuhygiënisch gezien gunstiger, scores zijn lichtgekleurd en cursief (speelt alleen bij gescheiden inzamelen en vergassen).

De significant hogere, dus milieuhygiënisch gezien slechter, scores zijn donkergekleurd en vet. De ongekleurde scores vormen derhalve een middengroep. Bij de overige alternatieven is geen kleuring aangegeven aangezien hier onvoldoende significante verschillen aanwezig zijn. Bij de DtT-weegmethoden zijn in zijn geheel geen significante verschillen aan te duiden en is dus ook vergassen niet gekleurd.

Tabel 6.12.4: Gewogen effectscores (\* $10^{-12}$ ) voor verwerking van gft-afval

	GI-compost.	GI-vergisten	GI-vergassen	Verbranden	SVV
Alle milieuthema's even zwaar	800	292	-4.450	910	-110
Alle LCA-thema's even zwaar	1.141	380	-6.106	1.437	-23
DtT voor milieuthema's	28.909	1.681	-28.097	7.835	1.517
DtT voor LCA-thema's	30.111	2.130	-31.011	8.928	1.928
Alleen broeikas effect	-121	-68	-1.534	209	-178
Verspreiding (gewogen)	12	13	-193	60	17
Verspreiding (ongewogen)	5	1	-760	278	83

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Bij de onderstaande bespreking wordt onderscheid gemaakt tussen de technieken die zich richten op gescheiden ingezameld gft-afval en technieken voor de organische fractie in integraal huishoudelijk afval. Tenslotte wordt er ook nog een vergelijking gemaakt tussen alle technieken.

#### *Gescheiden ingezameld gft-afval*

Het gescheiden inzamelen van gft-afval en bijstoken van opgewekte biogas in een kolen-gestookte energiecentrale heeft bij alle weegmethoden verreweg de laagste milieubelasting. Verantwoordelijk hiervoor is de vermeden productie van energie uit primaire brandstoffen (steenkool) waardoor uitputting van steenkool en emissies van CO<sub>2</sub> en SO<sub>2</sub> worden vermeden. Tevens wordt hierdoor finaal afval bij de primaire energieproductie vermeden met als gevolg dat ook bij de DtT-weegmethoden de milieubelasting het laagste is. Aangenomen is dat de reststoffen bij het vergassen en bijstoken nuttig toegepast kunnen worden en daarmee primaire grondstoffen vervangen. Op het moment dat deze reststoffen niet hergebruikt kunnen worden en dus worden gestort neemt de milieubelasting voor de DtT-methoden aanzienlijk toe. De milieubelasting wordt bij deze specifieke weegvormen dan zelfs hoger dan de verwerkingsalternatieven composteren of vergisten. Het geschatte energierendement van vergassen plus bijstoken is mede bepalend voor de milieuscore. Bij een lager ingeschat rendement neemt de milieubelasting ook toe, maar blijft nog wel significant beter dan composteren of vergisten.

Gescheiden inzamelen en composteren heeft een overwegend hoge milieubelasting. De belangrijkste milieu-ingrepen hierbij zijn emissies van NO<sub>x</sub> (tijdens de procesvoering en ten gevolge van transport en energie-opwekking), CO<sub>2</sub> en SO<sub>2</sub> (beide tijdens energie-opwekking). Voor de DtT-weegmethoden heeft composteren de hoogste milieubelasting. Dit wordt met name ingegeven door het feit dat bij dit proces de geproduceerde hoeveelheid finaal afval het grootste is.

Gescheiden inzamelen en vergisten geeft een gemiddelde milieubelasting. Voor de meeste weegvormen scoort vergisten beter dan composteren. De verschillen zijn echter bij geen van de weegvormen significant. De milieubelasting wordt deels bepaald door de mate waarin er een

N<sub>2</sub>O-emissie zal optreden. In een gevoeligheidsanalyse is nagegaan wat het effect is van de afwezigheid van enige afbraak (door het biofilter) van N<sub>2</sub>O. Deze stof levert een relatief hoge bijdrage aan het broeikas-effect. Bij alle weegmethoden met uitzondering van de DtT-weegmethoden heeft dit alternatief wanneer wordt uitgegaan van geheel geen afbraak van deze stof door het biofilter de hoogste milieubelasting (in vergelijking met composteren en vergassen).

#### *Integraal ingezameld organisch afval uit huishoudens*

Integraal verbranden in een AVI geeft voor alle weegvormen steeds de hoogste milieubelasting. De verschillen met het alternatief scheiden, vergisten, verbranden zijn echter niet significant. De oorzaak hiervan is het hoge energieverbruik waardoor aan energie gerelateerde ingrepen als emissies van CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> en NO<sub>x</sub> dominant zijn. Dit geldt voor alle weegmethoden waar verspreidings-thema's en broeikas-effect een rol spelen.

Uit de gevoeligheidsanalyses blijkt verder dat integraal verbranden gevoelig is voor het wel of niet toerekenen van energieproductie bij verbranding in een AVI. Op het moment dat daar wel rekening mee gehouden wordt, daalt de milieubelasting aanzienlijk en heeft integraal verbranden een lagere milieubelasting dan scheiden, vergisten, verbranden.

Bij scheiden, vergisten en verbranden is zoals gezegd de milieubelasting enigszins lager doordat meer energie-opwekking met primaire energiedragers wordt vermeden. Scheiden, vergisten, verbranden is nauwelijks gevoelig voor aannamen omtrent de milieu-ingrepen. Slechts indien er daadwerkelijk energie-terugwinning bij de verwerking van de restfracties in een AVI wordt toegerekend, daalt de milieubelasting licht bij de weegmethoden waarbij de LCA en milieuthema's even zwaar wegen. De milieubelasting is echter wel groter dan die bij integraal verwerken in een AVI (ook wanneer daar wel energieproductie wordt toegerekend).

#### *Alle verwerkingsalternatieven*

Bij een vergelijking van de vijf verwerkingsalternatieven geeft vergassen met bijstoken van het gas in een elektriciteitscentrale voor alle weegvormen de laagste milieubelasting. Met uitzondering van de DtT-weegvormen is het verschil met de andere verwerkingsalternatieven ook significant.

Integraal verbranden heeft, met uitzondering van de DtT-weegmethoden, steeds de hoogste milieubelasting. Bij de DtT-weegmethoden scoort integraal verbranden beter dan de gescheiden inzameling en composteren. Dit wordt ingegeven doordat de hoeveelheid finaal afval bij integraal verbranden geringer is. Uit een gevoeligheidsanalyse blijkt verder dat integraal verbranden gevoelig is voor het wel of niet toerekenen van energieproductie bij verbranding in een AVI. Op het moment dat daar wel rekening mee gehouden wordt, daalt de milieubelasting aanzienlijk en krijgt integraal verbranden na vergassen de laagste milieubelasting.

De resultaten voor gescheiden inzamelen en composteren en gescheiden inzamelen en vergisten zijn beide sterk gevoelig voor aannamen omtrent emissies naar de bodem via de opgebrachte compost. De geproduceerde compost is vergeleken met de normering volgens BOOM (Besluit Kwaliteit en Gebruik Overige Organische Meststoffen). Binnen deze normering is aangenomen dat als componenten onder een bepaalde toepassingswaarde blijven dat dan deze componenten onderdeel gaan worden van een natuurlijke cyclus<sup>3</sup> en niet bijdragen tot een wijziging van de kwaliteit van de grond, ofwel er treedt hierbij geen emissie op naar de bodem. In het MER is als uitgangspunt gekozen om uitsluitend emissies naar de bodem in rekening te brengen voor componenten die zijn genoemd in het BOOM, en voor zover de BOOM-normering werd overschreden. In praktijk betekent dit dat voor het opbrengen van compost geen enkele emissie

---

<sup>3</sup> Componenten uit compost worden opgenomen in planten die vervolgens weer compost worden enzovoort.

van metalen naar de bodem is toegerekend. In een gevoeligheidsanalyse bij composteren en vergisten is de kwaliteit van de verkregen compost niet vergeleken met BOOM, maar met de streefwaarden voor schone grond. In dat geval is er wel emissie naar de bodem in rekening gebracht en wordt de milieubelasting veel groter dan alle andere alternatieven. Dit speelt met name bij de weegmethoden die zich alleen richten op verspreiding.

#### 6.12.6 Conclusies uit de LCA-vergelijking

- Het gescheiden inzamelen van gft-afval en bijstoken van opgewekte biogas in een kolengestookte energiecentrale heeft bij alle weegmethoden de laagste milieubelasting.
- Gescheiden inzamelen en composteren heeft een overwegend hoge milieubelasting bij de weegmethoden waar alle thema's even zwaar wegen en bij de DtT-weegmethoden.
- Het integraal verbranden van gft-afval in een AVI heeft bij alle weegvormen de hoogste milieubelasting (met uitzondering van de DtT-weegmethoden).
- De twee alternatieven waarbij vergisting wordt toegepast hebben een gemiddelde milieubelasting. Bij vergisten in combinatie met verbranden is de milieubelasting enigszins lager doordat meer energie-opwekking met primaire energiedragers wordt vermeden.
- Met uitzondering van gescheiden inzamelen/vergassen zijn de resultaten van alle alternatieven gevoelig voor aannamen omtrent de milieu-ingrepen.

#### 6.12.7 Verwerkingskosten

Er zijn verwerkingskosten geschat voor de vijf geselecteerde verwerkingsalternatieven. Tabel 6.12.5 geeft deze weer.

Tabel 6.12.5: Geschatte verwerkingskosten (excl. BTW) per ton gft-afval

Alternatief	Geschatte kosten in Euro's
Gescheiden inzamelen en composteren	60
Gescheiden inzamelen en vergisten	45
Gescheiden inzamelen en vergassen	35
Integraal verbranden	100
Vergisten/verbranden	55



### 6.12.8 Kanttekeningen

Door het ontbreken van een installatie die werkt op gft-afval, zijn praktijkcijfers voor het vergassen van gft-afval in een CFB-vergasser niet beschikbaar. Met name rond de emissies naar lucht en de kwaliteit van de verkregen reststoffen zijn een aantal leemtes in kennis aanwezig. Het gebruiken van een vergasser als voorschakeling voor een elektriciteitscentrale maakt het tevens lastig direct gebruik te maken van ontwikkelde balansen voor een elektriciteitscentrale (zie ook achtergronddocument A1 bij het MER). De voorschakeling van de vergasser en de reiniging van de gassen uit de centrale moeten immers in zijn totaliteit bezien worden. Ook dat heeft bij de uitwerking geleid tot enkele aannames.

De aanpak die bij composteren en vergisten (van gescheiden ingezameld gft-afval) is gevolgd om de balansen sluitend te krijgen komt er in hoofdlijnen op neer dat er vanuit is gegaan dat zware metalen dat niet ontwijken naar bodem of lucht uiteindelijk in de compost of digestaat terecht komen. Hierbij zijn tevens de onbekende verontreinigingen die verdwijnen via het residu van de nabewerking toegekend aan de compost of digestaat. Dit is gedaan omdat een gemeten samenstelling van compost of digestaat niet tot een sluitende balans leidt wanneer niet ook tevens daarop afgestemde gedetailleerde gegevens van het nabewerkingsresidu en de daaruit voortvloeiende milieu-ingrepen bekend zijn. Er ontbreken voldoende gegevens van de samenstelling van dit residu van de nabewerking, nog los van de vraag hoe zeker het is dat de gegevens van gft-afval, compost/digestaat en residu alle op elkaar zijn afgestemd.

Er wordt vanuit gegaan dat het energieverbruik voor het voeden van de AVI met scheidingsstromen (zoals bijvoorbeeld digestaat) niet zal afwijken van het verbruik dat geldt voor de gemiddelde AVI-voeding. Dit is op zichzelf discutabel omdat waarschijnlijk een extra voorbehandeling nodig is. Er is echter onvoldoende kwantitatieve informatie voorhanden om dit energie-effect van eventuele extra behandelingen kwantitatief mee te nemen in de LCA-vergelijking. Gezien deze leemte is de geschetste milieubelasting van het scheiden, vergisten, verbranden alternatief mogelijk te positief voorgesteld.

## 6.13 Groenafval

### 6.13.1 Beschrijving groenafval

Groenafval wordt gedefinieerd als "plantaardige (of organische) afvalstoffen die vrijkomen bij de aanleg en het onderhoud van particulier en openbaar groen, bos- en natuurterreinen en watergangen". In het MER voor het LAP wordt, conform de richtlijnen voor de inhoud van het MER, uitsluitend aandacht geschonken aan de houtfractie van groenafval.

Gegevens over de integrale samenstelling van groenafval zijn niet beschikbaar, wel van enkele samenstellende stromen. De samenstelling van de houtfractie komt het best overeen met de samenstelling van dunningshout en plantsoenafval. Op basis van de beschikbare gegevens is een gemiddelde samenstelling vastgesteld voor de milieuanalyse.

Met de vaak grote variaties in de samenstelling van het groenafval is rekening gehouden in de gevoeligheidsanalyse. Voorts is een gemiddelde stookwaarde vastgesteld op 10,0 MJ per kg. Ook met variaties in de stookwaarde is rekening gehouden in de gevoeligheidsanalyse.

### 6.13.2 Huidige verwerking

Van het groenafval wordt een beperkt deel (circa 4%) ingezet als veevoer, wordt circa 21% gebruikt als meststof en wordt de overige 75% gecomposteerd. Er worden daarnaast ook andere routes gemeld, zoals verbranden op land. Storten van groenafval vindt nagenoeg niet meer plaats (er is een stortverbod voor groenafval sedert 1996). Daarnaast zijn er wel projecten die gericht zijn op het benutten van de energie-inhoud van de houtfractie van groenafval (o.a. verbranding en biomassa vergassing).

### 6.13.3 Verwerkingsalternatieven

De meest gebruikelijke verwerkingsroute op dit moment is dat de houtfractie van groenafval samen met overig groenafval wordt gecomposteerd. In de LCA-uitwerking is uitgegaan van een moderne groenafvalcomposteringsinrichting. Het daar toegepaste verwerkingsproces vergt een composteringstijd van circa 3 maanden en maakt gebruik van geforceerde beluchting. Het meest toegepaste alternatief composteert eveneens in de open lucht maar past frequenter omzetten met shovels toe en maakt geen gebruik van geforceerde beluchting. Dit proces duurt gemiddeld 4 maanden. Met deze laatste variant van compostering is rekening gehouden in de gevoeligheidsanalyse.

Een tweede verwerkingsalternatief is houtvergassing. In het totnogtoe enige grootschalige houtvergassingsproject in Nederland wordt geen vers hout verstookt maar bouw- en sloophout, dat vooral een veel lager vochtgehalte heeft. Voor de uitwerking van deze verwerkingsoptie voor groenafval zijn m.b.t. de procesvoering dan ook aan aantal aannamen gedaan.

De energie-inhoud uit de houtfractie van groenafval kan ook benut worden door verbranding. In het eerste grootschalige houtverbrandingsproject in Nederland wordt gebruik gemaakt van een stand-alone wervelbedverbrandingsinstallatie. Omdat restwarmte niet wordt benut in deze installatie is het energierendement nog niet optimaal. In een gevoeligheidsanalyse is rekening gehouden met de benutting van deze restwarmte.

Gelet op het voorgaande worden drie verwerkingsalternatieven voor groenafval (de houtfractie) d.m.v. een LCA vergeleken, namelijk compostering, verbranding in een biocentrale en vergassing in een voorgeschakelde vergasser bij een kolencentrale. Deze alternatieven worden nog eens vermeld in tabel 6.13.1. Zie voor een uitgebreide beschrijving van de uitwerking voor deze afvalstroom achtergronddocument A15.

Tabel 6.13.1: Overzicht verwerkingsalternatieven

Verwerkingsalternatieven
Composteren
Vergassen/meestoken in E-centrale
Wervelbedverbranding

De alternatieven composteren en inzet als brandstof zijn ook aangegeven in de Richtlijnen voor het MER (R-13).

#### 6.13.4 Resultaten LCA-vergelijking

In de LCA-berekeningen voor het MER-LAP worden milieueffectscores berekend op grond van het totaal aan emissies naar het milieu, onttrekkingen van grondstoffen uit het milieu en ruimtebeslag zoals dat in de inventarisatiefase is vastgesteld. Zie achtergronddocument A2 voor een toelichting op de achtergronden bij de LCA-berekeningen.

De effectscores zijn vergeleken met de totale milieubelasting in Nederland in 1997 als gevolg van economische handelingen. Dit is overeenkomstig richtlijn R-9 van de Richtlijnen voor het MER-LAP. De aldus verkregen genormaliseerde effectscores vormen de basis van de milieuhygiënische vergelijking van verwerkingsalternatieven. De genormaliseerde milieueffectscores van de verwerkingsalternatieven voor groenafval zijn gegeven in tabel 6.13.2.

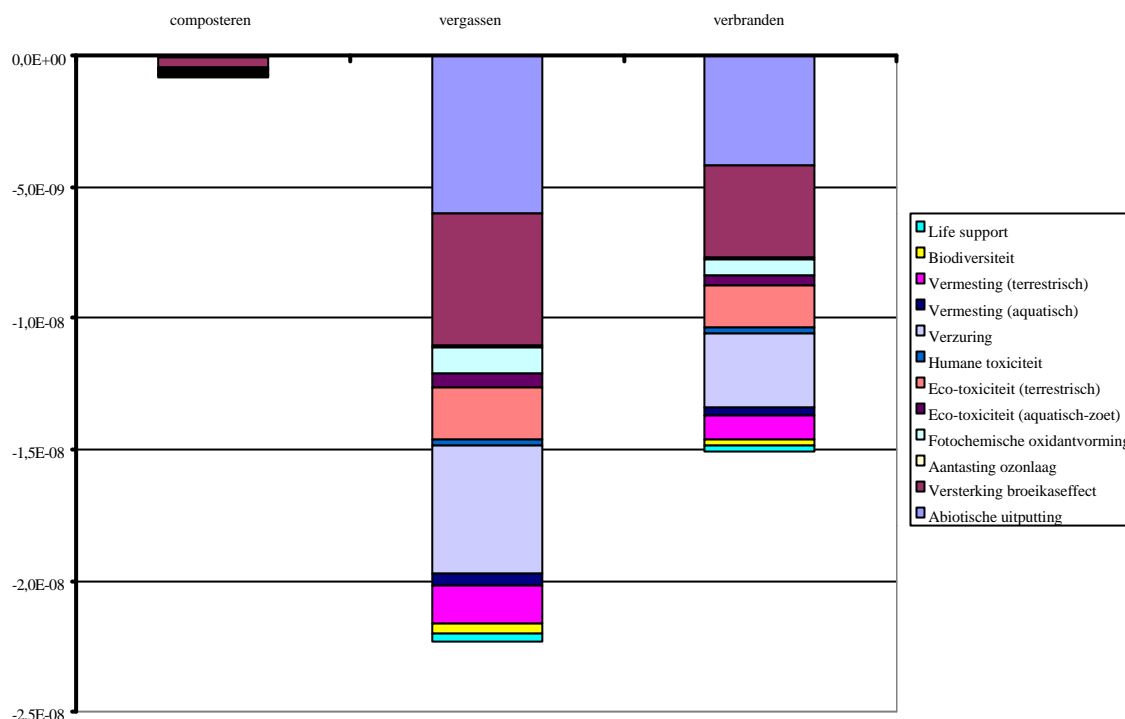
Tabel 6.13.2: Genormaliseerde effectscores ( $\cdot 10^{-14}$ ) voor verwerking groenafval

	Composteren	Vergassen	Verbranden
Abiotische uitputting	-3.030	-598.788	-418.788
Versterking broeikas effect	-43.710	-502.262	-348.869
Aantasting ozonlaag	-57	-10.215	-7.114
Fotochem. oxidantvorming	-692	-100.549	-61.538
Eco-toxiciteit (aq. - zoet)	-2.056	-53.316	-36.340
Eco-toxiciteit (terrestr.)	-5.287	-197.080	-165.798
Humane toxiciteit	-230	-25.904	-18.723
Verzuring	-3.572	-487.294	-281.016
Vermesting (aquatisch)	-9.582	-40.040	-28.685
Vermesting (terrestr.)	-3.097	-146.018	-96.460
Biodiversiteit	-3.691	-38.505	-24.278
Life support	-4.622	-36.133	-21.511

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Figuur 6.13.1 toont de scores uit tabel 6.13.2 in grafische vorm. De genormaliseerde effectscores zijn hierbij gesommeerd. Deze figuur geeft een helder beeld van de bijdrage dat elk LCA-thema aan het milieuprofiel levert. Het milieuprofiel is vergelijkbaar met de effectscore volgens weegmethode 2 ('alle LCA-thema's wegen even zwaar') uit 6.13.5.

Figuur 6.13.1: Gesommeerde milieueffectscores (genormaliseerd) verwerking groenafval



Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Naast de genormaliseerde effectscores, zijn er ingreepgerichte scores berekend die niet rechtstreeks aan milieuthema's zijn gekoppeld. De gegevens geven slechts de score weer voor een aantal veelgebruikte milieu-indicatoren. De scores zijn niet genormaliseerd en worden weergegeven in tabel 6.13.3.

Tabel 6.13.3: Ingreepgerichte scores voor verwerking groenafval

	Composteren	Vergassen	Verbranden
Landgebruik (m <sup>2</sup> j)	-1,09	-8,66	-5,2
Finaal afval (kg)	4,33	-214	-153
Energieverbruik (MJ)	-44	-12.700	-8.950
Waterverbruik (liter)	76,6	-41.500	-29.700

### 6.13.5 Bespreking resultaten

Bij elk van de verwerkingsalternatieven is onderzocht welke ingrepen de grootste impact hebben op de effectscores (zwaartepuntanalyse), waarbij weegmethode 2 als uitgangspunt is genomen.

Daarnaast zijn ingrepen gevarieerd waarvan uit de inventarisatie bleek dat er onvoldoende zekerheid over de gehanteerde waarde was (gevoeligheidsanalyse).

Door het hanteren van variaties kon tevens een significantieanalyse worden uitgevoerd. Hierbij worden de grootste variaties in effectscores tussen de verwerkingsalternatieven met elkaar vergeleken. Zie achtergronddocument A2 voor een nadere toelichting op de significantieanalyse. Op deze manier is een tabel samen te stellen waarbij enerzijds de gewogen effectscores worden gepresenteerd en anderzijds de significantie in verschillen wordt uitgedrukt (zie tabel 6.13.4). De gebruikte weegmethoden zijn overeenkomstig de Richtlijnen voor het

MER-LAP (R-37) alsmede twee varianten op deze weegmethoden. Achtergronddocument A2 geeft een uitgebreide toelichting op de gehanteerde weegmethoden.

De significant lagere, dus milieuhygiënisch gezien gunstiger, scores zijn lichtgekleurd en cursief. De significant hogere scores zijn donkergekleurd en vet. De ongekleurde scores vormen derhalve een middengroep.

Tabel 6.13.4: Gewogen effectscores (\*10<sup>-12</sup>) en significantie-verschillen

	Composteren	Vergassen	Verbranden
Alle milieuthema's even zwaar	<b>-405</b>	<i>-15.570</i>	-10.241
Alle LCA-thema's even zwaar	<b>-796</b>	<i>-22.361</i>	-15.091
DtT voor Milieuthema's	<b>801</b>	<i>-92.792</i>	<i>-64.192</i>
DtT voor LCA-thema's	<b>184</b>	<i>-105.208</i>	<i>-73.110</i>
Alleen Broeikaseffect	<b>-437</b>	<i>-5.023</i>	-3.489
Verspreiding (gewogen)	<b>-16</b>	<i>-843</i>	<i>-608</i>
Verspreiding (ongewogen)	<b>-83</b>	<i>-3.768</i>	<i>-2.824</i>

Het vergassen van groenafval is voor de eerste twee weegmethoden (alle milieuthema's en alle LCA-thema's even zwaar meewegen) en de weegmethode waarin alleen broeikas effect wordt meegenomen de verwerkingsmethode met de significant laagste milieubelasting. Ook voor alle overige weegmethoden scoort vergassen, in dit geval samen met verbranding, significant beter dan composteren. Dit hangt vooral samen met de vermeden productie van steenkool, omdat het gas dat uit het groenafval wordt teruggewonnen wordt ingezet voor de productie van elektriciteit in kolencentrales.

Zoals vermeld laat ook verbranding als verwerkingsalternatief gunstige resultaten zien. Voor de meeste weegmethode verschilt verbranding niet significant van vergassen of komt in ieder geval in de buurt van de score van vergassen.

Op basis van de effectscores, is uitgaande van weegmethode 2, tevens een zwaartepuntsanalyse uitgevoerd. Hieruit blijkt dat zowel bij vergassing als verbranding de vermeden productie dominant is voor de uiteindelijke effectscore. Hierdoor zijn de LCA-thema's uitputting grondstoffen, het broeikas effect en verzuring de meest relevante voor de milieuhygiënische afweging. Ook voor alle overige thema's wordt netto een verbetering voor het milieu behaald.

Compostering is in alle gevallen de verwerkingsmethode met de significant hoogste milieubelasting. De milieubelasting die ontstaat ten gevolge van het composteren van groenafval wordt gedomineerd door de milieuthema's verzuring, vermesting en abiotische uitputting. Dit wordt voor een groot deel veroorzaakt door het transport voor het composteringsproces. Ook levert composteren als enige finaal afval op in plaats van deze te vermijden. Desalniettemin levert compostering per saldo een milieuwinst op.

Voor composteren zijn een groot aantal gevoeligheidsanalyses uitgevoerd t.a.v. de wijze van composteren, de omvang van de houtfractie in het te composteren mengsel, de wijze van toepassen van de compost en de wijze van transport. In geen van de gevallen en in geen enkele weegvorm leidt dat echter tot een zodanige wijziging in de milieuscore voor deze verwerkingsoptie dat de milieuprestatie in de buurt van één van de andere opties komt te liggen.

Wel is nog relevant dat de resultaten voor composteren gevoelig zijn voor aannamen omtrent emissies naar de bodem via de opgebrachte compost. De geproduceerde compost is vergeleken met de normering volgens BOOM (Besluit Kwaliteit en Gebruik Overige Organische Meststoffen). Binnen het BOOM is aangenomen dat als componenten onder een bepaalde toepassingswaarde blijven, deze componenten dan onderdeel gaan worden van een natuurlijke

cyclus<sup>4</sup> en niet bijdragen tot een wijziging van de kwaliteit van de grond. In het MER is als uitgangspunt gekozen om uitsluitend emissies naar de bodem in rekening te brengen voor componenten die zijn genoemd in het BOOM, en voor zover de BOOM-normering werd overschreden. In praktijk betekent dit dat in er in de normale analyse geen enkele emissie naar van de bodem in rekening is gebracht tengevolge van het opbrengen van compost. In een aparte gevoeligheidsanalyse is de kwaliteit van compost niet vergeleken met BOOM maar met de streefwaarden voor schone grond. In dat geval is er wel emissie naar de bodem in rekening gebracht en wordt de milieubelasting van deze verwerkingsoptie aanzienlijk groter, met name bij de weegmethoden die zich alleen richten op verspreiding.

### 6.13.6 Conclusies uit de LCA-vergelijking

- Alle verwerkingsmethoden leveren per saldo een milieuwinst op.
- Het vergassen van groenafval is de verwerkingsmethode die voor alle weegmethoden gunstig scoort.
- Het verbranden van groenafval is een verwerkingsmethode die in de meeste gevallen gunstig scoort. Voor de overige gevallen scoort deze verwerkingsmethode gemiddeld.
- Compostering is in alle gevallen de verwerkingsmethode met de significant hoogste milieubelasting. Deze verwerkingsmethode levert per saldo toch nog een milieuwinst op.

### 6.13.7 Verwerkingskosten

Er zijn verwerkingskosten geschat voor alle geselecteerde verwerkingsalternatieven. Tabel 6.13.5 geeft deze weer.

Tabel 6.13.5: Geschatte verwerkingskosten (excl. BTW) per ton groenafval

Alternatief	Geschatte kosten in euro's
Composteren	20 tot 40
Vergassen/meestoken in E-centrale	15 tot 25
Wervelbedverbranding	25 tot 50

### 6.13.8 Kanttekeningen

De samenstelling van groenafval is niet constant. Voor het percentage houtfractie in groenafval geworden dan ook verschillende waarde genoemd door de verschillende bronnen. In de gevoeligheidsanalyse is rekening gehouden met deze spreiding. Tevens varieert het percentage houtfractie bij composteren, afhankelijk van het aantal composteringsronden. Ook deze variatie is met de gevoeligheidsanalyse ondervangen.

De huidige installaties voor vergassen en verbranden van groenafval zijn nog niet energetisch geoptimaliseerd. Met mogelijke extra benutting van bijvoorbeeld restwarmte is in gevoeligheidsanalyse rekening gehouden.

De vraag hoe met emissies naar de bodem via compost moet omgegaan is op zichzelf een leemte, maar de LCA-vergelijking wordt hier niet door beïnvloed.

<sup>4</sup> Componenten uit compost worden opgenomen in planten die vervolgens weer compost worden enzovoort.

## 6.14 Kwikhoudende afvalstoffen

### 6.14.1 Beschrijving kwikhoudende afvalstoffen

Kwikhoudende afvalstoffen behoren tot de C1-afvalstoffen. C1-afvalstoffen zijn afvalstoffen met een sterk (eco)toxisch karakter, waarvoor berging in de C2-deponie niet mogelijk is. Hiervoor geldt de verplichting te zoeken naar een hoogwaardiger verwerkingswijze dan storten als C1-afvalstof.

Kwikhoudende afvalstoffen worden vaak ingedeeld naar de kwikconcentratie:

- Hooggeconcentreerde kwikhoudende afvalstoffen, zoals amalgaam, kwikthermometers en kwikoxide batterijen.
- Afvalstoffen met enkele procenten kwik zoals actief koolfilters, slibben uit de olie- en aardgasproductie.
- Afvalstoffen die licht verontreinigd zijn met kwik zoals alkalinebatterijen en rioolslib.

Het aanbod van C1-afvalstoffen, kwikhoudend, in Nederland varieert per jaar. Het kwikhoudend slib dat ontstaat bij de aardgaswinning vertegenwoordigt veruit de grootste deelstroom van deze bovengenoemde stromen en zal derhalve als basis voor dit MER dienen. Batterijen vormen een aparte sector en worden separaat behandeld (zie paragraaf 6.3 van dit MER).

Voor het inschatten van de samenstelling van kwikhoudend aardgasslib zijn meerdere bronnen geraadpleegd (zie achtergronddocument A16 bij MER-LAP). Deze informatie is vertaald naar een gemiddelde samenstelling. Per ton kwikhoudende afvalstoffen is volgens deze gemiddelde samenstelling onder meer 20 kg kwik en 60 kg olie aanwezig. Daarnaast is tevens gevarieerd in enerzijds de kwikbelasting (tot 40 kg/ton) en anderzijds de olie/water-gehaltenes (primair van belang voor de calorische waarde).

### 6.14.2 Huidige verwerking

Kwik is een vluchtig metaal en komt makkelijk in de atmosfeer terecht. Kwikverbindingen, met name kwiksulfiden zijn zeer stabiel tot temperaturen van circa 550 °C. Verwerking van afval met kwikverbindingen moet daarom boven 600 °C plaatsvinden.

Productie en import van kwikhoudende producten is per 1 januari 1999 verboden. Invoer van kwikhoudend afval voor verwerking bij het verwerkingsbedrijf wordt onder voorwaarden toegestaan, omdat het Nederlandse aanbod beduidend minder is dan de verwerkingscapaciteit. De voorwaarden zijn onder meer dat het restproduct als een C3-afvalstof kan worden aangemerkt, dat er in Nederland capaciteit aanwezig is om het restproduct te verwijderen of dat het restproduct als C2-afvalstof naar het land van herkomst wordt teruggevoerd. Het betreffende land dient het verdrag van Bazel te hebben ondertekend.

In Nederland bestaan geen mogelijkheden om C1-afvalstoffen te storten.

Het vacuümdestillatieproces (met vacuümketel) bij de AVR en de direct verhitte atmosferische oven met condensor en gaswasser bij Claushuis Metaalmaatschappij zijn momenteel de enige installaties in Nederland die kwik uit aardgasslib verwijderen.

### 6.14.3 Verwerkingsalternatieven

Mogelijke verwerkingsalternatieven voor kwikhoudende afvalstoffen zijn:

1. HTO-proces (high temperature oxidation)
2. pyrolyse/smelten
3. vacuümdestillatie.

Verder wordt het ECIM-proces (Evaporation, Condensation, Ion Exchange of Mercury) nogal eens genoemd als mogelijk alternatief. Dit proces wordt echter bedreven met oliehoudende grond. Voor kwikhoudende afvalstoffen is dit proces niet operationeel en er zijn ook geen initiatieven bekend om het proces te gaan ontwikkelen. Derhalve wordt het ECIM-proces in het MER-LAP niet als verwerkingsalternatief meegenomen.

Het HTO-proces geldt op dit moment als minimumstandaard voor het verwerken van kwikhoudende afvalstoffen. Het proces is echter niet operationeel en er zijn geen initiatieven bekend om deze techniek toe te gaan passen. Derhalve wordt het HTO-proces in het MER-LAP niet als verwerkingsalternatief meegenomen.

Er zijn concrete plannen voor het, gefaseerd, realiseren van een verwerkingsinrichting (pyrolyse/smelten) in Nederland voor diverse afvalstoffen, waaronder in een latere fase ook kwikhoudende afvalstoffen (circa 400 ton/jaar) via een aparte lijn. Nog onzeker is of deze plannen zullen worden geëffectueerd.

De initiatieven die op dit moment in Nederland draaien zijn gebaseerd op een vacuümdestillatieproces. Hierbij wordt uit de kwikhoudende afvalstoffen in afwezigheid van zuurstof de vluchtige componenten verdampt.

Samenvattend zijn in MER-LAP de in tabel 6.14.1 vermelde alternatieven meegenomen in de LCA-vergelijking. Zie voor een uitgebreide beschrijving van de uitwerking voor deze afvalstroom achtergronddocument A16.

Tabel 6.14.1: Overzicht verwerkingsalternatieven

Verwerkingsalternatieven
Vacuümdestillatie
Pyrolyse/smelten

De stroom kwikhoudende afval is niet als uit te werken stroom voorgeschreven in de Richtlijnen voor het MER en richtlijn (R-13) noemt voor deze stroom dan ook geen minimaal mee te nemen verwerkingsopties. De reden dat deze stroom alsnog is meegenomen in het MER is dat de bestaande minimumstandaard (gedefinieerd als specifieke techniek; zie ook hoofdstuk 3 van het MER) niet operationeel is en er in het LAP derhalve een besluit over een minimumstandaard op techniekniveau genomen dient te worden. Ten behoeve van een milieuhygiënische onderbouwing hiervan is gaandeweg alsnog besloten deze afvalstroom in het MER mee te nemen.

### 6.14.4 Resultaten LCA-vergelijking

In de LCA-berekeningen voor het MER-LAP worden milieueffectscores berekend op grond van het totaal aan emissies naar het milieu, onttrekkingen van grondstoffen uit het milieu en ruimtebeslag zoals dat in de inventarisatiefase is vastgesteld. Zie achtergronddocument A2 voor een toelichting op de achtergronden bij de LCA-berekeningen.

De effectscores zijn vergeleken met de totale milieubelasting in Nederland in 1997 als gevolg van economische handelingen. Dit is overeenkomstig richtlijn R-9 van de Richtlijnen voor het



MER-LAP. De aldus verkregen genormaliseerde effectscores vormen de basis van de milieuhygiënische vergelijking van verwerkingsalternatieven. De genormaliseerde milieueffectscores van de verwerkingsalternatieven voor groenafval zijn gegeven in tabel 6.14.2.

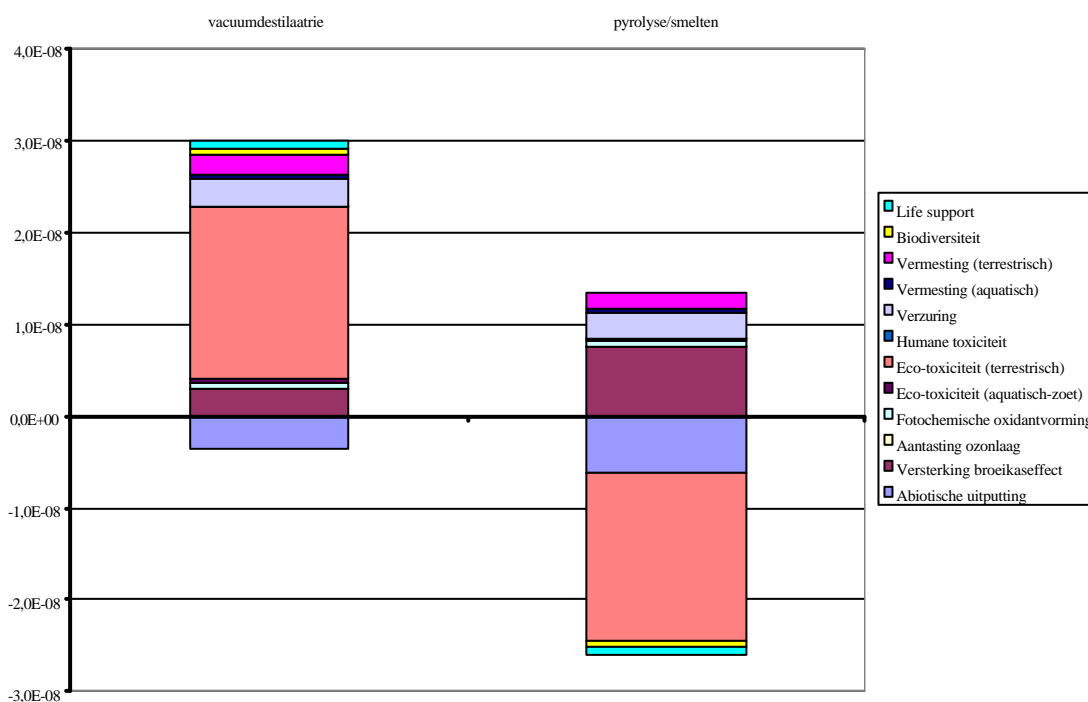
Tabel 6.14.2: Genormaliseerde effectscores ( $\cdot 10^{-13}$ ) voor verwerking kwikhoudende afvalstoffen

	Vacuümdestillatie	Pyrolyse/smelten
Abiotische uitputting	-35.939	-62424
Versterking broeikaseffect	29.955	74661
Aantasting ozonlaag	156	166
Fotochem. oxidantvorming	5.154	6648
Eco-toxiciteit (aq. -zoet)	4.178	2493
Eco-toxiciteit (terrestr.)	187.696	-182482
Humane toxiciteit	1.590	1133
Verzuring	28.849	27803
Vermesting (aquatisch)	6.135	4681
Vermesting (terrestr.)	19.646	17080
Biodiversiteit	8.041	-5619
Life support	8.000	-10578

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Figuur 6.14.1 toont de scores uit tabel 6.14.2 in grafische vorm. De genormaliseerde effectscores zijn hierbij gesommeerd. Deze figuur geeft een helder beeld van de bijdrage dat elk LCA-thema aan het milieuprofiel levert. Het milieuprofiel is vergelijkbaar met de effectscore volgens weegmethode 2 ('alle LCA-thema's wegen even zwaar') uit paragraaf 6.14.5.

Figuur 6.14.1: Gesommeerde milieueffectscores (genormaliseerd) voor verwerking van kwikhoudende afvalstoffen



*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Naast de genormaliseerde effectscores, zijn er ingreepgerichte scores berekend die niet rechtstreeks aan milieuthema's zijn gekoppeld. De gegevens geven slechts de score weer voor

een aantal veelgebruikte milieu-indicatoren. De scores zijn niet genormaliseerd en worden weergegeven in tabel 6.14.3.

Tabel 6.14.3: Ingreepgerichte scores voor verwerking kwikhoudende afvalstoffen

	Vacuümdestillatie	Pyrolyse/smelten
Landgebruik (m <sup>2</sup> j)	16	-18,3
Finaal afval (kg)	932	30,3
Energieverbruik (MJ)	6160	-2110
Waternverbruik (liter)	12600	11800

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

### 6.14.5 Bespreking resultaten

Bij elk van de verwerkingsalternatieven is onderzocht welke ingrepen de grootste impact hebben op de effectscores (zwaartepuntanalyse), waarbij weegmethode 2 als uitgangspunt is genomen.

Daarnaast zijn ingrepen gevarieerd waarvan uit de inventarisatie bleek dat er onvoldoende zekerheid over de gehanteerde waarde was (gevoeligheidsanalyse).

Door het hanteren van variaties kon tevens een significantieanalyse worden uitgevoerd. Hierbij worden de grootste variaties in effectscores tussen de verwerkingsalternatieven met elkaar vergeleken. Zie achtergronddocument A2 voor een nadere toelichting op de significantieanalyse. Op deze manier is een tabel samen te stellen waarbij enerzijds de gewogen effectscores worden gepresenteerd en anderzijds de significantie in verschillen wordt uitgedrukt (zie tabel 6.14.4). De gebruikte weegmethoden zijn overeenkomstig de Richtlijnen voor het MER-LAP (R-37) alsmede twee varianten op deze weegmethoden. Achtergronddocument A2 geeft een uitgebreide toelichting op de gehanteerde weegmethoden.

De significant lagere, dus milieuhygiënisch gezien gunstiger, scores zijn lichtgekleurd en cursief. De significant hogere scores zijn donkergekleurd en vet. Bij de overige alternatieven is geen kleuring aangegeven aangezien hier onvoldoende significante verschillen aanwezig zijn.

Tabel 6.14.4: Gewogen effectscores (\*10<sup>-10</sup>) en significantie-verschillen

	Vacuümdestillatie	Pyrolyse/smelten
Alle milieuthema's even zwaar	64	-22
Alle LCA-thema's even zwaar	263	-126
DtT voor milieuthema's	<b>3.282</b>	208
DtT voor LCA-thema's	<b>3.674</b>	2
Alleen broeikas effect	30	75
Verspreiding (gewogen)	35	-28
Verspreiding (ongewogen)	199	-172

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Zoals al blijkt uit tabel 6.14.2 is pyrolyse/smelten in bijna alle gevallen de verwerkingsmethode met de laagste (en dus gunstige) scores. De gunstige scores van dit verwerkingsalternatief hangen vooral samen met de vermeden productie van zand, primair kwik en aardgas welke vervangen kunnen worden door slakken, secundair kwik en synthese gas, die als bijproducten bij het pyrolyse/smelten ontstaan. Alleen wanneer uitsluitend naar broeikas effect wordt gekeken heeft pyrolyse/smelten de hoogste milieubelasting.

Vacuümdestillatie geeft in de meeste gevallen de minst gunstige score. Alleen voor de weegmethode waarbij alleen naar het broeikas effect gekeken wordt, scoort vacuümdestillatie

beter dan pyrolyse/smelten. Bij vacuümdestillatie wordt alleen de productie van primair kwik vermeden.

Uit een zwaartepuntsanalyse die is uitgevoerd op basis van de effectscores volgens weegmethode 2 blijkt dat bij pyrolyse/smelten de vermeden productie dominant is voor de uiteindelijke effectscore. Hierdoor zijn de LCA-thema's uitputting grondstoffen en terrestrische ecotoxiciteit de meest relevante voor de milieuhygiënische afweging. Door met name hergebruik van slakken wordt er netto geen finaal afval geproduceerd maar zelfs vermeden. Vooral de bijdrage aan het broeikas effect door de productie van CO<sub>2</sub>, vrijgemaakt uit de afvalstroom tijdens het afval verwerkingsproces, is verantwoordelijk voor een toename van de milieubelasting door dit proces.

Bij het vacuümdestillatieproces wordt relatief veel kwik geëmitteerd waardoor met name op het milieuthema terrestrische ecotoxiciteit een hoge score wordt behaald. Deze dominante factor leidt tot een netto milieubelasting voor dit proces. Daarnaast levert dit proces een relatief hoge hoeveelheid finaal afval op.

Een belangrijke nuancering is echter het volgende. De uitwerking voor de optie pyrolyse/smelten is gebaseerd op een MER en vergunningaanvraag van een bedrijf dat een speciale kwiklijn wil plaatsen naast smelters voor ander afval. Voor een gedetailleerde uitwerking wordt verwezen naar achtergronddocument A16, maar van belang is dat op basis van het betreffende MER uitgegaan is van een resterende kwikemissie naar de lucht van 4,4 mg per ton afval. Voor de vacuümdestillatie is echter gerekend met een kwikemissie van 1.260 mg per ton kwikhoudend slib, ofwel een emissie die ongeveer 285 maal hoger is dan de emissie van de (nog te realiseren) smelter. Teneinde na te gaan in hoeverre dit verschil de LCA-vergelijking beïnvloedt is voor de smeltoptie als gevoeligheidsanalyse tevens gerekend met een vergelijkbare kwikemissie naar de lucht. Bij het hanteren van eenzelfde emissie naar de lucht voor beide verwerkingsopties blijkt dat voor alle weegvormen ieder eerder geconstateerd verschil niet significant meer is. Een uitzondering hierop zijn de DtT-weegmethoden. Bij die weegmethoden scoort pyrolyse/smelten significant beter dan vacuümdestillatie omdat bij pyrolyse/smelten aanzienlijk minder finaal afval ontstaat.

#### **6.14.6 Conclusies uit de LCA-vergelijking**

Hoewel de scores van de beide verwerkingsalternatieven (sterk) van elkaar verschillen kan er, door de grote invloed van de gevoeligheidsanalyse, niet gesproken worden van significante verschillen. De gevonden verschillen in het voordeel van de pyrolyse/smelt-optie hangen dermate sterk af van de lage inschatting van de kwikemissie naar de lucht dat onzekerheid op dit punt een keuze voor een van beide opties op basis van dit MER niet mogelijk is.

Indien de gevoeligheidsanalyse buiten beschouwing worden gelaten, is het verwerken van kwikhoudende afvalstoffen in een pyrolyse/smelt-installatie in bijna alle gevallen de verwerkingsmethode met de laagste milieubelasting. Alleen bij de weging waarbij uitsluitend naar het broeikas effect gekeken wordt, heeft dit verwerkingsalternatief de hoogste milieu-impact. Indien de gevoeligheidsanalyse buiten beschouwing worden gelaten, geeft het vacuümdestillatieproces in de meeste gevallen de minst gunstige score. Alleen bij de weging waarbij uitsluitend naar het broeikas effect gekeken wordt, heeft dit verwerkingsalternatief de laagste milieu-impact.

### 6.14.7 Verwerkingskosten

Er zijn verwerkingskosten geschat voor alle geselecteerde verwerkingsalternatieven. Tabel 6.14.5 geeft deze weer.

Tabel 6.14.5: Geschatte verwerkingskosten (excl. BTW) per ton kwikhoudende afvalstoffen

Alternatief	Geschatte kosten in Euro's
Pyrolyse/smelten	450
Vacuümdestillatie	vergelijkbaar

### 6.14.8 Kanttekeningen

De samenstelling op componentniveau van de in- en uitgangsströmen ten behoeve van de verwerking van kwikhoudend aardgaslib is niet volledig bekend. Ten aanzien van het afgescheiden kwik is het tevens onduidelijk of er nog een zuiveringsstap noodzakelijk is voordat het hergebruikt kan worden. Daarom is in de gevoeligheidsanalyse het gehalte aan kwik meegenomen in deze beoordeling. Tevens is de gevoeligheid voor het vervangen van kwikerts i.p.v. primair kwik opgenomen in de gevoeligheidsanalyse. In praktijk vallen deze variaties echter in het niet bij de variatie van de resterende kwikemissie naar de lucht.

Voor pyrolyse/smelten zijn nog geen praktijkgegevens bekend. Er bestaan met name onzekerheden m.b.t. het energieverbruik en hoe succesvol dit proces is m.b.t. verglazing van kwikhoudende afvalstoffen (uitlooggedrag en interactie met andere afvalstoffen).

Over het vacuümdestillatieproces ontbreken er kwantitatieve gegevens over met name de samenstellingen van de diverse reststromen, zoals van met name het residu, het destillaat en het schrobwater. De milieuanalyse geeft voor deze elementen dus een onvolledig beeld.

## **6.15 Slib van ontgiften-neutraliseren-ontwateren (ONO-filterkoek)**

### **6.15.1 Beschrijving ONO-filterkoek**

In het algemeen zijn basische en zure oplossingen verontreinigd met metalen. Als deze oplossingen in een ONO-installatie (ontgiften-neutraliseren-ontwateren) worden behandeld resteert dan ook een filterkoek met een aanzienlijk gehalte aan zware metalen. Dit hoofdstuk gaat in op de verdere verwerking van deze ONO-filterkoek.

In de berekeningen voor dit MER wordt uitgegaan van de gemiddelde samenstelling van ONO-filterkoeken. Deze is gebaseerd op een eenmalige analyse. Meer gegevens, al dan niet gebaseerd op de samenstelling van de behandelde basische en zure oplossingen, zijn echter niet verkregen.

Daarnaast zijn geen samenstellingsgegevens beschikbaar voor zwavel. Er van uitgaande dat een deel van de baden echter een basis van zwavelzuur heeft en tevens dat chemicaliën als zwavelzuur en natriumsulfide in het ONO-proces regelmatig worden ingezet wordt het niet reëel geacht om geen zwavel in rekening te brengen. In het MER is als uitgangspunt gerekend met een gehalte van 20 kg zwavel en in de gevoeligheidsanalyse met 50 kg per ton ONO-koek.

### **6.15.2 Huidige verwerking**

Momenteel ondergaat jaarlijks circa 15 kton zuren en basen een fysisch-chemische behandeling in ONO (ontgiften, neutraliseren, ontwateren)-installaties. De gevormde filterkoek wordt als steekvast materiaal gestort in de speciale deponie voor C2-afval op de Maasvlakte. Daarnaast wordt ONO-filterkoek, na een 'koude' immobilisatiestap, ook gestort op een apart compartiment van een C3-stortplaats.

Een fractie van basische en zure oplossingen wordt verbrand. De gevormde filterkoek wordt eveneens gestort in de C2-deponie op de Maasvlakte in Rotterdam.

De hoeveelheden ONO-filterkoek die in de C2-deponie worden gestort nemen de laatste jaren af t.o.v. de totale hoeveelheid in de C2-deponie gestort afval. De verwachting is dat in de toekomst de C2-deponie van AVR voor het storten als C2 van ONO-filterkoek alleen nog maar als vangnet zal fungeren, aangezien nagenoeg alle ONO-filterkoeken geïmmobiliseerd kunnen worden (zie hierna).

### **6.15.3 Verwerkingsalternatieven**

ONO-filterkoek wordt momenteel hoofdzakelijk als C2-afval gestort.

Daarnaast wordt ONO-filterkoek, na een 'koude' immobilisatiestap, ook gestort op een apart compartiment van een C3-stortplaats.

Vanwege de vele ontdoeners en de aanzienlijke variatie in samenstelling van de aangeboden ONO-filterkoek, komt een meer hoogwaardige verwerking in Nederland moeilijk van de grond. In Nederland zijn echter recent concrete plannen ontwikkeld voor het realiseren van een pyrolyse-, vergassings- en smeltinrichting voor diverse afvalstoffen, waaronder ONO-filterkoek. Deze afvalstroom wordt dan in een pyrometallurgische smelter omgevormd tot een basaltachtig product, dat als categorie-1 bouwstof kan worden toegepast.

Samenvattend zijn in MER-LAP de in tabel 6.15.1 vermelde alternatieven meegenomen in de LCA-vergelijking. Zie voor een uitgebreide beschrijving van de uitwerking voor deze afvalstroom achtergronddocument A17. Het verwerkingalternatief met koude immobilisatie is

een toevoeging ten aanzien van de richtlijnen van het MER (R-13). De reden is dat dit proces ook daadwerkelijk in de praktijk wordt toegepast.

Tabel 6.15.1: Overzicht verwerkingsalternatieven voor ONO-filterkoek

VERWERKINGSALTERNATIEVEN
Storten als C2-afval
Koude immobilisatie en storten
Pyrolyse/smelten

#### 6.15.4 Resultaten LCA-vergelijking

In de LCA-berekeningen voor het MER-LAP worden milieueffectscores berekend op grond van het totaal aan emissies naar het milieu, onttrekkingen van grondstoffen uit het milieu en ruimtebeslag zoals dat in de inventarisatiefase is vastgesteld. Zie achtergronddocument A2 voor een toelichting op de achtergronden bij de LCA-berekeningen.

De effectscores zijn vergeleken met de totale milieubelasting in Nederland in 1997 als gevolg van economische handelingen. Dit is overeenkomstig richtlijn R-9 van de Richtlijnen voor het MER-LAP. De aldus verkregen genormaliseerde effectscores vormen de basis van de milieuhygiënische vergelijking van verwerkingsalternatieven. De genormaliseerde milieueffectscores van de verwerkingsalternatieven voor ONO-filterkoek zijn gegeven in tabel 6.15.2.

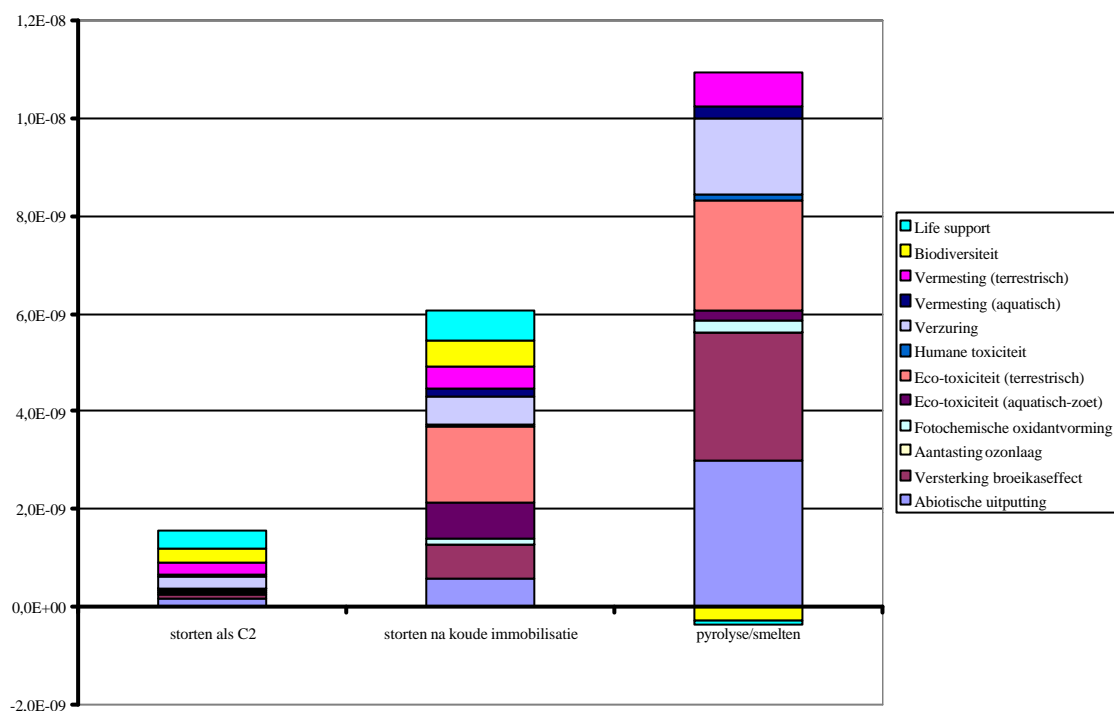
Tabel 6.15.2: Genormaliseerde effectscores ( $10^{-13}$ ) voor verwerking van ONO-filterkoek

	Storten als C2	Koude immobilisatie	Pyrolyse/smelten
Abiotische uitputting	1.564	5.582	29.818
Versterking broeikas effect	842	7.149	26.199
Aantasting ozonlaag	27	32	45
Fotochem. oxidantvorming	659	1.385	2.527
Eco-toxiciteit (aq. - zoet)	336	7.361	1.857
Eco-toxiciteit (terrestr.)	224	15.328	22.836
Humane toxiciteit	75	531	1.176
Verzuring	2.347	5.740	15.546
Vermesting (aquatisch)	645	1.367	2.450
Vermesting (terrestr.)	2.168	4.602	7.150
Biodiversiteit	3.201	5.515	-2.876
Life support	3.493	6.133	-640

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Figuur 6.15.1 toont de scores uit tabel 6.15.2 in grafische vorm. De genormaliseerde effectscores zijn hierbij gesommeerd. Deze figuur geeft een helder beeld van de bijdrage dat elk LCA-thema aan het milieuprofiel levert. Het milieuprofiel is vergelijkbaar met de effectscore volgens weegmethode 2 ('alle LCA-thema's wegen even zwaar') uit paragraaf 6.15.5.

Figuur 6.15.1: Gesommeerde milieueffectscores (genormaliseerd) voor verwerking van ONO-filterkoek



Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Naast de genormaliseerde effectscores, zijn er ingreepgerichte scores berekend die niet rechtstreeks aan milieuthema's zijn gekoppeld. De gegevens geven slechts de score weer voor een aantal veelgebruikte milieu-indicatoren. De scores zijn niet genormaliseerd en worden weergegeven in tabel 6.15.3.

Tabel 6.15.3: Ingreepgerichte scores voor verwerking van ONO-filterkoek

	Storten als C2	Koude immobilisatie	Pyrolyse/smelten
Landgebruik (m <sup>2</sup> j)	7	12	-4
Finaal afval (kg)	1.000	1.150	-957
Energieverbruik (MJ)	252	986	8.180
Waterverbruik (liter)	34	966	8.840

### 6.15.5 Bespreking resultaten

Bij elk van de verwerkingsalternatieven is onderzocht welke ingrepen de grootste impact hebben op de effectscores (zwaartepuntanalyse), waarbij weegmethode 2 als uitgangspunt is genomen.

Daarnaast zijn ingrepen gevarieerd waarvan uit de inventarisatie bleek dat er onvoldoende zekerheid over de gehanteerde waarde was (gevoeligheidsanalyse).

Door het hanteren van variaties kon tevens een significantieanalyse worden uitgevoerd. Hierbij worden de grootste variaties in effectscores tussen de verwerkingsalternatieven met elkaar vergeleken. Zie achtergronddocument A2 voor een nadere toelichting op de significantieanalyse. Op deze manier is een tabel samen te stellen waarbij enerzijds de gewogen effectscores worden gepresenteerd en anderzijds de significantie in verschillen wordt uitgedrukt (zie tabel

6.14.4). De gebruikte weegmethoden zijn overeenkomstig de Richtlijnen voor het MER-LAP (R-37) alsmede twee varianten op deze weegmethoden. Achtergronddocument A2 geeft een uitgebreide toelichting op de gehanteerde weegmethoden.

De significant lagere, dus milieuhygiënisch gezien gunstiger, scores zijn lichtgekleurd en cursief. De significant hogere scores zijn donkergekleurd en vet. De ongekleurde scores vormen derhalve een middengroep.

Tabel 6.15.4: Gewogen effectscores (\*10<sup>-12</sup>) en significantie-verschillen

	Storten als C2	Koude immobilisatie	Pyrolyse/smelten
Alle milieuthema's even zwaar	944	2.821	<b>6.695</b>
Alle LCA-thema's even zwaar	1.558	<b>6.073</b>	<b>10.609</b>
DtT voor milieuthema's	330.079	<b>382.150</b>	-305.751
DtT voor LCA-thema's	330.833	<b>387.671</b>	-297.897
Alleen broeikasemission	84	715	<b>2.620</b>
Verspreiding (gewogen)	34	<b>449</b>	<b>542</b>
Verspreiding (ongewogen)	129	<b>2.461</b>	<b>2.840</b>

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

De belangrijkste onderscheidende LCA-thema's zijn broeikasemission, abiotische uitputting en ecotoxiciteit (terrestrisch). Zie ook figuur 6.15.1.

Het storten van ONO-filterkoek in de C2-deponie laat bij de meeste weegmethoden de laagste milieubelasting zien. Bij het storten als C2 is het ruimtebeslag door storten bepalend voor de effectscore. Tevens zijn er beperkte scores voor vermistering en verzuring door NO<sub>x</sub>-emissies (transport en gebruik van diesel op stortplaats). Alleen bij de DtT-weging scoort pyrolyse/smelten beter. Dit hangt vooral samen met de score voor finaal afval (zie tabel 6.15.3) die alleen in deze weegmethode wordt toegerekend.

Pyrolyse/smelten heeft overwegend de hoogste milieubelasting. Het pyrolyse/smelten vergt verreweg de grootste hoeveelheid energie. Hiermee hangt samen een hoge score door emissies van CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> en SO<sub>2</sub> en uitputting van energiedragers (olie, gas, kolen). Ook bij de weegmethode waar broeikasemission een rol speelt, heeft dit alternatief door het hogere energieverbruik dan ook een hoge milieubelasting. Daarnaast komen in het proces ook relatief veel emissies vrij. Met name de emissies van kwik (LCA-thema terrestrische ecotoxiciteit) is relevant. Hierdoor vertoont dit alternatief ook een hoge milieubelasting bij de weegvarianten waar het thema verspreiding dominant is. Tenslotte is het pyrolyse/smelten het enige alternatief waar ook daadwerkelijk finaal afval vermeden wordt. Bij de DtT-wegmethode heeft dit alternatief dan ook de laagste milieubelasting.

Storten na koude immobilisatie scoort in alle weegvormen slechter dan storten als C2. Dit hangt samen met een hoger energieverbruik (LCA-thema's broeikasemission en abiotische uitputting), het hoogste landgebruik (LCA-thema's life support functie en biodiversiteit) en uitloging uit de stort met name van vanadium (LCA-thema terrestrische ecotoxiciteit). Door dit laatste is er ook een hoge effectscore bij de weegvarianten waar het thema verspreiding dominant is. Ook bij de beide DtT-wegingen scoort koude immobilisatie slechter dan direct storten in de C2-deponie doordat bij de koude immobilisatie materialen worden toegevoegd en de totale te storten hoeveelheid dus toeneemt.

Koude immobilisatie scoort, met uitzondering van de beide DtT-wegingen, wel beter dan pyrolyse/smelten, maar dat is niet altijd significant (zie tabel 6.15.4).

Er is voor alle alternatieven een aantal gevoeligheidsanalyses uitgevoerd. Hierbij is gelet op transportafstanden, energieverbruik en methodische keuzes voor bijvoorbeeld de tijdhorizon van



de toxiciteitsthema's. Uit deze analyse bleek dat de resultaten van de alternatieven nauwelijks gevoelig waren voor dergelijke variaties. Dit geldt ook voor de variatie in zwavelgehalten. De grootste variatie bleek voor de tijdhorizon van de toxiciteits-thema's (met name terrestrische ecotoxiciteit) maar deze bleek niet van invloed op de bespreking van de resultaten.

Wel vermeldenswaardig is dat indien in de gevoeligheidsanalyse rekening wordt gehouden met uitloging uit het basaltachtige eindproduct, de milieubelasting van deze variant sterk (factor 10) toeneemt. Dit alternatief krijgt dan verreweg de grootste milieubelasting. Wel dient vermeld te worden dat deze uitloging uitgaat van een worst case situatie.

#### 6.15.6 Conclusies uit de LCA-vergelijking

- De hogere milieubelasting van de technieken pyrolyse/smelten en koude immobilisatie in vergelijking tot storten op een C2-deponie is primair gebaseerd op de thema's broeikaseffect, abiotische uitputting en terrestrische ecotoxiciteit.
- Storten heeft de laagste milieubelasting.
- Bij DtT-weging vertoont het pyrolyse/smelten de laagste milieubelasting omdat hierbij het afval niet wordt gestort maar omgezet in een toepasbaar product.

#### 6.15.7 Verwerkingskosten

Er zijn kosten geschat voor alle vier geselecteerde verwerkingsalternatieven. Tabel 6.15.5 geeft deze weer.

Tabel 6.15.5: Geschatte verwerkingskosten per ton

Alternatief	Geschatte kosten in Euro's
Storten als C2	320
Koude immobilisatie en stort	115
Pyrolyse/smelten	130

#### 6.15.8 Kanttekeningen

Bij het storten (in een C2-deponie) is er van uitgegaan dat geen uitloging optreedt uit de stortplaats. Wel is in een gevoeligheidsanalyse gekeken naar de mogelijke bijdrage van percolaatwater met een zekere samenstelling. Dit had echter geen significante invloed op het milieuprofiel.

Van pyrolyse/smelten zijn geen praktijkcijfers bekend. Belangrijke onzekerheden zijn het energieverbruik van het proces en ook het succes van het proces. Met andere woorden: hoe zal verglazing van ONO-filterkoek met andere afstoffen verlopen en hoe uit dit zich in het uitlooggedrag (ofwel de toepasbaarheid van basalt).

## 6.16 Oplosmiddelen

### 6.16.1 Beschrijving oplosmiddelen

Onder de afvalstroom oplosmiddelen worden zowel halogeenarme als halogeenhoudende oplosmiddelen begrepen, die na gebruik als afvalstof vrijkomen bij diverse industrieën en bedrijfstakken. De samenstelling van deze afvalstoffen is sterk afhankelijk van het oplosmiddel - of het mengsel van oplosmiddelen - dat is toegepast en de bij de toepassing vrijgekomen verontreinigingen. De verontreinigingen kunnen van organische en/of anorganische aard zijn en kunnen zeer uiteenlopende samenstellingen hebben. Voorts heeft ieder oplosmiddel eigen specifieke fysische eigenschappen als vluchtigheid of stookwaarde.

Het is niet mogelijk om alle soorten variaties in oplosmiddelen (inclusief hun uiteenlopende verontreinigingen) mee te nemen in het MER. Zo zal elk oplosmiddel zijn eigen emissieprofiel kennen. In het MER-LAP is gekozen om de LCA-analyse aan te sluiten bij de keuzes die gemaakt zijn in het MER-MJP-GA II. Dit conform richtlijn R-14 van de Richtlijnen voor het MER-LAP.

In het MER-LAP is aangenomen dat oplosmiddelen gemiddeld voor 1% uit chloor bestaan, een stookwaarde hebben van 42,5 MJ/kg, een asgehalte bevatten van 5% en een destillatieresidu opleveren van 25%. Verder is vanwege gebrek aan informatie, even als in het MER-MJP-GA II, aangenomen dat er geen zware metalen aanwezig zijn in de oplosmiddelen. Het asgehalte bestaat dan ook volledig uit inerte componenten.

In twee aparte uitwerkingen is onderzocht wat het effect is van een hoger destillatieresidu (70% in plaats van 25%) en wat het effect is van een lagere stookwaarde (20 MJ per kg in plaats van 42,5 MJ per kg).

### 6.16.2 Huidige verwerking

Afvaloplosmiddelen worden op diverse manieren verwerkt. Naast hergebruik na destillatie en verbranden van de residustromen worden niet-herbruikbare oplosmiddelen als brandstof verwerkt in een cementoven, E-centrale of DTO. Deze verwerkingsopties worden alle uitgewerkt in het MER-LAP en toegelicht in paragraaf 6.16.3.

### 6.16.3 Verwerkingsalternatieven

De technieken voor afvaloplosmiddelen richten zich op verbranden of hergebruik. Voor de verbrandingstechnieken gaat het om verwerking in een DTO, cementoven of elektriciteitscentrale. Bij de hergebruiksopties worden de herbruikbare oplosmiddelen via een destillatie gescheiden in een niet-herbruikbare residustroom, een herbruikbare deelstroom oplosmiddelen en eventueel een resterende waterfractie. Het destillatieresidu dient vervolgens nog verbrand te worden. Daarvoor wordt zowel gekeken naar het verbranden in een DTO als verbranden in een cementoven. Gezien de samenstelling is aangenomen dat er geen resterende waterfractie ontstaat.

Gelet op het bovenstaande worden in het MER de in tabel 6.16.1 aangegeven verwerkingsalternatieven meegenomen. Zie voor een uitgebreide beschrijving achtergronddocument A18.

Tabel 6.16.1: Verwerkingstechnieken voor oplosmiddelen

Verwerkingstechniek
Verbranden in draaitrommeloven (DTO)
Verbranden in cementoven
Verbranden in E-centrale
Destilleren in combinatie met verbranding van het residu in een DTO
Destilleren in combinatie met verbranding van het residu in een cementoven

Voor de afvalstroom oplosmiddelen is in het MER voor het MJP-GA II een kwantitatieve LCA uitgevoerd. Conform de Richtlijnen voor het MER (R14 tot en met R-18), is deze stroom dan ook in het MER-LAP meegenomen. De meegenomen verwerkingsopties komen overeen met de opties die in het MER voor het MJP-GA II zijn meegenomen.

#### 6.16.4 Resultaten LCA-vergelijking

In de LCA-berekeningen voor het MER-LAP worden milieueffectscores berekend op grond van het totaal aan emissies naar het milieu, onttrekkingen van grondstoffen uit het milieu en ruimtebeslag zoals dat in de inventarisatiefase is vastgesteld. Zie bijlage achtergronddocument A2 voor een toelichting op de achtergronden bij de LCA-berekeningen.

De effectscores zijn vergeleken met de totale milieubelasting in Nederland in 1997 als gevolg van economische handelingen. Dit is overeenkomstig richtlijn R-9 van de Richtlijnen voor het MER-LAP. De aldus verkregen genormaliseerde effectscores vormen de basis van de milieuhygiënische vergelijking van verwerkingsalternatieven. De genormaliseerde milieueffectscores van de verwerkingsalternatieven voor oplosmiddelen zijn gegeven in tabel 6.16.2.

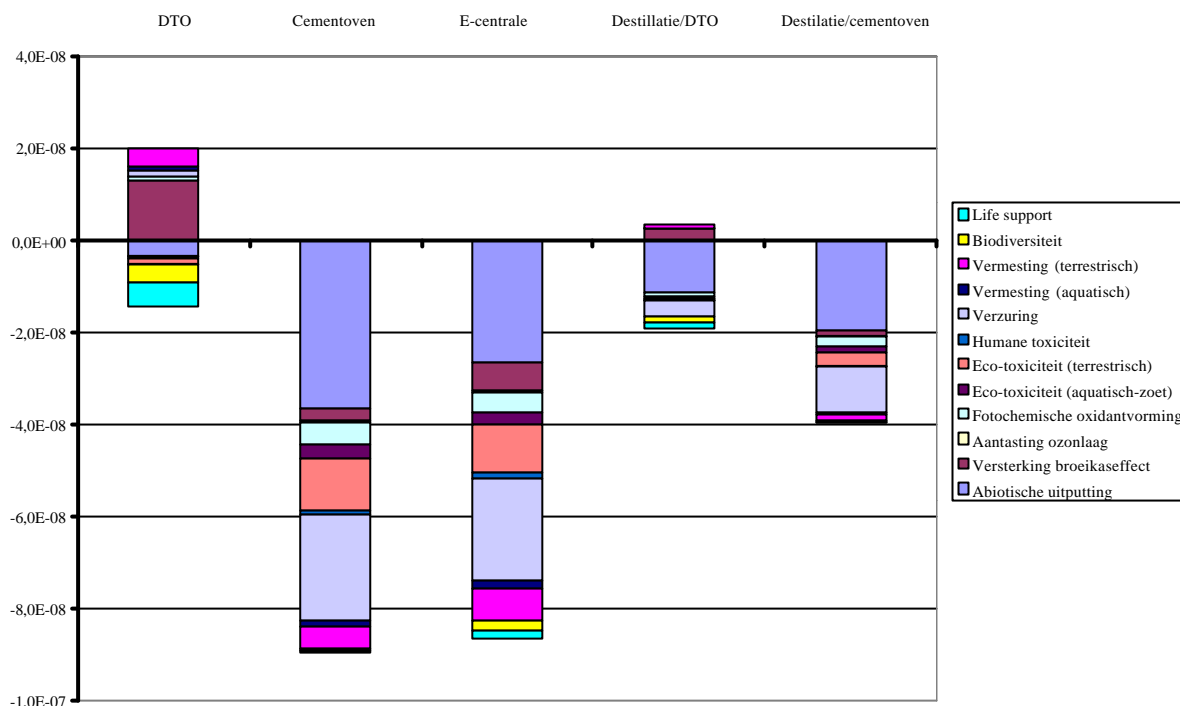
Tabel 6.16.2: Genormaliseerde effectscores (\*10<sup>-12</sup>) voor verwerkingsalternatieven van oplosmiddelen

	DTO	Cementoven	E-centrale	Destillatie + DTO	Destillatie + cementoven
Abiotische uitputting	-3.550	-36.400	-26.667	-11.000	-19.000
Versterking broeikaseffect	13.200	-2.760	-5.837	2.700	-1.300
Aantasting ozonlaag	-18	-607	-449	-15	-160
Fotochem.oxidantvorming	610	-4.430	-4.577	-880	-2.200
Eco-toxiciteit (aq. - zoet)	-375	-3.130	-2.454	-720	-1.400
Eco-toxiciteit (terrestr.)	-1.220	-11.400	-10.428	-220	-2.800
Humane toxiciteit	-230	-2.300	-1.133	-30	-560
Verzuring	1.500	-23.000	-22.123	-3.500	-9.700
Vermesting (aquatisch)	1.100	-1.400	-2.072	190	-450
Vermesting (terrestr.)	3.800	-4.800	-6.894	680	-1.500
Biodiversiteit	-3.900	-510	-1.943	-1.000	-200
Life support	-5.200	-480	-1.907	-1.400	-270

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Figuur 6.16.1 toont de scores uit tabel 6.16.2 in grafische vorm. De genormaliseerde effectscores zijn hierbij gesommeerd. Deze figuur geeft een helder beeld van de bijdrage dat elk LCA-thema aan het milieuprofiel levert. Het milieuprofiel is vergelijkbaar met de effectscore volgens weegmethode 2 ('alle LCA-thema's wegen even zwaar') uit paragraaf 6.16.5.

Figuur 6.16.1: Gesommeerde milieueffectscores (genormaliseerd) voor verwerking van oplosmiddelen.



Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Naast de genormaliseerde effectscores, zijn er ingreepgerichte scores berekend die niet rechtstreeks aan milieuthema's zijn gekoppeld. De gegevens geven slechts de score weer voor een aantal veelgebruikte milieu-indicatoren. De scores zijn niet genormaliseerd en worden weergegeven in tabel 6.16.3.

Tabel 6.16.3: Ingreepgerichte scores verwerkingsalternatieven voor oplosmiddelen

	DTO	Cementoven	E-centrale	Destillatie + DTO	Destillatie + cementoven
Landgebruik (m <sup>2</sup> j)	-107	-11	-45	-29	-6
Finaal afval (kg)	-6	-1.240	-928	54	-296
Energieverbruik (MJ)	-9.690	-77.100	-56.400	-37.400	-54.300
Waterverbruik (liter)	-34.800	-9.130	-180.000	-4.510	1.870

### 6.16.5 Bespreking resultaten

Bij elk van de verwerkingsalternatieven is onderzocht welke ingrepen de grootste impact hebben op de effectscores (zwaartepuntanalyse), waarbij weegmethode 2 als uitgangspunt is genomen.

Daarnaast zijn ingrepen gevarieerd waarvan uit de inventarisatie bleek dat er onvoldoende zekerheid over de gehanteerde waarde was (gevoeligheidsanalyse).

Door het hanteren van variaties kon tevens een significantie-analyse worden uitgevoerd. Hierbij worden de grootste variaties in effectscores tussen de verwerkingsalternatieven met elkaar vergeleken. Zie achtergronddocument A2 voor een nadere toelichting op de significantie-analyse. Op deze manier is een tabel samen te stellen waarbij enerzijds de gewogen effectscores worden gepresenteerd en anderzijds de significantie in verschillen wordt uitgedrukt (zie tabel

6.16.4). De gebruikte weegmethoden zijn overeenkomstig de Richtlijnen voor het MER-LAP (R-37) alsmede twee varianten op deze weegmethoden. Achtergronddocument A2 geeft een uitgebreide toelichting op de gehanteerde weegmethoden.

De significant lagere, dus milieuhygiënisch gezien gunstiger, scores zijn lichtgekleurd en cursief. De significant hogere scores zijn donkergekleurd en vet. De ongekleurde scores vormen derhalve een middengroep.

Tabel 6.16.4: Gewogen effectscores (\*10<sup>-11</sup>) voor verwerking van oplosmiddelen

	DTO	Cementoven	E-centrale	Destillatie+ DTO	Destillatie+ cementoven
Alle milieuthema's even zwaar	<b>224</b>	-6.875	-6.241	-1.460	-3.260
Alle LCA-thema's even zwaar	<b>566</b>	-8.969	-8.648	-1.543	-3.965
DtT voor milieuthema's	<b>1.829</b>	-49.707	-39.833	956	-13.338
DtT voor LCA-thema's	<b>3.257</b>	-54.294	-44.821	985	-14.837
Alleen broeikas effect	<b>1.317</b>	-276	-584	270	-131
Verspreiding (gewogen)	<b>-12</b>	-426	-407	-46	-151
Verspreiding (ongewogen)	<b>-113</b>	-1.993	-1.859	-186	-661

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

De verwerking van oplosmiddelen in een DTO laat alle weegmethoden de hoogste milieubelasting zien. Dit hangt vooral samen met hoge CO<sub>2</sub>- en NO<sub>x</sub>-emissies (thema broeikas effect resp. verzuring) tijdens de verbranding. De resultaten van dit alternatief zijn ook praktisch ongevoelig voor aannamen omtrent de milieu-ingrepen.

Verbranding in een cementoven daarentegen geeft bij alle weegvormen, derhalve weegvorm 4 (broeikas effect) de laagste milieubelasting, maar het verschil met de E-centrale is echter niet significant. Voor de DtT-wegingen is ook het verschil met destillatie plus cementoven niet significant maar in de andere weegvormen wel..

Verwerking door middel van destillatie neemt overwegend een tussenpositie in met betrekking tot de milieuscores.

Voor de onderlinge vergelijking tussen de E-centrale en de cementoven is de keuze om bij de cementoven uit te gaan van het vervangen van hoogzwavelige kolen relevant. Indien bij de cementoven geen steenkool, maar stookolie zou worden vermeden neemt de milieubelasting van de cementoven toe en komt voor de meeste weegvormen op een minder gunstig niveau dan de E-centrale.

Bij destillatie is de keuze van verwerking van het residu in een DTO of in een cementoven nog relevant. De scores voor de destillatie van oplosmiddelen worden vooral gedomineerd door vermeden uitputting van grondstoffen (ruwe olie). Dit hangt samen met de vermeden productie van primaire oplosmiddelen. Indien in het destillatieresidu in een cementoven wordt verbrandt, leidt dit bovendien tot vermeden gebruik van kolen. Hierdoor neemt de negatieve score (is dus gunstige score voor het milieu) bij uitputting verder toe en treedt ook minder verzuring op (vermeden SO<sub>2</sub>).

Een belangrijke onzekerheid bij de verwerking van oplosmiddelen zijn de hoeveelheden destillatieresidu en de geschatte stookwaarde (zie ook paragraaf 6.16.1). Als uitgegaan wordt van een grotere hoeveelheid destillatieresidu, verandert er bij de verbrandingsszenario's (DTO, cementoven en energiecentrale) praktisch niets aan de milieuscore. Bij de destillatie-alternatieven zijn er wel verschuivingen. Indien er meer residu in een DTO wordt verbrand, wordt er weliswaar meer opgewekte energie toegerekend maar ook minder vermeden oplosmiddelen. Omdat de milieuscore van de vermeden oplosmiddelen hier dominant is, zal

de totale milieuscore verslechteren. Indien het meerdere residu in een cementoven wordt toegepast, worden er meer kolen vermeden maar wederom minder primaire oplosmiddelen vermeden. Omdat hier de vermeden kolen echter dominant zijn, zal de totale milieuscore verder verbeteren.

Als uitgegaan wordt van een lagere stookwaarde, worden alle milieuprofielen slechter. Er wordt immers minder brandstof vermeden en de energieopbrengst zal afnemen. Bij de verwerking via destillatie is dat effect echter minder groot doordat de vermeden primaire oplosmiddelen hier dominant zijn. Voor de onderlinge vergelijking echter heeft dit geen gevolgen.

#### 6.16.6 Conclusies uit de LCA-vergelijking

- De LCA-thema's uitputting grondstoffen, broeikaseffect, verzuring en terrestrische ecotoxiciteit zijn beeldbepalend voor de milieuprofielen.
- De verwerking in een cementoven heeft in vrijwel alle weegvormen de minste milieubelasting, maar verschilt niet significant van de E-centrale.
- De verbranding in een DTO in alle weegvormen de grootste milieubelasting.
- Het milieuprofiel voor verwerking in een cementoven is sterk gevoelig voor de gekozen allocatiewijze en de gekozen vermeden primaire brandstof.
- De milieubelasting van de verschillende verwerkingsalternatieven wordt in meer en minder mate bepaald door het aandeel destillatieresidu en de stookwaarde.

#### 6.16.7 Verwerkingskosten

Er zijn verwerkingskosten geschat voor alle vijf geselecteerde verwerkingsalternatieven. Tabel 6.16.5 geeft deze weer.

Tabel 6.16.5: Geschatte verwerkingskosten (excl. BTW) per ton

Alternatief	Geschatte kosten in Euro's
DTO	140
Cementoven	120
E-centrale	140
Destillatie + DTO	100 - 150
Destillatie + cementoven	100 - 150

#### 6.16.8 Kanttekeningen

Door het ontbreken van samenstellingsgegevens, zijn - analoog een de keuze die is gemaakt in het MER voor het MJP GA II - de gehalten aan zware metalen en organische verontreinigingen op 0 (nul) gezet. Met name zware metalen kunnen nog een rol spelen bij de inschatting van de milieubelasting van thermische technieken. De gevolgen van deze aanname zijn niet in te schatten.

De gevolgen van een afwijkende hoeveelheid destillatieresidu en een andere stookwaarde verschillen per verwerkingsalternatief.

## 6.17 Olie/water/slib-mengsels

### 6.17.1 Beschrijving olie/water/slib-mengsels (o/w/s)

Olie-water-slib (o/w/s-) mengsels worden gedefinieerd als oliehoudende afvalstoffen afkomstig uit olie- en slibafscidders van inrichtingen waar onderhoudswerkzaamheden worden verricht aan voertuigen en/of machines en van overige inrichtingen.

O/w/s/-mengsels kunnen worden gescheiden in een oliefractie, slibfractie en waterfractie. De samenstelling van o/w/s-mengsels kan uiteenlopend zijn. In dit MER is uitgegaan van een gemiddelde samenstelling zoals opgegeven door één van de grootste be-/verwerkers van o/w/s-mengsels in Nederland: water 68% (waarvan 1 % olie), zand/slib 30% (waarvan 8 % olie) en olie 2%.

Aangezien de toegepaste voorbereidingsmethode sterk afhankelijk is van de samenstelling van het o/w/s-mengsel en daarnaast de scheidingsrendementen van de diverse scheidingstechnieken onbekend zijn, is er voor gekozen in dit MER de voorbereiding buiten beschouwing te laten en uitsluitend in te gaan op de be- en verwerking van de oliefractie en de slibfractie. Aangezien de afgescheiden waterfractie na zuivering wordt geloosd gaat het bij de verwerking van 1 ton o/w/s-mengsel nog om 20 kg oliefractie en 300 kg zand/slibfractie.

### 6.17.2 Huidige verwerking

De verwerkingsmethoden die voor de oliefractie worden toegepast, zijn verbranden in een draaitrommeloven (DTO) of een cementoven, en destillatie met natriumbehandeling. Meestoken in een elektriciteitscentrale is een techniek die niet in praktijk wordt toegepast, maar wel als mogelijk alternatief in het MER voor het MJP-GA II was opgevoerd. Zowel het opwerken tot een brandstof als verschillende vormen van directe inzet als brandstof zijn in het MJP-GA II aangemerkt als minimumstandaard

De oliehoudende slibfractie wordt behandeld in een thermische grondreinigingsinstallatie (TGI), of verbrand in een draaitrommeloven (DTO), een cementoven of AVI. Het thermisch reinigen van de grond is in het MJP-GA II aangewezen als minimumstandaard.

### 6.17.3 Verwerkingsalternatieven

#### *De oliefractie*

Bij de verbranding van de ows-oliefractie in een draaitrommeloven (DTO) wordt het gebruikt als brandstof. In de DTO draagt de oliefractie bij aan de vernietiging van laagcalorische gevaarlijke afvalstoffen.

De ows-oliefractie kan ook worden ingezet als secundaire brandstof voor meestook in cementovens. Hierdoor wordt de inzet van primaire grondstof vermeden (zwavelhoudende kolen). Als alternatief kan de ows-oliefractie ook worden ingezet als secundaire brandstof in elektriciteitscentrales. Er wordt meegestookt in de ketel van een kolengestookte centrale. Daarbij worden kolen derhalve als brandstof vervangen.

Een vierde verwerkingsoptie is een chemische behandeling met natrium om chloorverbindingen te verwijderen en fractiescheiding door middel van destillatie. De fractiescheiding heeft als doel om uit de ingangsstromen marktconforme producten (gasolie, stookolie) af te scheiden. Het resterende afvalresidu wordt meegestookt in cementovens.

### *De slibfractie*

Net als de oliefractie kan ook de slibfractie van ows worden verwerkt in een DT of in een cementoven.

Daarnaast is behandeling van de slibfractie in thermische grondreinigingsinstallatie een reëel en operationele route. Hierbij wordt het slib voorafgaand aan het thermisch reinigingsproces eerst gedroogd. Het gedroogde materiaal wordt gezeefd en, na eventueel mengen met verontreinigde grond, vervolgens ingevoerd in een roterende buisoven. Hier wordt het materiaal verhit tot boven het kookpunt van de aanwezige verontreinigingen (circa 450 °C). De gasstroom met de uitgedampte verontreinigingen wordt via een keramisch filter naar de naverbrander geleid. Als brandstof voor dit proces wordt aardgas en/of stookolie gebruikt. De thermisch gereinigde slib/grond is van goede kwaliteit en wordt nuttig toegepast.

Een vierde optie is het verbranden van de slibfractie in een AVI. Hierbij wordt de slibfractie samen met huishoudelijk en bedrijfsafval in een roosteroven gebracht. Hierin bewegen roosters onder een hellend vlak, waarbij het afval op een zodanige snelheid wordt getransporteerd dat een zo volledig mogelijke verbranding plaatsvindt. Aan het eind van het rooster blijven slakken over die worden opgewerkt, zodat ze voor nuttige toepassing geschikt zijn. De rookgassen worden gereinigd en gekoeld, waarbij energie wordt teruggewonnen in de vorm van elektriciteit en nuttig toepasbare stoom. Bij de reiniging ontstaat vliegias en rookgasreinigingsresidu. De AVI-bodemias wordt nuttig toegepast als ophoogmateriaal. AVI-vliegias wordt na immobilisatie gestort. AVI-rookgasreinigingsresidu wordt in big bags gestort.

Gelet op het bovenstaande worden vier verwerkingsalternatieven voor de ows-oliefractie en vier verwerkingsalternatieven voor de ows-slibfractie in het MER vergeleken. Deze alternatieven zijn in tabel 6.17.1 weergegeven. Zie voor een uitgebreide beschrijving van deze alternatieven en de verdere uitwerking van de vergelijking achtergronddocument A19.

Tabel 6.17.1: Overzicht verwerkingsalternatieven

VERWERKINGSALTERNATIEVEN
Verbranden oliefractie in een draaitrommeloven (DTO)
Meestoken oliefractie in een cementoven
Meestoken oliefractie in elektriciteitscentrale
Destillatie van oliefractie met natriumbehandeling
Verbranden slibfractie in een draaitrommeloven (DTO)
Meestoken slibfractie in een cementoven
Behandeling slibfractie in thermische grondreinigingsinstallatie
Verbranden slibfractie in een AVI

Olie/water/slib-mengsels is een van de stromen die niet in de Richtlijnen voor het MER-LAP als een te beschouwen stroom is aangemerkt. Echter voor deze stroom is in het MER voor het MJP-GA II een kwantitatieve LCA uitgevoerd met een LCA-methodiek en classificatiefactoren die sinds het uitvoeren van de berekeningen zijn gewijzigd. Zoals gevraagd in de Richtlijnen voor het MER is deze stroom in het MER betrokken door van de relevante alternatieven de milieueffecten opnieuw te vergelijken. Met de in tabel 6.17.1 genoemde verwerkingsmethoden wordt, conform richtlijn R-16 van de Richtlijnen, aangesloten bij de selectie van technieken, waarvoor in het MER voor het MJP-GA II een LCA-vergelijking is opgesteld. Alleen de nooit gerealiseerde combi-oven is in het MER-LAP buiten beschouwing gelaten.

#### **6.17.4 Resultaten LCA-vergelijking**

In de LCA-berekeningen voor het MER-LAP worden milieueffectscores berekend op grond van het totaal aan emissies naar het milieu, onttrekkingen van grondstoffen uit het milieu en



ruimtebeslag zoals dat in de inventarisatiefase is vastgesteld. Zie achtergronddocument A2 voor een toelichting op de achtergronden bij de LCA-berekeningen.

De effectscores zijn vergeleken met de totale milieubelasting in Nederland in 1997 als gevolg van economische handelingen. Dit is overeenkomstig richtlijn R-9 van de Richtlijnen voor het MER-LAP. De aldus verkregen genormaliseerde effectscores vormen de basis van de milieuhygiënische vergelijking van verwerkingsalternatieven. De genormaliseerde milieueffectscores van de verwerkingsalternatieven voor AVI-vliegass zijn gegeven in tabel 6.17.2.

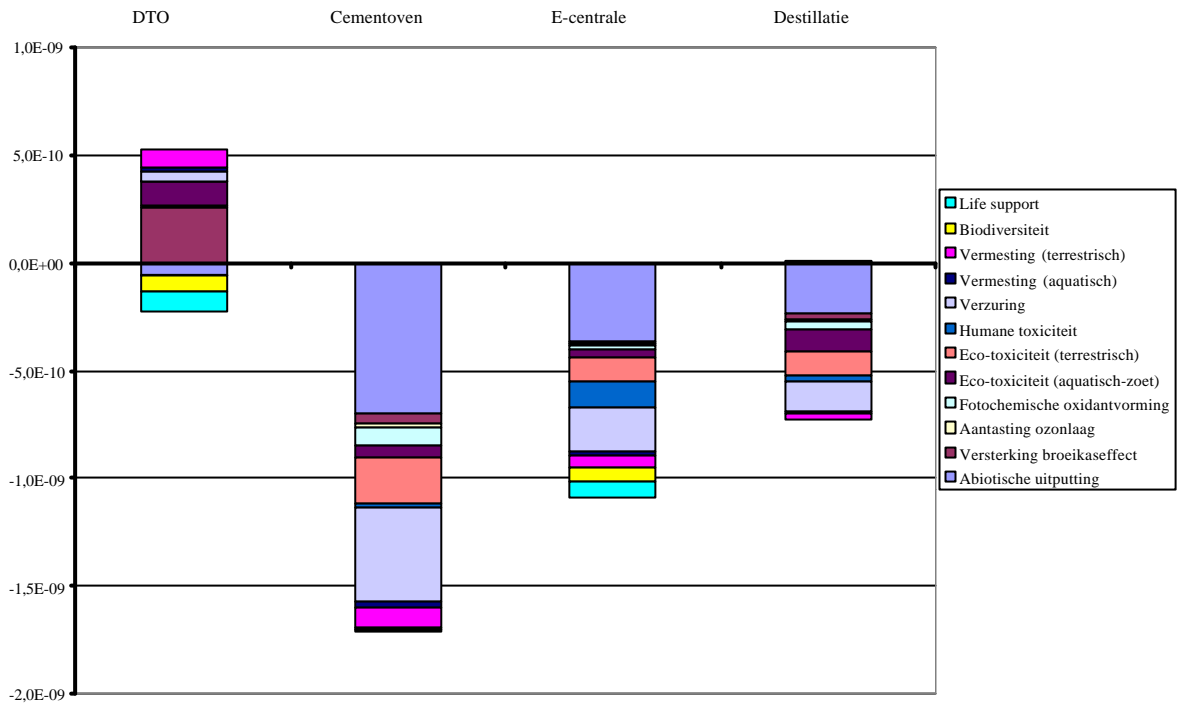
Tabel 6.17.2: Genormaliseerde effectscores ( $\times 10^{-14}$ ) voor verwerking van de olie- en de slibfractie van ows

	Oliefractie				Slibfractie			
	DTO	cement-oven	E-centrale	natrium-behand.	DTO	cement-oven	grond rein. installatie	AVI
Abiotische uitputting	-6.006	-69.697	-36.242	-23.333	-945	-253.333	53.818	-65.455
Versterking broeikaseffect	25.566	-5.294	-1.394	-3.199	116.290	-15.068	56.561	58.371
Aantasting ozonlaag	-21	-1.167	-215	-876	70	-4.217	881	-348
Fotochem. oxidantvorming	1.462	-8.407	-2.593	-3.907	9.451	-21.813	10.440	-2.165
Eco-toxiciteit (aq. zoet)	10.491	-5.995	-3.780	-10.106	6.671	-20.159	13.793	-4.164
Eco-toxiciteit (terrestr.)	410	-21.376	-10.532	-11.053	94.265	86.757	6.246	70.803
Humane toxiciteit	-79	-1.862	-12.074	-2.229	2.521	-8.617	1.957	-1.229
Verzuring	4.155	-43.348	-20.329	-14.439	40.060	-105.979	37.519	-30.344
Vermesting (aquatisch)	2.351	-2.709	-2.072	-851	11.693	-6.912	5.876	-1.490
Vermesting (terrestr.)	8.204	-9.115	-5.867	-3.186	40.088	-23.274	18.850	-4.354
Biodiversiteit	-6.959	-969	-6.649	408	-18.093	-439	85	-10.979
Life support	-9.467	-898	-7.022	476	-26.933	751	560	-11.022

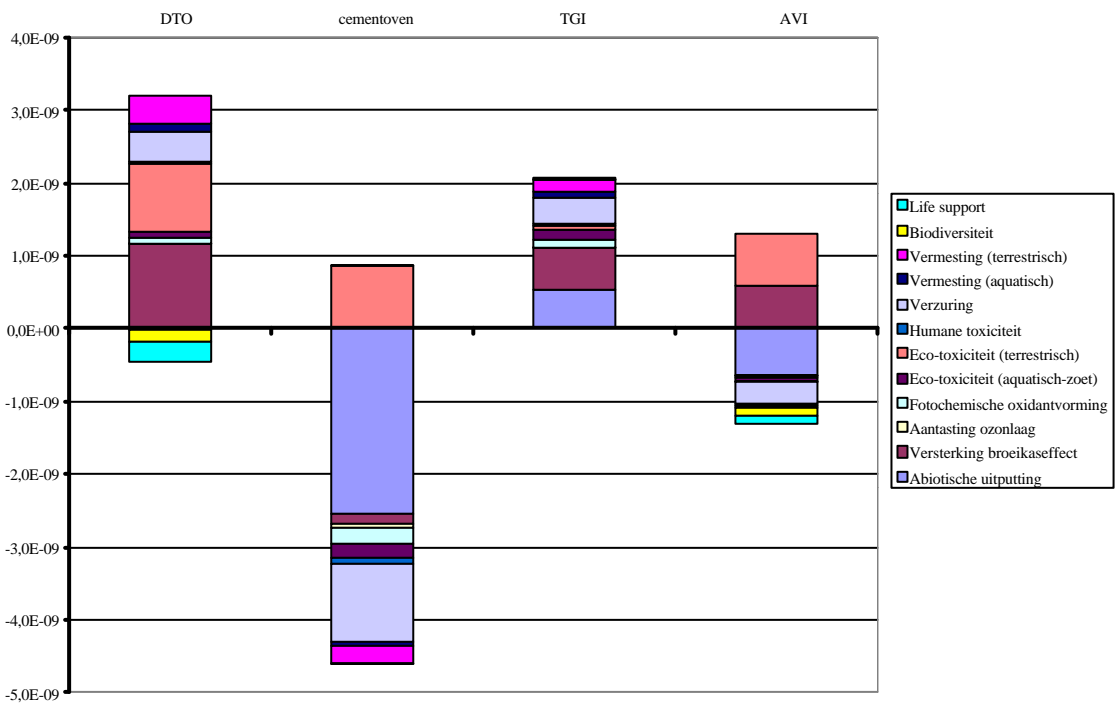
*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Figuur 6.17.1a en 6.17.1b tonen de scores uit tabel 6.17.2 in grafische vorm voor respectievelijk de oliefractie en de slibfractie. De genormaliseerde effectscores zijn hierbij gesommeerd. Deze figuur geeft een helder beeld van de bijdrage dat elk LCA-thema aan het milieuprofiel levert. Het milieuprofiel is vergelijkbaar met de effectscore volgens weegmethode 2 ('alle LCA-thema's wegen even zwaar') uit paragraaf 6.17.5.

Figuur 6.17.1a: Gesommeerde milieueffectscores (genormaliseerd) voor verwerking van de oliefractie van o/w/s-mengsels



Figuur 6.17.1b: Gesommeerde milieueffectscores (genormaliseerd) voor verwerking van de slibfractie van o/w/s-mengsels



Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Naast de genormaliseerde effectscores, zijn er ingreepgerichte scores berekend die niet rechtstreeks aan milieuthema's zijn gekoppeld. De gegevens geven slechts de score weer voor een aantal veelgebruikte milieu-indicatoren. De scores zijn niet genormaliseerd en worden weergegeven in tabel 6.17.3.

Tabel 6.17.3: Ingreepgerichte scores voor verwerking van de oliefractie en de slibfractie van o/w/s-mengsels

	oliefractie				Slibfractie			
	DTO	cement-oven	E-centrale	natrium-behand.	DTO	cement-oven	grond-reiniging	AVI
Landgebruik (m <sup>2</sup> j)	-2	0	-1,44	0	-6	0	0	-2
Finaal afval (kg)	0	-24	-5,65	-2	105	-90	-5	1
Energieverbruik (MJ)	-173	-1.480	-936	-751	-100	-5.410	904	-1.770
Waterverbruik (liter)	-655	-175	-1560	-133	-1590	-638	-203	-3.230

### 6.17.5 Bespreking resultaten

Bij elk van de verwerkingsalternatieven is onderzocht welke ingrepen de grootste impact hebben op de effectscores (zwaartepuntanalyse), waarbij weegmethode 2 als uitgangspunt is genomen.

Daarnaast zijn ingrepen gevarieerd waarvan uit de inventarisatie bleek dat er onvoldoende zekerheid over de gehanteerde waarde was (gevoeligheidsanalyse).

Door het hanteren van variaties kon tevens een significantieanalyse worden uitgevoerd. Hierbij worden de grootste variaties in effectscores tussen de verwerkingsalternatieven met elkaar vergeleken. Zie achtergronddocument A2 voor een nadere toelichting op de significantieanalyse. Op deze manier is een tabel samen te stellen waarbij enerzijds de gewogen effectscores worden gepresenteerd en anderzijds de significantie in verschillen wordt uitgedrukt (zie tabel 6.17.4). De gebruikte weegmethoden zijn overeenkomstig de Richtlijnen voor het MER-LAP (R-37) alsmede twee varianten op deze weegmethoden. Achtergronddocument A2 geeft een uitgebreide toelichting op de gehanteerde weegmethoden.

De significant lagere, dus milieuhygiënisch gezien gunstiger, scores zijn lichtgekleurd en cursief. De significant hogere scores zijn donkergekleurd en vet. De ongekleurde scores vormen derhalve een middengroep.

Tabel 6.17.4: Gewogen effectscores (\*10<sup>-13</sup>) voor verwerking van o/w/s-mengsels

	Oliefractie				Slibfractie			
	DTO	cement-oven	E-centrale	natrium-beh.	DTO	cement-oven	grond-rein.	AVI
Alle milieuthema's even zwaar	<b>1.030</b>	<i>-13.116</i>	<i>-7.545</i>	<i>-4.701</i>	<b>12.178</b>	<i>-38.261</i>	<b>14.024</b>	<i>-7.050</i>
alle LCA-thema's even zwaar	<b>3.011</b>	<i>-17.084</i>	<i>-10.877</i>	<i>-7.230</i>	<b>27.514</b>	<i>-37.230</i>	20.659	<i>-238</i>
DtT voor milieuthema's	<b>6.124</b>	<i>-95.545</i>	<i>-27.501</i>	<i>-13.263</i>	<b>377.248</b>	<i>-332.312</i>	5.375	67
DtT voor LCA-thema's	<b>11.493</b>	<i>-104.248</i>	<i>-33.415</i>	<i>-18.771</i>	<b>411.682</b>	<i>-332.900</i>	18.352	12.905
Alleen broeikaseffect	<b>2.557</b>	<i>-529</i>	<i>-139</i>	<i>-320</i>	<b>11.629</b>	<i>-1.507</i>	5.656	5.837
verspreiding (gewogen)	<b>231</b>	<i>-804</i>	<i>-727</i>	<i>-562</i>	<b>2.111</b>	<i>128</i>	750	1.021
verspreiding (ongewogen)	<b>1.228</b>	<i>-3.764</i>	<i>-2.898</i>	<i>-2.729</i>	11.291	<i>3.617</i>	3.244	6.324

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

### *Oliefractie*

Van de vier vergeleken verwerkingsopties hebben de E-centrale, de cementoven en de destillatie met natriumbehandeling allemaal een negatieve score (in alle wegingen). Dit betekent netto een positieve bijdrage voor het milieu, ofwel de vermeden ingrepen door productie van energie of het vermijden van primaire grondstoffen heeft een groter effect dan de milieu-ingrepen die de verwerking zelf met zich mee brengt,

Bij alle weegmethoden heeft de cementoven het meest gunstige milieuprofiel. Dit hangt primair samen met de toe te rekenen vermeden emissies ten gevolge van het uitsparen van het verstoken van primaire brandstoffen. Ook de E-centrale heeft overwegend een gunstig milieuprofiel. Dat komt ook hier hoofdzakelijk door vermeden milieu-ingrepen omdat primaire energiedragers vermeden worden. Dit leidt tot negatieve effectscores voor uitputting abiotische grondstoffen (energiedragers), broeikas effect ( $\text{CO}_2$ ), vermisting ( $\text{SO}_2$ ) en verzuring ( $\text{NO}_x$  en  $\text{SO}_2$ ). Bij de cementoven is de keuze van de vermeden energiedrager van belang. Indien geen steenkool maar stookolie wordt vermeden zal de milieubelasting toenemen (minder vermeden emissies). Mede hierdoor zijn de verschillen tussen cementoven en E-centrale, met uitzondering van weegvorm 4 (broeikas effect), niet significant.

Ook bij verwerking via destillatie en natriumbehandeling is er sprake van vermeden milieubelasting. Deze hangt hier primair samen met de vermeden productie van primaire olieproductie. De ingrepen die hiermee samenhangen zijn vermeden abiotische uitputting (ruwe olie) en vermeden emissie van  $\text{SO}_2$ . De resultaten van dit alternatief zijn praktisch ongevoelig voor aannamen omtrent de toegerekende milieu-ingrepen. In de een aantal gevallen verschilt destillatie met natriumbehandeling niet significant van verwerking in een cementoven wanneer er rekening mee wordt gehouden dat in plaats van zwavelhoudende kolen ook stookolie kan worden vermeden bij de cementoven.

Verwerking van de oliefractie in een DTO veroorzaakt bij alle weegmethoden de hoogste milieubelasting. Dit wordt veroorzaakt doordat de vermeden milieu-ingrepen (elektriciteit) hier niet zo groot zijn als bij de andere alternatieven. Met name de versterking van het broeikas effect, veroorzaakt door uitstoot van  $\text{CO}_2$ , leidt tot een verhoging van de totale milieulast. Bij dit verwerkingsalternatief is het vermeden landgebruik wel het grootst. Dit hangt samen met de productie van gedemineraliseerd water bij de DTO-installatie die productie elders vervangt. Dit alternatief is nauwelijks gevoelig voor aannamen in de milieu-ingrepen.

### *Slibfractie*

Voor de slibfractie geldt dat bij alle weegmethoden verwerking in een cementoven het gunstigste milieuprofiel heeft. Dat komt hoofdzakelijk door vermeden milieu-ingrepen omdat primaire energiedragers (hoogzwavelig steenkool) in de cementoven vermeden wordt. Dit leidt tot negatieve effectscores voor uitputting abiotische grondstoffen (energiedragers), broeikas effect ( $\text{CO}_2$ ), vermisting ( $\text{SO}_2$ ) en verzuring ( $\text{NO}_x$  en  $\text{SO}_2$ ). De keuze van de vermeden energiedrager is dus van belang. Indien geen steenkool maar stookolie wordt vermeden zal de milieubelasting toenemen (minder vermeden emissies) maar blijft dit alternatief het overwegend gunstigste milieuprofiel hebben.

Verwerking in een AVI heeft eveneens een relatief lage (of vermeden) milieubelasting. Dit komt vooral door vermeden ingrepen als gevolg van energierugwinning waardoor elektriciteitsproductie uit primaire energiedragers voorkomen wordt.

Verwerking in een grondreinigingsinstallatie heeft bij alle weegmethoden een gemiddelde milieubelasting die zich veelal tussen de AVI en de DTO bevindt. Relevant hierbij is wel dat er bij de uitwerking van uitgegaan is dat emissie naar de bodem niet hoeven te worden toegerekend. Dit omdat grond na reiniging normaal gesproken als toepasbare grond afgezet kan worden en derhalve de kwaliteit van de bodem niet of nauwelijks wordt aangetast. In een

gevoeligheidsanalyse is, op basis van een verwachte samenstelling van de grond zoals die ontstaat uit het slib waarmee in MER-LAP is gerekend, bezien in hoeverre deze aanname de vergelijking zou beïnvloeden. Bij het toerekenen van emissies voor zover deze de streefwaarde voor schone grond overschrijden (zie voor een uitwerking achtergronddocument A19) blijkt het beeld aanmerkelijk te veranderen en krijgt thermische grondreiniging in bijna alle weegvorm veruit de hoogste milieubelasting. Dit hangt vrijwel volledig samen met de veronderstelde uitloging van zware metalen (o.m. kwik, vanadium, arseen, zink, koper) uit de reststoffen. Vanzelfsprekend zijn de resultaten daardoor gevoelig voor de gekozen tijdhorizon van ecotoxiciteit maar bij een tijdhorizon van 100 jaar (lagere karakteriseringsfactor) heeft dit alternatief nog steeds de hoogste milieubelasting.

### 6.17.6 Conclusies uit de LCA-vergelijking

#### *Oliefractie*

- Verwerking in een cementoven, een E-centrale of via destillatie en natriumbehandeling hebben bij alle weegmethoden netto een vermeden milieubelasting. Het milieuprofiel van de cementoven en E-centrale zijn enigszins gunstiger.
- Verwerking in een DTO heeft de hoogste milieubelasting bij de weegmethoden rond broeikasemissies en verspreidingsthema's.
- De resultaten van alle alternatieven zijn nauwelijks gevoelig voor gemaakte aannamen omtrent de milieu-ingrepen.

#### *Slibfractie*

- Verwerking in een cementoven heeft bij alle weegmethoden het gunstigste milieuprofiel.
- Verwerking in een AVI en thermische grondreiniging vormen een groep waarbinnen de onderlinge volgorde afhankelijk is van de gekozen weegmethode. Verwerking in een DTO heeft overwegend de grootste milieubelasting hoewel dat niet voor alle weegvormen significant is.
- De verwerking in een grondreinigingsinstallatie heeft bij alle weegmethoden (met uitzondering van broeikasemissies) de hoogste milieubelasting. De resultaten van alle alternatieven zijn nauwelijks gevoelig voor gemaakte aannamen omtrent de milieu-ingrepen.

### 6.17.7 Verwerkingskosten

Er zijn verwerkingskosten geschat voor de verwerkingsalternatieven. Tabel 6.17.5 geeft deze weer.

Tabel 6.17.5: Geschatte verwerkingskosten (excl. BTW) per ton olie- respectievelijk slibfractie in euro's

Alternatief	Geschatte kosten in Euro's
Verbranden oliefractie in een DTO	140
Meestoken oliefractie in een cementoven	120
Meestoken oliefractie in elektriciteitscentrale	140
Destillatie oliefractie met natriumbehandeling	140
Verbranden slibfractie in een DTO	140
Meestoken slibfractie in een cementoven	120
Behandeling slibfractie in grondreinigingsinstallatie	140
Verbranden slibfractie in een AVI	100

## 6.18 Puin en zeefzand

Anders dan de overige afvalstromen die in de MER zijn meegenomen is de milieuanalyse niet gericht op de be- en verwerking van puin en zeefzand, maar op de toepassingsmogelijkheden voor de producten die na bewerking ontstaan. Daarbij gaat het met betrekking tot puin om granulaten en zanden afkomstig van breek- en sorteerinstallaties. In de Richtlijnen is aangegeven dat drie toepassingen van granulaten (ophoogmateriaal, funderingsmateriaal onder wegen, grindvervanger) en twee toepassingen van zeefzanden (ophoogmateriaal, beton- en metselzand) in het MER moeten worden gezien.

Gelet op het afwijkende doel van de milieuanalyse is hier volstaan met een kwalitatieve milieuvergelijking van de toepassingsmogelijkheden. Er is geen kwantitatieve milieuvergelijking uitgevoerd omdat de bij deze milieuanalyse als belangrijk gevonden aspecten (aantasting van het landschap en uitloging uit de bouwstoffen) onvoldoende gevalideerd, geaccepteerd of bekend zijn. Zie ook achtergronddocument A2. Daarbij is in aanmerking genomen dat voor het thema landgebruik, een van de belangrijke milieuthema's die spelen bij vervanging van primaire bouwgrondstoffen, in de LCA-methodiek nog geen breed geaccepteerde, praktisch bruikbare werkwijze beschikbaar is.

### 6.18.1 Beschrijving granulaten en zeefzanden

Granulaten en zanden ontstaan als product van bewerking door het breken van betonpuin en metselwerkpuin. Te onderscheiden zijn betongranulaat, metselwerkgranulaat, menggranulaat, brekerzeefzand, recyclingbrekerzand en sorteerzeefzand. Granulaten die kunnen worden ingezet als ophoog- en funderingsmateriaal hebben een korrelgrootte tussen 0 en 40 mm. Granulaten die worden toegepast als grindvervanger, dienen conform de huidige Nederlandse normgeving, een korrelgrootte te hebben tussen 4 en 32 mm (n.b. in de concept Europese normgeving voor toeslagmaterialen voor beton en mortel (CEN TC154) is sprake van zogenaamd "all-in aggregate", waarbij alleen nog sprake is van korrelklassen, en onder granulaten dus de 0-32 mm fractie wordt verstaan). De als gevolg van breken, sorteren en zeven van beton- en metselwerkpuin ontstane deeltjes die kleiner zijn dan 4 mm worden aangeduid als zanden.

#### Betongranulaat

Betongranulaat is materiaal dat wordt verkregen na sloop en breken van betonconstructies met een dichtheid van tenminste 2100 kg/m<sup>3</sup>. In 1997 werd 6 Mton betongranulaat geproduceerd, waarvan 4,4 Mton is verwerkt in menggranulaat (ERS, 1999). Betongranulaat wordt in combinatie met metselwerkgranulaat als menggranulaat veelal toegepast als funderingsmateriaal. Puur betongranulaat wordt toegepast als grindvervanger (tot 20%, maar er is ervaring opgedaan met vervanging tot 100% in de lagere betonsterkteklassen). Daarbij kan betongranulaat alleen worden toegepast in de korrelgroep 4-32 mm. De fractie 0 tot 4 mm wordt aangemerkt als recyclingbrekerzand.

#### Metselwerkgranulaat

Metselwerkgranulaat is materiaal dat wordt verkregen na sloop en breken van metselwerk met een dichtheid van tenminste 1600 kg/m<sup>3</sup>. Van de 3,5 Mton metselwerkgranulaat is circa 3,2 Mton verwerkt in menggranulaat (ERS, 1999). Het restant wordt toegepast als funderingslaag onder licht belaste wegen. Metselwerkgranulaat kan volgens de huidige Nederlandse normgeving (NEN5905) niet worden toegepast als grindvervanger vanwege de geringe korrelsterkte van het materiaal als gevolg van het poreuze karakter. Dit poreuze karakter (lage dichtheid) resulteert tevens in een zeer hoge, en lastig te beheersen waterbehoefte bij het aanmaken van betonspecie.

### **Menggranulaat**

Menggranulaat is een aggregaat dat voornamelijk is bereid uit beton- en metselwerkgranulaat, waarbij de hoofdbestanddelen tenminste moeten bestaan uit gebroken grind- en steenslagbeton waarvan de korrels een (droge) dichtheid hebben van tenminste 2100 kg/m<sup>3</sup> (CROW, 2000). In de praktijk wordt minstens 65% betonpuin ingezet om aan de civieltechnische en milieuhygiënische eisen te voldoen.

In 1997 is circa 6,7 Mton menggranulaat geproduceerd (ERS, 1999). Dit wordt voornamelijk afgezet als funderingsmateriaal. Tevens is ervaring opgedaan met het toepassen van menggranulaat als toeslagmateriaal in beton en betonwaren (tot 20%, maar er is ervaring opgedaan met vervanging tot 100% in lagere betonsterkteklassen).

Verder wordt menggranulaat afgezet als hydraulisch menggranulaat. Dit is een mengsel van menggranulaat en hydraulisch slakmateriaal dat wordt toegepast in wegfunderingen. Door toevoeging van hydraulische slak verbetert het civieltechnische karakter van het materiaal. In 1997 is circa 1,3 Mton hydraulisch menggranulaat geproduceerd en afgezet als funderingsmateriaal (ERS, 1999).

### **Brekerzeefzand**

Brekerzeefzand is het fijne materiaal dat wordt afgezeefd voordat het puin in een breekinrichting wordt gebroken. Het afzeven vindt voornamelijk plaats om de breekinstallatie minder te belasten. Brekerzeefzand kan worden toegepast als categorie 1 of 2 bouwstof. Het brekerzeefzand wordt verwerkt met granulaat. Een klein gedeelte wordt los afgezet. In 1997 is circa 74 kton brekerzeefzand afgezet voor toepassing in ophoging en funderingen (ERS, 1999), en naar schatting 507 kton is samen met het granulaat verwerkt (RWS, 1999a).

### **Recyclingbrekerzand**

Recyclingbrekerzand ontstaat als de 0-4 mm fractie wordt afgezeefd van het beton- en metselwerkgranulaat (wat alleen plaatsvindt indien er granulaat voor betontoepassingen wordt geproduceerd). Recyclingbrekerzand kan worden toegepast als categorie 1 of 2 bouwstof. Recyclingbrekerzand wordt verwerkt met granulaat of los afgezet voor toepassingen in ophogingen en funderingen (circa 37 kton in 1997); circa 500 kton is als onderdeel van het granulaat verwerkt (RWS, 1999a). Recyclingbrekerzand kan ook worden toegepast als toeslagmateriaal in betonmortel. Aan deze toepassing zijn civieltechnische eisen verbonden, onder andere ten aanzien van het gehalte aan deeltjes kleiner dan 63 µm. Uit onderzoek van het Civieltechnisch Centrum Uitvoering Research en Regelgeving (CUR) is gebleken dat recyclingbrekerzand primair zand tot 50% (v/v) kan vervangen in beton tot sterkteklasse B35 (o.a. CUR, 1998). De inzet van recyclingbrekerzand is vooralsnog beperkt, vooral vanwege logistieke complicaties (geen continuïteit aanvoer, extra silocapaciteit bij betonmortelcentrales).

### **Sorteerzeefzand**

Sorteerzeefzand is de fijne fractie uit bouw- en sloopafval die wordt afgezeefd in een sorteerinrichting. De hoeveelheid en samenstelling van sorteerzeefzand is afhankelijk van de hoeveelheid en samenstelling van het bouw- en sloopafval dat wordt verwerkt. Er bestaat geen eenduidig beeld van de hoeveelheid sorteerzeefzand. De hoeveelheid is geschat op 145 tot 270 kton in 1997 (ERS, 1999; IPO/VROM, 1999). De voornaamste bronnen voor het bouw- en sloopafval dat in sorteerinrichtingen wordt verwerkt zijn lagere overheden, bouw- en renovatiewerken. Sorteerzeefzand is slechts beperkt (circa 10%) toepasbaar als categorie 1 of 2 bouwstof zonder voorafgaande wassing. Gewassen sorteerzeefzand is toepasbaar als categorie 1 bouwstof en wordt toegepast in ophogingen.



### 6.18.2 Huidige toepassingsmogelijkheden en relevante ontwikkelingen

De toepassingsmogelijkheden voor granulaten en zeefzanden zijn vooral de (grond/weg/water) GWW-sector en (bouw/utiliteits) B&U-sector. Daar worden granulaten en zeefzanden ingezet als vervangers van primaire bouwgrondstoffen. Circa 10% van de totale bouwstoffenbehoefte wordt momenteel gedekt door producten uit bouw- en sloopafval.

In het 2<sup>e</sup> Structuurschema Oppervlaktedelfstoffen (SODII, 2001) wordt geconstateerd dat meestal niet voldoende secundaire grondstoffen beschikbaar zijn. Met name zijn vaak onvoldoende waarborgen dat er gedurende de duur van een project in voldoende mate sprake is van continuïteit in het aanbod. Het bouwgrondstoffenbeleid, zoals vastgelegd in het SODII, is er op gericht de inzet van secundaire grondstoffen waar mogelijk te bevorderen middels het doen van (pre-normatief) onderzoek, het verspreiden van kennis en kwaliteitsbewustzijn, het bevorderen van de ontwikkeling van norm- en regelgeving (NEN, CEN, ISO), en het stimuleren van demonstratieprojecten. Er wordt momenteel in een aantal studies (o.a. TU-Delft; EZ/VROM/DWW project "kringbouw") ingegaan op de mogelijkheden van het sluiten van bouwgrondstofkringlopen (zowel voor metselwerk als beton).

Verder is het voornemen onderzoek uit te voeren naar de mogelijkheden om verschillende percentages (ongewassen) recyclingbrekerzand in combinatie verschillende percentages grove BSA granulaten (beton- en menggranulaat) toe te passen in beton met lagere druksterktes (B35) en milieuklasse 2.

In het Bouwstoffenbesluit zijn milieuhygiënische eisen gesteld aan de kwaliteit van de bouwstoffen in relatie tot de toepassing. Met name gaat het om het onderscheid tussen toepassingen die al dan niet geheel of gedeeltelijk in contact staan met grond- en oppervlaktewater. Categorie-1 bouwstoffen kunnen zonder isolatiemaatregelen worden toegepast, en categorie-2 bouwstoffen mogen alleen worden toegepast met isolatiemaatregelen (IBC-criteria).

Sinds 1997 is het vergunningstelsel zodanig ingericht dat puin en zeefzand niet mag worden gestort voor zover het herbruikbaar is, op grond van het Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen. De inzet van storthellingen leidt ertoe dat lichte fracties worden afgescheiden en verontreinigde fracties, zoals sorteerzeefzand, achterblijven in de verwerkingsketen van puin en zeefzand. De kwaliteit van de producten, zowel in civieltechnische als milieuhygiënische zin, bepaald in hoge mate toepassingsmogelijkheden. In dit MER staat de milieuhygiënische kwaliteit centraal, waarbij de civieltechnische eisen als een randvoorwaarde worden gezien. Een vergelijking van de milieueffecten van toepassingsmogelijkheden geeft inzicht in de mate waarin de productie en afzet van bepaalde producten moet worden bevorderd.

Een probleem bij de bepaling van de milieueffecten en inzet van toepassingsmogelijkheden betreft een eenduidige inschatting van de hoeveelheid bouw- en sloopafval, het aandeel beton- en metselwerkpuin hierin, de verhouding tussen beton- en metselwerkpuin, de hoeveelheden zeefzanden die vrijkomen en de toepassing daarvan. In dit hoofdstuk is uitgegaan van een uitgangshoeveelheid in 1997 van circa 16,1 Mton (RIVM, 1999), waarvan circa 60% beton- en metselwerkpuin. Er is uitgegaan van een globale verhouding tussen beton- en metselwerkpuin van 2:1.

Op grond van de afvalaanbodprognoses voor het LAP is naar verwachting in 2000 sprake van een hoeveelheid bouw- en sloopafval van circa 19 Mton, die groeit tot ruim 20 Mton in 2006. Bij gebrek aan informatie over samenstelling zijn de verhoudingen aangehouden als voor 1997.

### 6.18.3 Toepassingsalternatieven

In tabel 6.18.1 is op basis van gegevens over het aanbod in 1997 een verdeling gegeven over de toepassingsmogelijkheden van de puin en zeefzand<sup>5</sup>. Tevens is weergegeven welk deel van een primaire bouwgrondstof vervangen wordt door 1 ton granulaat of secundair zand.

Tabel 6.18.1: toepassingsmogelijkheden van granulaten en zanden.

	beton granulaat	metselwerk granulaat	meng granulaat	sorteer-zeefzand	breker-zeefzand	recycling brekerzand
Hoeveelheden (kton/jaar)(1)	1500	300	6700	145-270	74-507	37-500
Categorie 1 (2)	100%	33%	93-100%	5%	69%	-
Categorie 2 (2)	-	22%	4%	2%	10%	78%
Niet toepasbaar (2)	-	44%	3%	93%	21%	22%
Nuttig toepassen op een stortplaats (3)				zandbentoniet 0,9 ton	zandbentoniet 0,9 ton	zandbentoniet 0,9 ton
Storten i.c.m. koude immobilisatie (4)				Zand <1 ton	Zand <1 ton	Zand <1 ton
Ophoogmateriaal	Zand 1 ton	Zand 1 ton	Zand 1 ton	Zand 1 ton	Zand 1 ton	Zand 1 ton
Licht funderingsmateriaal	Zand 0,95 t Asfalt 0,17 t	(Zand 0,95 t Asfalt 0,14 t)	Zand 0,95 t Asfalt 0,17 t	Zand 1 ton	Zand 1 ton	Zand 1 ton
Hydraulisch gebonden funderingsmateriaal			Zand 0,95 t Asfalt 0,17 t	Zand 1 ton	Zand 1 ton	Zand 1 ton
Betonzand & metselzand (5)				Zand <1 ton	Zand <1 ton	Zand <1 ton
Grindvervanger beton	Grind 0,2 ton	Grind 0,1 ton	Grind 0,2 ton			

(1) (ERS, 1999; RWS 1999a; IPO/VROM, 1999)

(2) Toepasbaarheid als bouwstof in percentages per categorie gebaseerd op meetresultaten (Aalbers, 1998)

(3) Zandbentoniet is een mengsel van 95% zand en 5% bentoniet (klei)

(4) In geval van koude immobilisatie moet er nog cement bij, dus < 1 ton

(5) Als gevolg van noodzakelijk wassen dus < 1 ton.

Alle genoemde toepassingsmogelijkheden worden in de praktijk toegepast. Echter, de vraag naar vervanging van primaire bouwgrondstoffen verschilt per toepassingsmogelijkheid. In het SODII is aangegeven dat primair grind en beton- en metselzand betrekkelijk schaars zijn en dat als gevolg daarvan mogelijk toenemende maatschappelijke weerstanden tegen ontgroningen kunnen ontstaan. Ophoogmateriaal is en blijft voorsnog in ruime mate beschikbaar.

Aan toepassingen, zoals vervanging van grind en beton- en metselzand worden hogere civieltechnische eisen gesteld dan aan toepassingen, zoals ophogingen en funderingen. Dit betekent dat voorsnog slechts een beperkt deel van de granulaten en zanden voor vervanging van grind en beton- en metselzand zal kunnen worden ingezet. In NEN 5905 is geregeld dat grind voor ten hoogste 20% door betongranulaat en voor ten hoogste 10% door metselwerkgranulaat mag worden vervangen. Hierbij moet worden aangetekend dat de inzet van betonpuin kritisch is als het gaat om het produceren van een menggranulaat dat voldoet aan de civieltechnische en milieuhygiënische eisen. Wanneer onvoldoende betonpuin beschikbaar is, bijvoorbeeld als gevolg van de toepassing ervan, komt nuttige toepassing van metselwerkgranulaat onder druk. Immers, de toepassingsmogelijkheden voor metselwerkgranulaat zijn beperkt, vanwege de lage korrelsterkte en het hogere sulfaatgehalte (vanwege de aanwezigheid van restanten gips, cellenbeton en baksteen). Zonder deze beperking van het sulfaatgehalte kan metselwerkgranulaat uitsluitend worden ingezet als categorie 2 bouwstof, bijvoorbeeld in ophogingen. Vanwege civieltechnische eisen kunnen zeefzanden niet

<sup>5</sup> Er bestaat geen eenduidig beeld van de hoeveelheden en toepassingen van granulaten en zanden. Op basis van diverse bronnen is tabel 6.18.1 samengesteld. Het geeft een globaal beeld van de omvang en aard van de stromen.

zonder meer toegepast worden als toeslagmateriaal in beton. Belangrijkste beperking is gelegen in de korrelopbouw, waaronder het gehalte aan deeltjes kleiner dan 63 µm.

Gelet op de samenhang van de toepassingen worden in de milieukundige vergelijking de volgende scenario's nader bezien:

- doorgaan op de huidige wijze (nulalternatief);
- maximale inzet op vervanging van (schaars) primair grind en beton- en metselzand door toepassingen van betongranulaat en zanden (scenario 1);
- maximale inzet op zo hoogwaardig mogelijke toepassingen van metselwerkpuin en sorteerzeefzand (scenario 2).

#### 6.18.4 Milieuanalyse

De milieueffecten van toepassing van granulaten en zanden als vervangers van primaire bouwgrondstoffen hebben vooral te maken met:

- Energieverbruik; hierbij gaat het met name om het energieverbruik bij het reinigen van granulaten en zanden ten behoeve van hoogwaardiger toepassingen, en energieverbruik als gevolg van transport.
- Ruimtegebruik; hierbij gaat het om de oppervlakte grond die door winning van primaire bouwgrondstoffen wordt betroffen.
- Uitputting; om een beeld te geven van het belang van vervanging van primaire bouwgrondstoffen is dit milieuthema gehanteerd. Met name primair grind en beton- en metselzand zijn betrekkelijk schaars of kunnen dat worden.
- Finaal afval; dit betreft de omvang van de reststoffen die definitief moeten worden geborgen.
- Emissies; het betreft hier met name de risico's op mogelijke uitloging van stoffen uit bouwmaterialen, die zijn vervaardigd met secundaire grondstoffen, bijvoorbeeld als gevolg van het falen van isolerende maatregelen in kader van het Bouwstoffenbesluit.

#### Nulalternatief

Op grond van gegevens uit 1997 wordt circa 90% van de puingranulaten en zeefzanden afgezet als vervanging van primair fundering- en ophoogmateriaal. Een klein deel wordt ingezet grindvervanger (2-3%). De rest (niet herbruikbaar puin) wordt waarschijnlijk gestort of gebruikt als afdek materiaal op stortplaatsen.

#### Scenario 1: maximaliseren vervanging van primair grind en beton- en metselzand

Er is vraag naar toeslagmaterialen. In het SODII is aangegeven dat daarvan een deel voorzien kan worden door de inzet van puingranulaten. Op grond van de gegevens in SODII is een vraag naar secundaire grindvervangers (exclusief asfaltbesparing en van asfaltbesparing afgeleide grindbesparing) geschat op circa 2,5 Mton in 2006. Voor secundair beton- en metselzand is de vraag geschat op circa 1,2 Mton in 2006 (exclusief besparing asfaltzand). Deze hoeveelheden zijn als uitgangspunt genomen voor de milieuanalyse. Uitgaande van een hoeveelheid van 12 Mton puin en zeefzand in 2006 is 8 Mton betonpuin en 4 Mton metselwerkpuin beschikbaar. Een grotere of kleinere hoeveelheid is als gevoeligheid meegenomen.

Het volledig voldoen aan de vraag naar grindvervanging door de inzet van granulaat heeft een aantal gevolgen ten opzichte van de bestaande situatie:

- Gelet op de eisen die worden gesteld aan grindvervangers is in dit scenario er van uitgegaan dat hiervoor alleen betongranulaat in aanmerking komt. Aan de inzet van menggranulaat zijn randvoorwaarden verbonden. Met name betreft het beperkingen aan de sterkte c.q. Milieuklasse van het beton. Metselwerkgranulaat komt niet in aanmerking vanwege het sulfaatgehalte en de geringe korrelsterkte.
- Wil betongranulaat aan de kwaliteitseisen voldoen dan moet het recyclingbrekerzeefzand worden afgescheiden. Gelet op de verhouding tussen fijne en grove delen (circa 40:60) komt

- bij elke ton betongranulaat circa 600 kg brekerzeefzand vrij. Bij een hoeveelheid van 2,5 Mton gaat het om circa 1,5 Mton recyclingbrekerzeefzand.
- De productie van betongranulaat ten behoeve van grindvervanging betekent in deze situatie dat de invoer minimaal circa 4 Mton beton moet zijn. Uitgaande van een aanbod van 8 Mton betonpuin leidt dit ertoe dat slechts circa de helft van het beschikbare betonpuin inzetbaar is voor opwaardering van metselwerkpuin tot een nuttig toepasbaar materiaal. Dit betekent dat er voor circa de helft van het metselwerkpuin (circa 2 Mton) andere nuttige toepassingmogelijkheden moeten worden gevonden (bijvoorbeeld als ophoogmateriaal of afdek materiaal op stortplaatsen).
  - Het inzetten van een grote hoeveelheid betonpuin betekent dat het noodzakelijk zal zijn om een deel van het betongranulaat te wassen, om te kunnen voldoen aan de eisen voor betontoepassingen. Hierbij ontstaat tussen de 15 en 35% wasslib (SODII, 2001). Afhankelijk van de hoeveelheid te wassen granulaat betekent dit enerzijds dat meer betonpuin moet worden ingezet, en anderzijds dat het wasslib moet worden afgezet of bij het ontbreken van afzet, moet worden gestort.
  - De hoeveelheid brekerzeefzand die vrijkomt is globaal een factor 3 groter dan in 1997. Op dit moment wordt het merendeel van het vrijkomende brekerzeefzand niet afgescheiden maar ingezet bij het granulaat. Dit is dan niet meer mogelijk en moet het brekerzeefzand worden afgezet als ophoogmateriaal.
  - Het inzetten van granulaat ter vervanging van grind betekent dat milieueffecten als gevolg van de winning en toepassing van primair grind worden vermeden. In het kader van het 2<sup>e</sup> Structuurplan Delfstoffenwinning is hier onderzoek naar gedaan. Hieruit komt naar voren dat:
    - Het inzetten van betongranulaat als grindvervanger betekent dat dit granulaat niet in de GWW-sector als ophoog of funderingsmateriaal terechtkomt. Hiervoor moet in die sector ophoogzand worden aangevoerd. Het bespaarde ruimtegebruik is hierdoor beperkt (SODII, 2001).
    - Gebruik van granulaat als grindvervanger lijkt uit energieoogpunt gunstig, met name vanwege bespaard transport door de kortere afstanden van bron tot toepassing (SODII, 2001).
  - Door het inzetten van betongranulaat als vervanger van grind als toeslagmateriaal in beton en betonproducten worden de verontreinigingen gebonden. De risico's op uitloging zijn hierdoor beperkt. Echter stort van wasslibben en metselwerkpuin dat niet nuttig toepasbaar is, houdt een risico in op uitloging met zich mee ondanks stort op een IBC-stortplaats, maar is wel geringer in vergelijking met een toepassing in funderingen en ophogingen.
  - Wanneer er meer bouw- en sloopafval vrijkomt, en meer betonpuin, kan dit worden ingezet voor de opwaardering van metselwerkpuin, en neemt de hoeveelheid als ophoogmateriaal in te zetten metselwerkpuin af. Ook wanneer sprake is van inzet van menggranulaat als grindvervanger neemt de hoeveelheid als ophoogmateriaal in te zetten metselwerkpuin af.

Het maximaliseren van de inzet van zanden als vervanger van (grof) beton- en metselzand heeft een aantal gevolgen ten opzichte van de bestaande situatie.

- Als vervanger van beton- en metselzand komen vooral zanden in aanmerking die weinig fijne deeltjes bevatten en veel grove (0-4 mm). De zeer fijne deeltjes (kleiner dan 63 µm) moeten daartoe worden uitgewassen. Dit betekent in de regel dat de bulk van het brekerzeefzand, recyclingbrekerzand en sorteerzeefzand slechts in aanmerking komt voor vervanging van primair beton- en metselzand na wassing. Daarbij is ervan uitgegaan dat deze wassing zodanig is dat de toepassing van deze gewassen zeefzanden voldoet aan het bouwstoffenbesluit.
- De inzet van zeefzanden als vervanger van beton- en metselzand gaat ten koste van de inzet als ophoog en funderingsmateriaal. Dit betekent dat hiervoor ophoogzand moet worden aangevoerd. Deze noodzaak wordt minder naarmate meer bouw- en sloopafval c.q. zeefzand vrijkomt.

- Wassen leidt tot vorming van te storten wasslib en extra energie- en watergebruik. De hoeveelheid wasslib is afhankelijk van de samenstelling van de zeefzanden. Aangenomen is dat na wassing van 1 ton recyclingbrekerzand en brekerzeefzand, gemiddeld circa 850 kg resteert die inzetbaar is als vervanger van beton- en metselzand, en 150 kg ontstaat wasslib dat wordt gestort (SODII, 2001). Bij een vraag van 1,2 Mton moet circa 1,4 Mton aan zeefzanden worden ingezet. Hiervan resteert minimaal 0,2 Mton te storten wasslib.
- Vervanging van beton- en metselzand door zeefzanden betekent dat milieueffecten als gevolg van winning en toepassing van primair zand worden vermeden. De voordelen zijn afhankelijk van de primaire bouwgrondstof die wordt vervangen (grof zand is schaarser dan fijn zand). In het SODII is aangegeven dat gelet op het milieuaspect ruimtegebruik bij de aangegeven verhouding van secundair zand en wasslib, wassen de voorkeur verdient boven winning en inzet van primaire bouwgrondstoffen. Wanneer meer onbruikbaar wasslib wordt geproduceerd is de voorkeur niet zonder meer te geven. Een grotere productie van wasslib is het geval bij inzet van sorteerzeefzand.
- Door het inzetten van zanden als vervanger van beton- en metselzand in beton en betonproducten worden de verontreinigingen gebonden. De risico's op uitloging zijn hierdoor beperkt. Echter het storten van wasslibben waarin verontreinigingen geconcentreerd zijn houdt een risico in op eventuele uitloging ondanks stort op een IBC-stortplaats, maar wel geringer in vergelijking met een toepassing in funderingen en ophogingen.

### **Scenario 2: maximale inzet op zo hoogwaardig mogelijke toepassingen van metselwerkpuin en sorteerzeefzand**

Uit de gegevens over 1997 (tabel 6.18.1) komt naar voren dat circa 44% van het metselwerkpuin en 93% van het sorteerzeefzand niet nuttig zijn toegepast.

Het maximaliseren van de nuttige toepassing van metselwerkpuin heeft een aantal gevolgen ten opzichte van de bestaande situatie:

- Eerder is aangegeven dat vooral vanwege de hoeveelheid sulfaat, alsmede het sulfaatgehalte en de geringe druksterkte van metselwerkpuin, de inzet van betonpuin noodzakelijk is om een menggranulaat te produceren dat nuttig toepasbaar is. Slechts een klein deel van het metselwerkpuin is toepasbaar onder licht belaste wegen.
- Gelet op de mengverhouding tussen betonpuin en metselwerkpuin die nodig is om een nuttig toepasbaar menggranulaat te produceren wordt in de praktijk, bij de huidige sulfaatnorm in het Bouwstoffenbesluit, een verhouding 65:35 gehanteerd. Dit betekent dat voor de verwerking van elke ton metselwerkpuin ongeveer 2 ton betonpuin moet worden ingezet. Bij de aangenomen hoeveelheden en verdeling betonpuin/metselwerkpuin kan nagenoeg de hele hoeveelheid metselwerkpuin worden opgewerkt tot een nuttig toepasbaar menggranulaat. Bij hogere eisen aan de sulfaatnorm voor menggranulaat is er meer betonpuin nodig. Gesteld kan worden dat bij minder metselwerkpuin of meer betonpuin mogelijkheden zijn om betonpuin als grindvervanger in te zetten.
- Wanneer er van wordt uitgegaan dat wordt voldaan aan de milieueisen in het Bouwstoffenbesluit kan worden gesteld dat de risico's van uitloging bij de inzet van menggranulaat in ophogingen en funderingen groter zijn dan in gebonden toepassingen zoals in beton.

Het maximaliseren van de nuttige toepassing van sorteerzeefzand heeft een aantal gevolgen ten opzichte van de bestaande situatie:

- Een nuttige toepassing van sorteerzeefzand als categorie 2 Bouwstof vereist vrijwel altijd voorafgaande wassing. In het SODII is aangegeven dat opwerking onaantrekkelijk wordt wanneer er een grote hoeveelheid wasslib ontstaat. De hoeveelheid wasslib is afhankelijk van de mate waarin fijne deeltjes in het zeefzand voorkomen.
- De toepassingsmogelijkheden voor zeefzand betreft met name inzet als vervanging van beton- en metselzand en van ophoog- en funderingsmateriaal. De civieltechnische eisen aan beton- en metselzand liggen hoger dan aan ophoogzand. Dit betekent dat in de regel

sorteerzeefzand eerder in aanmerking komt voor vervanging van ophoogzand ten opzichte van vervanging van beton- en metselzand. In de regel is meer secundair materiaal nodig dan primair materiaal dat wordt uitgespaard. Ophoogzand is minder schaars dan grind en beton- en metselzand. Het komt in grote hoeveelheden voor in ons land en de Noordzee en er zijn voldoende winmogelijkheden om aan de behoefte te voorzien.

Wanneer er van wordt uitgegaan dat wordt voldaan aan de milieueisen in het bouwstoffenbesluit kan worden gesteld dat de risico's van uitloging bij de inzet van sorteerzeefzand in ophogingen en funderingen groter dan in gebonden toepassingen.

### 6.18.5 Resultaten milieuanalyse

Wanneer de voorgaande overwegingen met betrekking tot de scenario's worden samengevat dan leidt dit tot de onderstaande vergelijking ten opzichte van de nulsituatie. De - staat voor slechter, de + voor beter, dan in de nulsituatie.

Tabel 6.18.2 Vergelijking van de alternatieven op milieuaspecten

Milieuthema	Scenario 1		Scenario 2		Nulalternatief
	grindvervanger	vervangen beton- en metselzand	vervangen funderingsmateriaal	vervangen ophoogzand	
Energieverbruik	-	-	0	-	0
Ruimtegebruik	+ / 0	+ / 0	+	+	0
Uitputting	+	+	0	0	0
Finaal afval	-	-	+	+	0
Risico op emissies	+	+	0	0	0

Bespreking van het resultaat:

- Uit de vergelijking komt naar voren dat inzetten op maximale vervanging van primair grind en beton- en metselzand tot meer energiegebruik leidt als gevolg van de bewerkingen die moeten plaatsvinden. Tevens komt een grotere hoeveelheid finaal afval vrij, in de vorm van wasslibben die moeten worden toegepast op stortplaatsen bij gebrek aan andere mogelijkheden. Doordat ten opzichte van de bestaande situatie minder secundair afval kan worden ingezet als vervanging van ophoogzand, moet dit alsnog worden gewonnen. Daardoor is het ruimtegebruik dat wordt voorkomen door vermijden van winning van primair materiaal beperkt. Gelet op de schaarste aan grind en beton- en metselzand draagt dit scenario bij aan het beperken van de winning van schaars materiaal. Het risico op uitloging als gevolg van falen van isolerende maatregelen is kleiner in gebonden toepassingen als beton, dan in ophogingen en funderingen.
- Scenario 2 is gericht op het nuttig toepasbaar maken van met name metselwerkpuin. Dit kan door inzet van betonpuin worden opgewerkt tot een nuttig toepasbaar menggranulaat. De voordelen ten opzichte van de huidige situatie zijn vooral gelegen in de winning van ophoogzand. Ophoogzand is echter niet schaars. Dit scenario biedt meer voordelen al naar gelang de hoeveelheid betonpuin groter is en minder betonpuin nodig is om te komen tot afzetbaar menggranulaat. Het overschot aan betonpuin kan dan worden ingezet voor vervanging van grind. Het geschikt maken van sorteerzand leidt tot extra energiegebruik. Daar tegenover staat een afname van de hoeveelheid niet nuttig toepasbaar materiaal.

### 6.18.6 Conclusies

Uit milieuoogpunt komt niet een eenduidige voorkeur voor scenario 1 of scenario 2 naar voren. Beide scenario's hebben zowel voor- als nadelen. Het is niet goed mogelijk deze tegen elkaar af te wegen. De afweging komt nagenoeg steeds neer op een keuze voor besparing van ruimtegebruik, het beperken van de uitputting van schaarse materialen en risico's op uitlozing, ten opzichte van een keuze voor minder finaal afval.

Opgemerkt moet worden dat bij een grotere hoeveelheid bouw- en sloopafval, met name de hoeveelheid betonpuin van belang is. Naarmate meer betonpuin beschikbaar is kunnen de voordelen van scenario 1 en scenario 2 worden gecombineerd. Daarbij is echter wel van belang dat de noodzakelijke inzet van betonpuin voor de opwaardering van metselwerkpuin zo beperkt mogelijk is. Daarvoor is het van belang dat de kwaliteit van metselwerkpuin, ten aanzien van verontreinigingen en sulfaatgehalte, zo hoog mogelijk is. Tevens is van belang alternatieve toepassingen te onderzoeken voor metselwerkgranulaat, waarbij de inzet van betongranulaat beperkt is.

### 6.18.7 Overige aspecten

#### **Kosten**

De kosten van inzet van granulaten en zeefzanden als vervanger van primaire bouwgrondstoffen op microniveau betreffen met name de kosten voor afvoer van het wasslib, kosten certificering, aanpassing logistiek en opslagmogelijkheden en aanvoerkosten (vervoer per as ten opzichte van vervoer over water). Inzet van granulaten en zeefzanden is op bedrijfseconomisch niveau interessant wanneer dit concurrerend is met de prijs van primaire bouwgrondstoffen.

Op mesoniveau spelen met name de kosten van de storten hoeveelheid niet afzetbaar puin en zeefzand mee als het gaat om het bepalen van de economische aantrekkelijkheid van keuze voor toepassingsmogelijkheden voor puin en zeefzand.

#### **Leemten in kennis**

De leemten in kennis betreffen met name een eenduidig zicht op de hoeveelheid en samenstelling (kwaliteit monitoring, alsmede gegevens omtrent massa, en de fysische en chemisch/mineralogisch opbouw) van bouw- en sloopafval, en meer in het bijzonder van puin en zeefzanden. Overigens moet worden opgemerkt dat het gelet op de relatie tussen de aard van de bouwwerken die worden gesloopt en gebouwd en het bouw- en sloopafval dat vrijkomt, de hoeveelheid en samenstelling in de tijd kan wijzigen. Dit heeft uiteraard invloed op het bepalen van toepassingsmogelijkheden en de milieueffecten daarvan.

## 6.19 Nat rookgasreinigingsresidu

### 6.19.1 Beschrijving nat rookgasreinigingsresidu

Bij afvalverbrandingsinstallaties (AVI's) worden diverse systemen voor het reinigen van de rookgassen toegepast, te weten:

- a. droge rookgasreiniging;
- b. semi-droge rookgasreiniging;
- c. natte rookgasreiniging met afvalwaterbehandeling;
- d. natte afvalwatervrije rookgasreiniging.

Nat-rookgasreinigingsresidu ontstaat bij natte rookgasreiniging met afvalwaterbehandeling (optie c). Bij dit zuiveringsproces ontstaat slib dat na ontwatering moet worden afgevoerd. Het ontwaterde slib wordt aangeduid als "nat-rookgasreinigingsresidu" en heeft een droge stofgehalte van circa 30-50 procent. In dit MER wordt gerekend met een d.s.-gehalte van 40%.

Het MER gaat uit van nat rookgasreinigingsresidu met een gemiddelde samenstelling (zie achtergronddocument A20). In het kader van de gevoeligheidsanalyse is ook gerekend met de spreiding in de samenstelling.

### 6.19.2 Huidige verwerking

Het natte rookgasreinigingsresidu van een aantal AVI's wordt gestort, al dan niet samen met andere reststoffen van afvalverbrandingsinstallaties of na immobilisatie. De gebruikelijke vormen worden in dit MER alle in beschouwing genomen (zie paragraaf 6.19.3). Verder vindt export van nat rookgasreinigingsresidu plaats naar Duitsland waar het wordt gebruikt ter opvulling van zoutmijnen (versatzbau).

### 6.19.3 Verwerkingsalternatieven

Het natte rookgasreinigingsresidu wordt onder meer direct op de plaats van ontstaan geborgen in big-bags, gestort op aparte compartimenten van reguliere C3-stortplaatsen en afgedekt met plastic hoezen ter voorkoming van het indringen van water. Het kan hier zowel gaan om het bergen van puur rookgasreinigingsresidu als om het gezamenlijk bergen van rookgasreinigingsresidu met andere AVI-reststoffen.

Daarnaast is een koude vorm van immobilisatie mogelijk door toevoeging van bindmiddelen en eventueel water waarna het ontstane immobilisaat wordt gestort als geconditioneerd C2-afval op een apart deel van een C3-stortplaats. Als variant hierop kan het natte rookgasreinigingsresidu ook geïmmobiliseerd worden samen met AVI-vliegas, hetgeen leidt tot andere recepturen en andere hoeveelheden hulpstoffen. In het kader van onderhavige studie worden beide opties geanalyseerd.

Verder vindt export van nat rookgasreinigingsresidu plaats naar Duitsland. In Duitsland wordt het geborgen in de zoutmijnen (versatzbau). Hiertoe wordt het natte rookgasreinigingsresidu vermengd met water en uit de mijnen en teruggepompt ter opvulling van de zoutkoepels die door de zoutwinning zijn ontstaan.

Tot slot zijn enige concrete plannen ontwikkeld voor het realiseren van een pyrolyse-, vergassings- en smeltinrichting voor diverse afvalstoffen, waaronder nat rookgasreinigingsresidu. Het natte rookgasreinigingsresidu zou dan in een pyrometallurgische smelter worden omgevormd tot een basaltachtig product, dat als categorie-1 bouwstof kan worden toegepast.



Gelet op het bovenstaande worden de in tabel 6.19.1 vermelde verwerkingsalternatieven voor nat rookgasreinigingsresidu in het MER vergeleken. Zie voor een uitgebreide beschrijving van de technieken en de verdere uitwerking achtergronddocument A20.

Tabel 6.19.1: Overzicht verwerkingsalternatieven

Verwerkingsalternatieven
Storten in big-bags (puur)
Storten in big bags (als mengsels)
Storten na koude immobilisatie
Storten na koude immobilisatie met vlieggas
Versatzbau
Pyrolyse/smelten

#### 6.19.4 Resultaten LCA-vergelijking

In de LCA-berekeningen voor het MER-LAP worden milieueffectscores berekend op grond van het totaal aan emissies naar het milieu, onttrekkingen van grondstoffen uit het milieu en ruimtebeslag zoals dat in de inventarisatiefase is vastgesteld. Zie achtergronddocument A2 voor een toelichting op de achtergronden bij de LCA-berekeningen.

De effectscores zijn vergeleken met de totale milieubelasting in Nederland in 1997 als gevolg van economische handelingen. Dit is overeenkomstig richtlijn R-9 van de Richtlijnen voor het MER-LAP. De aldus verkregen genormaliseerde effectscores vormen de basis van de milieuhygiënische vergelijking van verwerkingsalternatieven. De genormaliseerde milieueffectscores van de verwerkingsalternatieven voor nat rookgasreinigingsresidu zijn gegeven in tabel 6.19.2.

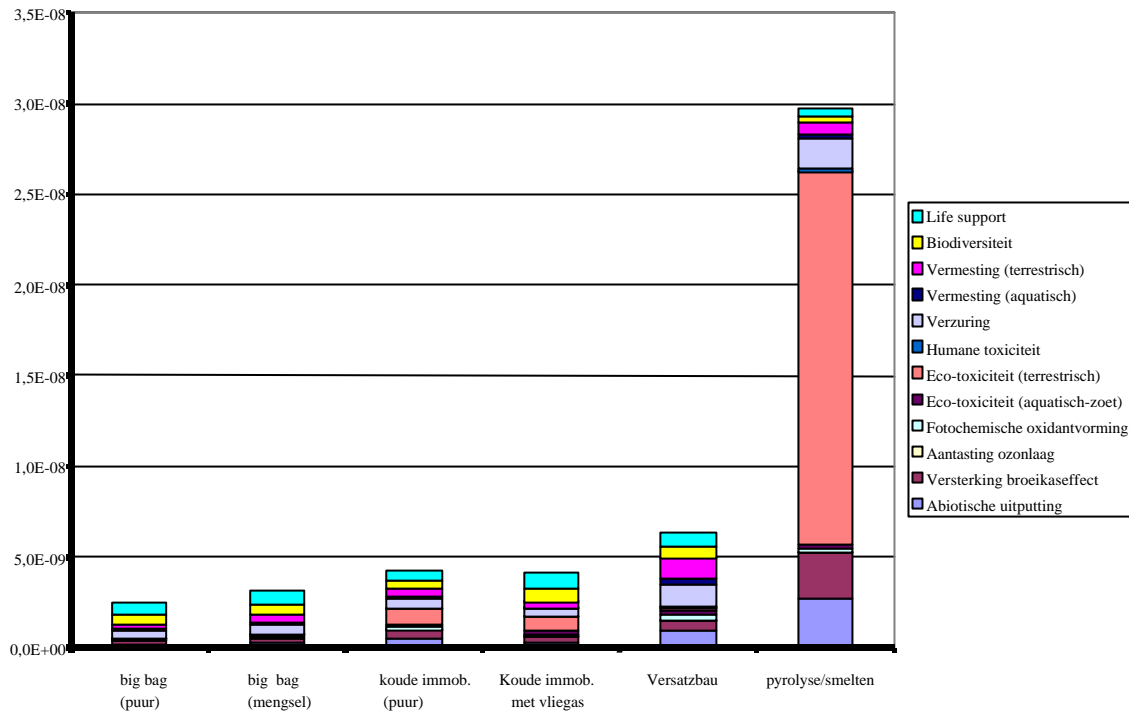
Tabel 6.19.2: Genormaliseerde effectscores (\*10<sup>-13</sup>) voor nat rookgasreinigingsresidu

	Stort in big-bags (puur)	Stort in big-bags (mengsel)	Koude immob. (puur)	Koude immob. (+ vlieggas)	Versatzbau	Pyrolyse/smelten
Abiotische uitputting	1.903	2.661	4.745	3.327	9.697	27.758
Versterking broeikaseffect	1.652	2.231	5.339	3.208	5.611	24.389
Aantasting ozonlaag	29	40	38	35	156	108
Fotochem. oxidantvorming	885	1.187	1.308	1.027	3.159	2.577
Eco-toxiciteit (aq. – zoet)	517	863	1.671	1.565	1.777	2.374
Eco-toxiciteit (terrestr.)	342	561	8.227	7.696	1.710	205.422
Humane toxiciteit	100	143	408	313	467	1.957
Verzuring	3.961	5.217	5.232	3.961	12.586	15.845
Vermesting (aquatisch)	978	1.291	1.291	1.008	3.367	2.291
Vermesting (terrestr.)	2.823	3.770	4.336	3.389	11.327	6.690
Biodiversiteit	5.464	6.340	4.954	7.577	5.928	3.299
Life support	5.733	6.667	5.467	8.044	7.644	3.969

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

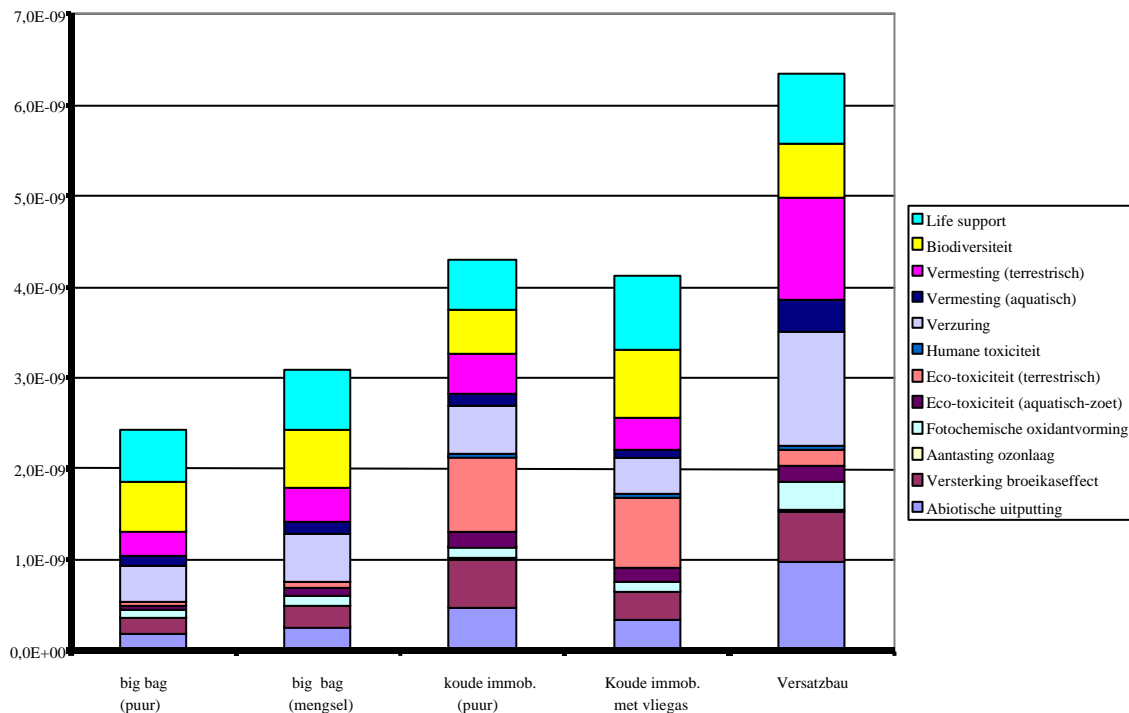
Figuur 6.19.1a toont de scores uit tabel 6.19.2 in grafische vorm. De genormaliseerde effectscores zijn hierbij gesommeerd. Deze figuur 6.19 geeft een helder beeld van de bijdrage dat elk LCA-thema aan het milieuprofiel levert. Het milieuprofiel is vergelijkbaar met de effectscore volgens weegmethode 2 ('alle LCA-thema's wegen even zwaar') uit paragraaf 6.16.5. In figuur 6.19.1b is figuur 6.19.1a herhaald, maar dan zonder de techniek pyrolyse/smelten.

Figuur 6.19.1a: Gesommeerde milieueffectedscores (genormaliseerd) voor verwerking van nat rookgasreinigingsresidu



Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Figuur 6.19.1b: Gesommeerde milieueffectedscores (genormaliseerd) voor verwerking van nat rookgasreinigingsresidu m.u.v. pyrolyse/smelten



Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Naast de genormaliseerde effectscores, zijn er ingreepgerichte scores berekend die niet rechtstreeks aan milieuthema's zijn gekoppeld. De gegevens geven slechts de score weer voor een aantal veelgebruikte milieu-indicatoren. De scores zijn niet genormaliseerd en worden weergegeven in tabel 6.19.3.

Tabel 6.19.3: Ingreepgerichte scores nat rookgasreinigingsresidu

	Stort in big-bags (puur)	Stort in big-bags (mengsel)	Koude immob. (puur)	Koude immob. (+ vliegass)	Versatzbau	Pyrolyse/smelten
Landgebruik (m <sup>2</sup> j)	11	13	11	16	17	7,9
Finaal afval (kg)	1.020	1.450	1.100	1.050	1.000	-165
Energieverbruik (MJ)	348	491	828	574	1.650	7670
Waterverbruik (liter)	2.370	2.910	685	391	575	8100

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

### 6.19.5 Bespreking resultaten

Bij elk van de verwerkingsalternatieven is onderzocht welke ingrepen de grootste impact hebben op de effectscores (zwaartepuntanalyse), waarbij weegmethode 2 als uitgangspunt is genomen.

Daarnaast zijn ingrepen gevarieerd waarvan uit de inventarisatie bleek dat er onvoldoende zekerheid over de gehanteerde waarde was (gevoeligheidsanalyse).

Door het hanteren van variaties kon tevens een significantieanalyse worden uitgevoerd. Hierbij worden de grootste variaties in effectscores tussen de verwerkingsalternatieven met elkaar vergeleken. Zie achtergronddocument A2 voor een nadere toelichting op de significantieanalyse. Op deze manier is een tabel samen te stellen waarbij enerzijds de gewogen effectscores worden gepresenteerd en anderzijds de significantie in verschillen wordt uitgedrukt (zie tabel 6.19.4). De gebruikte weegmethoden zijn overeenkomstig de Richtlijnen voor het MER-LAP (R-37) alsmede twee varianten op deze weegmethoden. Achtergronddocument A2 geeft een uitgebreide toelichting op de gehanteerde weegmethoden.

De significant lagere, dus milieuhygiënisch gezien gunstiger, scores zijn lichtgekleurd en cursief. De significant hogere scores zijn donkergekleurd en vet. De ongekleurde scores vormen derhalve een middengroep.

Tabel 6.19.4: Gewogen milieuscores (\*10<sup>-12</sup>) en significantie-verschillen

	Stort in big-bags (puur)	Stort in big-bags (mengsel)	Koude immob. (puur)	Koude immob. (+ vliegass)	Versatzbau	Pyrolyse/smelten
Alle milieuthema's even zwaar	<i>1.467</i>	<i>1.873</i>	2.294	2.094	4.109	<b>10.080</b>
Alle LCA-thema's even zwaar	<i>2.439</i>	<i>3.097</i>	4.302	4.115	6.343	<b>29.668</b>
DtT voor milieuthema's	<b>337.323</b>	<b>479.346</b>	<b>364.881</b>	<b>347.694</b>	<b>335.616</b>	<i>-39.323</i>
DtT voor LCA-thema's	<b>338.333</b>	<b>480.743</b>	<b>368.018</b>	<b>350.345</b>	<b>339.516</b>	<i>-1.281</i>
Alleen broeikas effect	<i>165</i>	<i>223</i>	534	321	561	<b>2.439</b>
Verspreiding (gewogen)	<i>47</i>	<i>68</i>	225	202	179	<b>3.682</b>
Verspreiding (ongewogen)	<i>184</i>	<i>275</i>	<i>1.161</i>	<i>1.060</i>	<i>711</i>	<b>21.233</b>

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Het LCA-thema ecotoxiciteit (terrestrisch) heeft het grootste onderscheidende vermogen voor een onderlinge vergelijking van verwerkingsalternatieven. In veel beperktere mate zijn ook broeikas effect, verzuring en vermisting nog onderscheidende thema's.

Het storten van nat rookgasreinigingsresidu in big bags is in de meeste gevallen het alternatief met de minste milieubelasting. Het gemengd storten in big bags leidt tot iets meer milieubelasting maar de verschillen zijn betrekkelijk gering. De belangrijkste ingrepen zijn het ruimtebeslag van de stortplaats en NO<sub>x</sub>- en CO<sub>2</sub>-emissies door transport en/of storthandelingen (thema's verzuring, life support functie en biodiversiteit). Belangrijk is de vraag hoe met emissies naar de bodem moet worden omgegaan. In de standaard uitwerking is voor deze verwerkingsopties geen uitloging naar de bodem toegerekend, maar als gevoeligheidsanalyse is dat alsnog gedaan. Met name in de weegvormen die zich richten op alle milieu- of LCA-thema's (weegvormen 1 en 2) en de weegvormen waarin het milieuthema verspreiding centraal staat (de weegvormen 5a en 5b) wordt de score substantieel verhoogd (tot bijna een factor 6 keer hoger in weegvorm 5a) wanneer uitloging naar de bodem wordt toegerekend. Voordelen van deze twee opties ten opzichte van de beide vormen van koude immobilisatie vallen hiermee geheel weg.

Het alternatief pyrolyse/smelten geeft bij alle weegmethode behalve de twee DtT-wegingen de hoogste milieubelasting. Dit alternatief vergt verreweg de grootste hoeveelheid energie. Hier hangt een hoge score door emissies van CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> en SO<sub>2</sub> en uitputting van energiedragers mee samen en dat verklaart de slechte score op het thema broeikaseffect (weegvorm 4). Ook bij de verschillende gevoeligheidsanalyses die zich richten op een andere (positievere) toerekening van het energieverbruik in verband met het geïntegreerde karakter van de installatie (benodigde energie wordt intern geleverd) blijft deze verwerkingsoptie significant slechter scoren dan alle andere opties.

Daarnaast komen bij pyrolyse/smelten door de processtappen relatief veel emissies vrij, waarvan met name de emissies van kwik (score terrestrische ecotoxiciteit) relevant zijn. Hierdoor vertoont dit alternatief ook de hoogste milieubelasting bij de weegvarianten waar het thema verspreiding dominant is. De milieubelasting van deze optie is vooral gevoelig voor de methodische keuze voor een tijdhorizon bij ecotoxiciteit van oneindig. Echter, ook bij een tijdhorizon van 100 jaar veroorzaakt deze optie veruit de hoogste milieubelasting, dus deze gevoeligheid beïnvloedt de vergelijking niet. Pyrolyse/smelten heeft ook een grote gevoeligheid met betrekking tot uitloging van metalen waardoor de score nog eens aanzienlijk hoger uit kan vallen.

De optie versatzbau neemt een tussenpositie in doordat het doorgaans een (beperkt) hogere milieubelasting heeft dan de verschillende stortprocessen maar een duidelijke lagere milieubelasting dan pyrolyse/smelten. Bij de versatzbau-optie zijn NO<sub>x</sub>-emissies en ruimtebeslag door transport respectievelijk transportinfrastructuur bepalend voor de milieueffectscores. Doordat er naar het buitenland wordt geëxporteerd, is er immers sprake van grote transportafstanden. De milieubelasting van dit verwerkingsalternatief is derhalve gevoelig voor de gekozen afstand. In de praktijk echter zal deze afstand procentueel maar in beperkte mate variëren. Uit een gevoeligheidsanalyse waarin met een kleinere transportafstand werd gerekend bleek dat de verandering in de milieuscore niet zo groot was dat de vergelijking daardoor daadwerkelijk werd beïnvloed.

Beide verwerkingsalternatieven waarbij gebruik wordt gemaakt van koude immobilisatiestap hebben een vergelijkbare milieubelasting. Deze ligt tussen de storten in big-bags en versatzbau in. Ten opzichte van de big bag-opties is het thema terrestrische ecotoxiciteit relevant. Dit wordt veroorzaakt door emissies van Arseen en Vanadium naar de bodem. Zoals reeds gezegd speelt ook de vraag hoe met uitloging naar de bodem wordt omgegaan bij storten in big bags een rol voor de uitkomst van de vergelijking. De gevoeligheid van de milieubelasting voor aannamen omtrent milieu-ingrepen is voor de koude immobilisatie opties klein.

Bij de twee DtT-wegingsmethoden (3a en 3b) keert de beoordeling om. De alternatieven storten in big bags en storten gemengd hebben hier de slechtste score. De oorzaak hiervan is dat de hoeveelheid finaal afval bij deze alternatieven groot is. Bij deze wegingsmethoden heeft het

alternatief pyrolyse/smelten de laagste milieuscore. De belangrijkste reden is dat het afval bij deze laatste verwerkt wordt zodat er weinig afval overblijft. Voor versatzbau is het bij deze weegvormen van wezenlijk belang of er sprake is van afvalberging of van nuttige toepassing van een restproduct. Indien het laatste het geval is, en er geen hoeveelheid finaal afval aan de verwerking van het natte rookgasreinigingsresidu zou worden gealloceerd, is bij deze wegingsmethode de milieubelasting praktisch even laag als die van pyrolyse/smelten.

#### 6.19.6 Conclusies uit de LCA-vergelijking

- Pyrolyse/smelten scoort alleen op de weegvorm waarin finaal afval direct wordt meegewogen beter dan de andere verwerkingsopties. In alle andere gevallen is dit de verwerkingsoptie met de grootste milieubelasting.
- Het storten in big-bags van puur nat rookgasreinigingsresidu veroorzaakt overwegend de laagste milieubelasting. Als mengsel met andere AVI-reststoffen storten in big-bags en het vooraf koud immobiliseren leidt tot een hogere milieubelasting maar die verhoging is zeer beperkt. Wanneer ook bij storten in big bags uitloging naar de bodem wordt toegerekend vallen gevonden verschillen met koude immobilisatie en storten weg.
- De versatzbau-optie neemt een tussenpositie in door een licht hogere milieubelasting dan de stortopties en een duidelijk lagere milieubelasting dan het smeltprocédé.

#### 6.19.7 Verwerkingskosten

De verwerkingskosten voor de geselecteerde verwerkingsalternatieven zijn opgenomen in tabel 6.19.5.

Tabel 6.19.5: Geschatte verwerkingskosten (excl. BTW) per ton

Alternatief	Geschatte kosten in Euro's
koude immobilisatie (puur en met vliegias)	130
pyrolyse/smelten	115
stort big bags (puur en mengsel)	130
versatzbau	45

#### 6.19.8 Kanttekeningen

Bij zowel het storten in big-bags in een C3-deponie als in Duitse zoutmijnen (Versatzbau) is gesteld dat er geen uitloging naar het milieu optreedt. Er bestaat echter onzekerheid of de afdichtvoorzieningen in een deponie op de lange termijn de uitloging kunnen voorkomen. Net zo is nog onzeker hoe de hydrologische situatie in de ondergrondse zoutmijnen zich op de lange duur gaat ontwikkelen en of dit gevolgen heeft voor aldaar opgeslagen afvalstoffen. In een gevoeligheidsanalyse is een uitloogscenario doorgerekend en hieruit bleek dat in veel gevallen een duidelijke verhoging van de milieuscores ontstaat voor deze alternatieven.

Pyrolyse/smelten is nog niet operationeel in Nederland. Er bestaan derhalve nogal wat onzekerheden over de precieze hoogte van de milieu-ingrepen van deze alternatieven. Dit geldt onder meer voor het energieverbruik van het smeltprocédé en de mate van verglazing die met die proces voor nat rookgasreinigingsresidu is te realiseren. Uit de gevoeligheidsanalyses blijkt echter dat het milieuprofiel van deze optie in alle gevallen het slechtste is (met uitzondering van de DtT-weegvormen).

## **6.20 Droog rookgasreinigingsresidu**

### **6.20.1 Beschrijving afvalstof**

Bij afvalverbrandingsinstallaties (AVI's) worden diverse systemen voor het reinigen van de rookgassen toegepast, te weten:

- a. droge rookgasreiniging;
- b. semi-droge rookgasreiniging;
- c. natte rookgasreiniging met afvalwaterbehandeling;
- d. natte afvalwatervrije rookgasreiniging.

In deze paragraaf wordt ingegaan op droog-rookgasreinigingsresidu.

De berekeningen voor het MER gaan uit van de gemiddelde samenstelling van droog rookgasreinigingsresidu. In het kader van de gevoeligheidsanalyse is bovendien gerekend met een spreiding in de samenstelling. Deze exercitie wordt alleen uitgevoerd voor de meest milieukritische componenten (in dit geval zijn dat arseen, cadmium en kwik) en de componenten met een grote spreiding (koper, lood, antimoon en zink).

### **6.20.2 Huidige verwerking**

Droog rookgasreinigingsresidu wordt momenteel voornamelijk als C2-afval gestort. Momenteel is ook storten in big bags na immobilisatie als optie in beeld. In het MER van het MJP-GA II was nog onvoldoende informatie beschikbaar over de milieueffecten hiervan. In de richtlijnen voor MER is gesteld dat voor alle nieuwe, potentiële verwerkingsalternatieven bekeken wordt of er voldoende informatie is om een milieuhygiënische vergelijking te maken.

### **6.20.3 Verwerkingsalternatieven**

Het droge rookgasreinigingsresidu wordt ondermeer direct op de plaats van ontstaan geborgen in big-bags, gestort op aparte compartimenten van reguliere C3-stortplaatsen en afgedekt met plastic hoezen ter voorkoming van het indringen van water. Het kan hier zowel gaan om het bergen van puur rookgasreinigingsresidu als om het gezamenlijk bergen van rookgasreinigingsresidu met andere AVI-reststoffen

Verder vindt export van droog rookgasreinigingsresidu plaats naar Duitsland. In Duitsland wordt het geborgen in de zoutmijnen (versatzbau). Hiertoe wordt het rookgasreinigingsresidu vermengd met water en uit de mijnen en teruggepompt ter opvulling van de zoutkoepels die door de zoutwinning zijn ontstaan.

Tot slot zijn enige concrete plannen ontwikkeld voor het realiseren van een pyrolyse-, vergassings- en smeltinrichting voor diverse afvalstoffen, waaronder rookgasreinigingsresidu. Het rookgasreinigingsresidu zou dan in een pyrometallurgische smelter worden omgevormd tot een basaltachtig product, dat als categorie-1 bouwstof kan worden toegepast.

Ook storten in big bags na immobilisatie wordt als optie voor droog rookgasreinigingsresidu wel genoemd, maar deze verwerkingsoptie wordt op dit moment in praktijk echter alleen nog uitgevoerd voor nat rookgasreinigingsresidu. Gegevens omtrent deze verwerkingsroute met droog rookgasreinigingsresidu zijn derhalve niet beschikbaar.

Gelet op het bovenstaande worden de in tabel 6.20.1 vermelde verwerkingsalternatieven voor droog rookgasreinigingsresidu in het MER vergeleken. Zie voor een uitgebreide beschrijving van de technieken en de verdere uitwerking achtergronddocument A21.

Tabel 6.20.1: Overzicht verwerkingsopties

Verwerkingstechniek
Storten in big bags in big-bags (puur)
Storten in big bags in big bags (mengsel)
Pyrolyse/smelten
Versatzbau

#### 6.20.4 Resultaten vergelijking

In de LCA-berekeningen voor het MER-LAP worden milieueffectscores berekend op grond van het totaal aan emissies naar het milieu, onttrekkingen van grondstoffen uit het milieu en ruimtebeslag zoals dat in de inventarisatiefase is vastgesteld. Zie achtergronddocument A2 voor een toelichting op de achtergronden bij de LCA-berekeningen.

De effectscores zijn vergeleken met de totale milieubelasting in Nederland in 1997 als gevolg van economische handelingen. Dit is overeenkomstig richtlijn R-9 van de Richtlijnen voor het MER-LAP. De aldus verkregen genormaliseerde effectscores vormen de basis van de milieuhygiënische vergelijking van verwerkingsopties. De genormaliseerde milieueffectscores van de verwerkingsopties voor droog rookgasreinigingsresidu zijn gegeven in tabel 6.20.2.

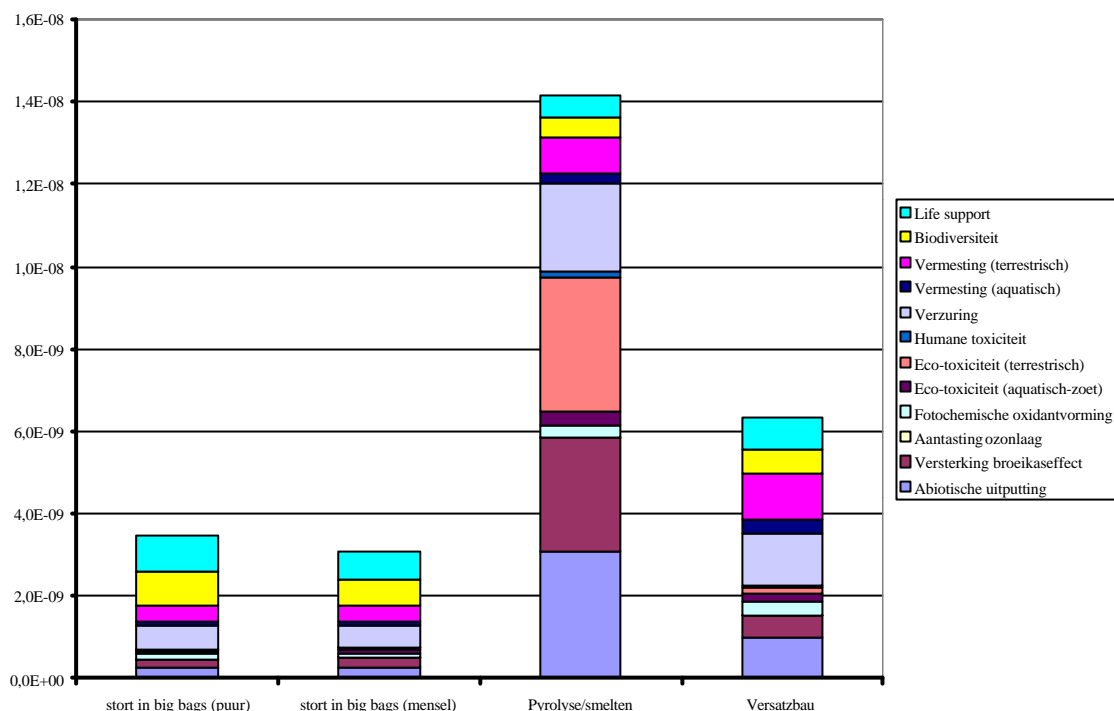
Tabel 6.20.2: Genormaliseerde effectscores ( $\cdot 10^{-13}$ ) voor verwerking van droog rookgasreinigingsresidu

	Stort in big bags (puur)	Stort in big bags (mengsel)	Pyrolyse/ smelten	Versatzbau
Abiotische uitputting	2.418	2.673	30.667	9.697
Versterking broeikaseffect	2.335	2.235	27.783	5.611
Aantasting ozonlaag	35	40	173	156
Fotochem. oxidantvorming	1.137	1.192	3.011	3.159
Eco-toxiciteit (aq. - zoet)	692	700	3.117	1.777
Eco-toxiciteit (terrestr.)	469	498	32.534	1.710
Humane toxiciteit	131	139	1.415	467
Verzuring	5.411	5.232	21.375	12.586
Vermesting (aquatisch)	1.305	1.293	2.769	3.367
Vermesting (terrestr.)	3.619	3.788	8.504	11.327
Biodiversiteit	8.402	6.392	4.871	5.928
Life support	8.800	6.711	5.244	7.644

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Figuur 6.20.1 toont de scores uit tabel 6.20.2 in grafische vorm. De genormaliseerde effectscores zijn hierbij gesommeerd. Deze figuur geeft een helder beeld van de bijdrage dat elk LCA-thema aan het milieuprofiel levert. Het milieuprofiel is vergelijkbaar met de effectscore volgens weegmethode 2 ('alle LCA-thema's wegen even zwaar') uit paragraaf 6.20.5.

figuur 6.20.1: Gesommeerde milieueffectscores (genormaliseerd) voor verwerking van droog rookgasreinigingsresidu



Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Naast de genormaliseerde effectscores, zijn er ingreepgerichte scores berekend die niet rechtstreeks aan milieuthema's zijn gekoppeld. De gegevens geven slechts de score weer voor een aantal veelgebruikte milieu-indicatoren. De scores zijn niet genormaliseerd en worden weergegeven in tabel 6.20.3.

Tabel 6.20.3: Ingreepgerichte scores

	Stort in big bags (puur)	Stort in big bags (mengsel)	Pyrolyse/smelten	Versatzbau
Landgebruik (m <sup>2</sup> j)	17	13	10,8	17
Finaal afval (kg)	1.030	1.440	13,3	1.000
Energieverbruik (MJ)	456	493	8190	1.650
Waterverbruik (liter)	3.920	2.910	11300	575

Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting.

### 6.20.5 Bespreking resultaten

Bij elk van de verwerkingsalternatieven is onderzocht welke ingrepen de grootste impact hebben op de effectscores (zwaartepuntanalyse), waarbij weegmethode 2 als uitgangspunt is genomen.

Daarnaast zijn ingrepen gevarieerd waarvan uit de inventarisatie bleek dat er onvoldoende zekerheid over de gehanteerde waarde was (gevoeligheidsanalyse).

Door het hanteren van variaties kon tevens een significantieanalyse worden uitgevoerd. Hierbij worden de grootste variaties in effectscores tussen de verwerkingsalternatieven met elkaar vergeleken. Zie achtergronddocument A2 voor een nadere toelichting op de significantieanalyse. Op deze manier is een tabel samen te stellen waarbij enerzijds de gewogen effectscores



worden gepresenteerd en anderzijds de significantie in verschillen wordt uitgedrukt (zie tabel 6.20.4). De gebruikte weegmethoden zijn overeenkomstig de Richtlijnen voor het MER-LAP (R-37) alsmede twee varianten op deze weegmethoden. Achtergronddocument A2 geeft een uitgebreide toelichting op de gehanteerde weegmethoden.

De significant lagere, dus milieuhygiënisch gezien gunstiger, scores zijn lichtgekleurd en cursief. De significant hogere scores zijn donkergekleurd en vet. De ongekleurde scores vormen derhalve een middengroep.

Tabel 6.20.4: Gewogen effectscores ( $\cdot 10^{-12}$ ) voor verwerking van droog rookgasreinigingsresidu

	Stort in big bags (puur)	Stort in big bags (mengsel)	Pyrolyse/ smelten	Versatzbau
Alle milieuthema's even zwaar	2.069	1.878	<b>8.424</b>	4.109
alle LCA-thema's even zwaar	3.476	3.089	<b>14.146</b>	6.343
DtT voor milieuthema's	<b>341.287</b>	<b>476.059</b>	15.646	335.616
DtT voor LCA-thema's	<b>342.612</b>	<b>477.423</b>	25.700	339.516
Alleen broeikaseffect	233	224	<b>2.778</b>	561
Verspreiding (gewogen)	62	64	<b>752</b>	179
Verspreiding (ongewogen)	243	253	<b>4.008</b>	711

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

De milieuthema's ecotoxiciteit (terrestrisch), broeikas effect en abiotische uitputting en verzuring hebben het meest onderscheidend vermogen voor de vergelijking van de verwerkingsalternatieven.

Het storten in big bags van droog rookgasreinigingsresidu, al dan niet gemengd, veroorzaakt de laagste milieubelasting. Deze optie heeft relatief veel ruimtegebruik tot gevolg, wat zich uit in de hoogste scores voor life support en biodiversiteit. Voor de overige milieueffecten is storten in big bags meestal het milieugunstigste alternatief vanwege het beperkte energiegebruik, relatief kleine transportafstanden en het ontbreken van emissies. Het storten in big bags als mengsel heeft, vanwege de grotere dichtheid, een kleiner gebruik van stortruimte tot gevolg dan het storten in pure vorm, maar de verschillen in milieubelasting zijn niet significant. Bij het mengen komt wel een beperkte hoeveelheid emissies vrij. De belangrijkste ingrepen zijn het ruimtebeslag van de stortplaats en NO<sub>x</sub>- en CO<sub>2</sub>-emissies door transport en/of storthandelingen.

Het alternatief pyrolyse/smelten geeft bij alle weegmethode behalve de twee DtT-wegingen de hoogste milieubelasting. Dit alternatief vergt verreweg de grootste hoeveelheid energie. Hier hangt een hoge score door emissies van CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> en SO<sub>2</sub> en uitputting van energiedragers mee samen en dat verklaart de slechte score op het thema broeikas effect (weegvorm 4). Ook bij de verschillende gevoeligheidsanalyses die zich richten op een andere (positievere) toerekening van het energieverbruik in verband met het geïntegreerde karakter van de installatie (benodigde energie wordt intern geleverd) blijft deze verwerkingsoptie significant slechter scoren dan alle andere opties.

Daarnaast komen door de processtappen ook relatief veel emissies vrij. Met name de emissies van kwik (score terrestrische ecotoxiciteit) is relevant. Hierdoor vertoont dit alternatief ook de hoogste milieubelasting bij de weegvarianten waar het thema verspreiding dominant is. De milieubelasting van deze optie is vooral gevoelig voor de methodisch keuze voor een tijdhorizon bij ecotoxiciteit van oneindig. Echter, ook bij een tijdhorizon van 100 jaar veroorzaakt deze optie veruit de hoogste milieubelasting, dus deze gevoeligheid beïnvloedt de vergelijking niet. Pyrolyse/smelten heeft ook een grote gevoeligheid met betrekking tot uitloggen van metalen waardoor de score nog eens aanzienlijk hoger uit kan vallen. Ook variatie in samenstelling van het rookgasreinigingsresidu vertaalt zich bij deze verwerkingsoptie relatief

sterk door in de milieuscore. Zowel de variaties ten gevolge van een andere samenstelling als het alsnog toerekenen van uitloging zijn op de vergelijking met de andere verwerkingsopties echter niet van invloed. De milieuwinst ten gevolge van nuttige toepassing van de basaltachtige bouwstof (975 kg per ton) en het zink (1 kg per ton) is gering.

De optie versatzbau neemt een tussenpositie in doordat het doorgaans een significant hogere milieubelasting heeft dan de verschillende stortprocessen maar een duidelijke lagere milieubelasting dan pyrolyse/smelten. Bij de versatzbau-optie zijn NO<sub>x</sub>-emissies en ruimtebeslag door transport respectievelijk transportinfrastructuur bepalend voor de milieueffectscores (thema's verzuring, vermesting, life support functie en biodiversiteit). Doordat er naar het buitenland wordt geëxporteerd, is er immers sprake van grote transportafstanden. De milieubelasting van dit verwerkingsalternatief is derhalve gevoelig voor de gekozen afstand. In de praktijk echter zal deze afstand procentueel maar in beperkte mate variëren. Uit een gevoeligheidsanalyse waarin met een kleinere transportafstand werd gerekend bleek dat de verandering in de milieuscore niet zo groot was dat de vergelijking daardoor daadwerkelijk werd beïnvloed.

Bij de twee DtT-wegingsmethoden (3a en 3b) keert de beoordeling om. De alternatieven storten in big bags en storten gemengd hebben hier de slechtste score. De oorzaak hiervan is dat de hoeveelheid finaal afval bij deze alternatieven groot is. Bij deze wegingsmethoden heeft het alternatief pyrolyse/smelten de laagste milieuscore. De belangrijkste reden is dat het afval bij deze laatste verwerkt wordt zodat er weinig afval overblijft. In verhouding met andere afvalstromen die volgens pyrolyse/smelten bewerkt worden, ontstaat bij droog rookgasreinigingsresidu nog relatief veel afval omdat deze afvalstroom minder primair zink (zinkconcentraat) vervangt. Daardoor wordt er minder afval in de mijnbouw van zink vermeden. Voor versatzbau is het bij deze wegvormen van wezenlijk belang of er sprake is van afvalberging of van nuttige toepassing van een restproduct. Indien het laatste het geval is, en er geen hoeveelheid finaal afval aan de verwerking van het rookgasreinigingsresidu zou worden gealloceerd, is bij deze wegingsmethode de milieubelasting praktisch even laag als die van pyrolyse/smelten.

#### 6.20.6 Conclusies van de milieuhygiënische vergelijking

- Het storten in big bags van droog rookgasreinigingsresidu, al dan niet gemengd met andere afvalstoffen, heeft overwegend de laagste milieubelasting.
- Door het hoge energieverbruik en specifieke emissies (met name kwik) is pyrolyse/smelten het alternatief met de hoogste milieubelasting.
- De versatzbau-optie neemt een tussenpositie in door een hogere milieubelasting dan de stortopties en een lagere milieubelasting dan pyrolyse/smelten. Wel is belangrijk of versatzbau als stortoptie of nuttige toepassingsmogelijkheid wordt beschouwd.
- Indien de mate van finaal afval productie wordt meegewogen (DtT), heeft pyrolyse/smelten de laagste milieubelasting.

#### 6.20.7 Verwerkingskosten

De verwerkingskosten voor de vier geselecteerde verwerkingsalternatieven zijn opgenomen in tabel 6.20.5.

Tabel 6.20.5: Geschatte verwerkingskosten (excl. BTW) per ton

Alternatief	Geschatte kosten in euro's
Storten in big bags	130
Storten in big bags gemengd	130
Pyrolyse/smelten	115
Versatzbau	45

### 6.20.8 Kanttekeningen

Bij zowel het storten in big-bags in een C2-deponie als in Duitse zoutmijnen (Versatzbau) is gesteld dat er geen uitloging naar het milieu optreedt. Er bestaat echter onzekerheid of de afdichtvoorzieningen in een deponie op de lange termijn de uitloging kunnen voorkomen. Net zo is nog onzeker hoe de hydrologische situatie in de ondergrondse zoutmijnen zich op de lange duur gaat ontwikkelen en of dit gevolgen heeft voor aldaar opgeslagen afvalstoffen. Bij gebrek aan bruikbare uitlooggegevens van puur droog rookgasreinigingsresidu kon, in afwijking van de uitwerking van andere AVI-reststoffen, op dit punt geen gevoeligheidsanalyse worden uitgevoerd. Dit neemt niet weg dat ook hier de kans op emissies naar de bodem op de langere termijn iets is dat de milieuscore van deze verwerkingsopties slechter zou kunnen doen uitvallen dan nu is geschetst.

Pyrolyse/smelten is nog niet operationeel in Nederland. Er bestaan derhalve nogal wat onzekerheden over de precieze hoogte van de milieu-ingrepen van deze alternatieven. Dit geldt onder meer voor het energieverbruik van het smeltprocédé en de mate van verglazing die met die proces voor droog rookgasreinigingsresidu is te realiseren. Uit de gevoeligheidsanalyses blijkt echter dat het milieuprofiel van deze optie in alle gevallen het slechtste is (met uitzondering van de twee DtT-weegvormen).

## 6.21 Shredderafval

### 6.21.1 Beschrijving shredderafval

Shredderafval ontstaat bij de opwerking van afvalstromen met een hoog gehalte aan ferro schroot, maar ook met een dusdanig hoog gehalte aan niet-metallische materialen, dat directe afzet bij schroothandel en/of herverwerkers niet mogelijk is. Het gaat vooral om autowrakken, gruis, sloopmetalen, schroot uit slakken van bijvoorbeeld AVI's. Dit afval wordt bij een shredderbedrijf bewerkt met als doel verwijdering van de niet-metallische componenten, die daarbij als shredderafval overblijven. Het gezuiverde schroot wordt afgezet bij ten behoeve van hergebruik en het restant is shredderafval dat globaal bestaat uit een klein deel metalen (circa 4%), PUR, rubber textiel, hout, papier (samen circa 15%), kunststoffen (circa 25%) en kleine, veelal inerte, deeltjes (samen circa 55%). De samenstelling van shredderafval, zowel op deelstroomniveau als op componentenniveau, varieert sterk, afhankelijk van de herkomst van het shredderafval.

### 6.21.2 Huidige verwerking

Shredderafval wordt totnogtoe voornamelijk gestort.

Gezien het hoge aandeel kunststoffen is shredderafval hoogcalorisch en wordt er gezocht naar mogelijkheden energie terug te winnen bij de verwerking. Zo zijn er stookproeven uitgevoerd waarbij partijen shredderafval gemengd zijn met huishoudelijk- en bedrijfsafval en vervolgens zijn verbrand in een hoogcalorische afvalverbrandingsinstallatie.

### 6.21.3 Verwerkingsalternatieven

Voor het verwerken van shredderafval zijn een aantal alternatieven mogelijk. Zoals in paragraaf 6.21.2 aangegeven wordt het op dit moment met name gestort. Hierbij wordt uitgegaan van het los storten op een stortplaats.

Verbranding in een AVI is met name mogelijk in installaties met een hoog ontwerp-stookpunt. Vanwege de hoge stookwaarde van shredderafval in relatie tot de energetische begrenzing van AVI's is het percentage shredderafval dat kan worden meegestookt in de meeste bestaande AVI's beperkt. Het shredderafval wordt in de vuurhaard gebracht samen met andere huishoudelijke en bedrijfsafvalstoffen, en vernietigd. Uit de bodemas worden de metalen afgescheiden en afgezet te behoeve van hergebruik. De overige verbrandingsresten worden ook nuttige toegepast of gestort.

Naast storten en verbranden in een AVI dienen zich nog een aantal andere concepten aan die shredderafval zouden kunnen gaan verwerken. Zo zijn er plannen voor een installatie waarbij diverse afvalstromen (zowel hoogcalorische stromen als inerte stromen) via een combinatie van pyrolyse, vergassen en smelten worden verwerkt. Via deze installatie wordt een basaltachtig product verkregen dat als categorie-1 bouwstof afzetbaar is.

Volgens een ander concept wordt het shredderafval vergast (in een wervelbed), gevolgd door een naverbranding. Het gevolg hiervan is dat er een glasachtige slak ontstaat dat als secundaire bouwstof afgezet kan worden.

Gelet op de bovenstaande mogelijkheden worden in dit MER de in tabel 6.21.1 aangegeven verwerkingsalternatieven voor shredderafval met behulp van een LCA vergeleken. Zie voor een uitgebreide beschrijving achtergronddocument A22.

Tabel 6.21.1: Overzicht verwerkingsalternatieven voor shredderafval

Verwerkingsalternatieven
Storten
Verbranden in een AVI
Pyrolyse/smelten
Vergassen met naverbranding

Alle vier de verwerkingalternatieven uit tabel 6.21.1 zijn opgenomen in de Richtlijnen voor het MER (R-13). Een vijfde alternatief, reactor-oxidatie techniek, is in afwijking tot de Richtlijnen niet meegenomen. Deze techniek wordt op pilotschaal beproefd, echter de informatie die hieruit verkregen is, wordt, door de initiatiefnemers van de techniek, als niet representatief beschouwd voor een full-scale-installatie en is derhalve niet meegenomen in de LCA-vergelijking met de technieken uit tabel 6.21.1.

#### 6.21.4 Resultaten LCA-vergelijking

In de LCA-berekeningen voor het MER-LAP worden milieueffectscores berekend op grond van het totaal aan emissies naar het milieu, onttrekkingen van grondstoffen uit het milieu en ruimtebeslag zoals dat in de inventarisatiefase is vastgesteld. Zie achtergronddocument A2 voor een toelichting op de achtergronden bij de LCA-berekeningen.

De effectscores zijn vergeleken met de totale milieubelasting in Nederland in 1997 als gevolg van economische handelingen. Dit is overeenkomstig richtlijn R-9 van de Richtlijnen voor het MER-LAP. De aldus verkregen genormaliseerde effectscores vormen de basis van de milieuhygiënische vergelijking van verwerkingsalternatieven. De genormaliseerde milieueffectscores van de verwerkingsalternatieven voor shredderafval zijn gegeven in tabel 6.21.2.

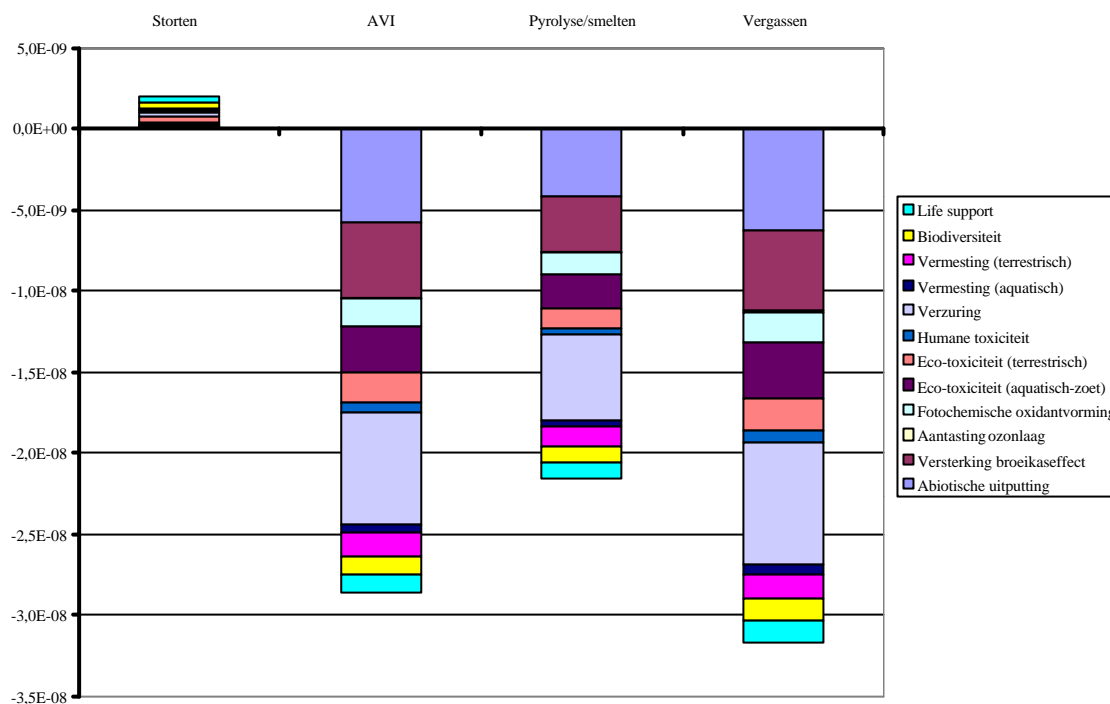
Tabel 6.21.2: Genormaliseerde effectscores ( $\cdot 10^{-13}$ ) voor verwerking van shredderafval

	Storten	AVI	Pyrolyse/smelten	Vergassen
Abiotische uitputting	1.303	-57.333	-42.061	-62.424
Versterking broeikaseffect	670	-47.059	-34.027	-50.226
Aantasting ozonlaag	27	-679	-518	-781
Fotochem. oxidantvorming	670	-16.319	-12.692	-18.791
Eco-toxiciteit (aq. – zoet)	1.366	-29.178	-21.751	-34.085
Eco-toxiciteit (terrestr.)	3.837	-18.248	-11.887	-20.229
Humane toxiciteit	75	-5.745	-4.410	-6.862
Verzuring	2.212	-69.656	-52.915	-75.934
Vermesting (aquatisch)	598	-5.080	-3.984	-5.518
Vermesting (terrestr.)	2.018	-14.336	-11.416	-15.487
Biodiversiteit	3.696	-11.031	-10.206	-12.732
Life support	3.871	-11.511	-10.178	-13.422

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Figuur 6.21.1 toont de scores uit tabel 6.21.2 in grafische vorm. De genormaliseerde effectscores zijn hierbij gesommeerd. Deze figuur geeft een helder beeld van de bijdrage dat elk LCA-thema aan het milieuprofiel levert. Het milieuprofiel is vergelijkbaar met de effectscore volgens weegmethode 2 ('alle LCA-thema's wegen even zwaar') uit paragraaf 6.21.5 van dit MER.

Figuur 6.21.1: Gesommeerde milieueffectscores (genormaliseerd) voor verwerking van shredderafval



Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Naast de genormaliseerde effectscores, zijn er ingreepgerichte scores berekend die niet rechtstreeks aan milieuthema's zijn gekoppeld. De gegevens geven slechts de score weer voor een aantal veelgebruikte milieu-indicatoren. De scores zijn niet genormaliseerd en worden weergegeven in tabel 6.21.3.

Tabel 6.21.3: Ingreepgerichte scores voor verwerking shredderafval

	Storten	AVI	Pyrolyse/smelten	Vergassen
Landgebruik (m <sup>2</sup> j)	7	-24	-21	-28
Finaal afval (kg)	1.000	-112	-347	-187
Energieverbruik (MJ)	211	-16.400	-11.900	-17.900
Waterverbruik (liter)	157	-21.700	-18.400	-24.000

Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

### 6.21.5 Bespreking resultaten

Bij elk van de verwerkingsalternatieven is onderzocht welke ingrepen de grootste impact hebben op de effectscores (zwaartepuntanalyse), waarbij weegmethode 2 als uitgangspunt is genomen.

Daarnaast zijn ingrepen gevarieerd waarvan uit de inventarisatie bleek dat er onvoldoende zekerheid over de gehanteerde waarde was (gevoeligheidsanalyse).

Door het hanteren van variaties kon tevens een significantieanalyse worden uitgevoerd. Hierbij worden de grootste variaties in effectscores tussen de verwerkingsalternatieven met elkaar vergeleken. Op deze manier is een tabel samen te stellen waarbij enerzijds de gewogen effectscores worden gepresenteerd en anderzijds de significantie in verschillen wordt uitgedrukt (zie tabel 6.21.4). De gebruikte weegmethoden zijn overeenkomstig de Richtlijnen voor het

MER-LAP (R-37) alsmede twee varianten op deze weegmethoden. Achtergronddocument A2 geeft een uitgebreide toelichting op de gehanteerde weegmethoden.

De significant lagere, dus milieuhygiënisch gezien gunstiger, scores zijn lichtgekleurd en cursief. De significant hogere scores zijn donkergekleurd en vet. De ongekleurde scores vormen derhalve een middengroep.

Tabel 6.21.4: Gewogen effectscores (\*10<sup>-12</sup>) voor verwerking van shredderafval

	Storten	AVI	Pyrolyse/smelten	Vergassen
Alle milieuthema's even zwaar	<b>1.009</b>	-18.718	-14.150	-20.514
Alle LCA-thema's even zwaar	<b>2.034</b>	-28.617	-21.604	-31.649
DtT voor milieuthema's	<b>330.153</b>	-66.566	<i>-136.635</i>	-94.019
DtT voor LCA-thema's	<b>331.634</b>	-83.818	<i>-149.407</i>	-113.395
Alleen broeikaseffect	<b>67</b>	-4.706	-3.403	-5.023
Verspreiding (gewogen)	<b>113</b>	-1.534	-1.136	-1.770
Verspreiding (ongewogen)	<b>595</b>	-6.949	-5.074	-7.997

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Alledrie de verwerkingsalternatieven waarbij energie uit het shredderafval wordt teruggewonnen, leiden tot vermeden milieubelasting. Doordat de opwekking van elektriciteit uit primaire energiedragers wordt vermeden, zijn het met name vermeden emissies van CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> en vermeden uitputting van energiedragers die leiden tot de vermeden milieubelasting. De onderlinge verschillen tussen deze drie alternatieven zijn relatief (in vergelijking met storten) gering. Alleen bij de DtT-weegmethode heeft pyrolyse/smelten een duidelijk lagere milieubelasting dan vergassen of een AVI. Dit wordt ingegeven door de relatief grote hoeveelheid vermeden finaal afval. Concreet gaat het daarbij om vermeden mijnafval ten gevolge van vermeden primaire productie van zink.

Verwerking van shredderafval op een stortplaats heeft bij alle weegmethoden veruit de hoogste milieubelasting. Belangrijke reden hiervoor is dat er geen energierugwinning plaatsvindt en er dus geen vermeden milieu-ingrepen worden toegerekend. De ingrepen die de milieubelasting veroorzaken zijn met name landgebruik (van de stortplaats) en emissies van NO<sub>x</sub> (tijdens de verwerking van afval op de stortplaats).

#### 6.21.6 Conclusies uit de LCA-vergelijking

- Verwerking van shredderafval met energierugwinning levert een vermeden milieubelasting op.
- Verwerkingsalternatieven waarbij energie teruggewonnen wordt uit het shredderafval (AVI, pyrolyse/smelten en vergassen) hebben een vergelijkbare (vermeden) milieubelasting, waarbij de onderlinge verschillen relatief (ten opzichte van storten) klein zijn.
- Alleen bij de DtT-weegmethode heeft pyrolyse/smelten de laagste milieubelasting, bij de overige vormen heeft vergassen de laagste milieubelasting.
- Verwerking op een stortplaats heeft bij alle weegmethoden de hoogste milieubelasting.

### 6.21.7 Verwerkingskosten

Er zijn verwerkingskosten geschat voor de vier verwerkingsalternatieven van shredderafval. Tabel 6.21.5 geeft deze weer.

Tabel 6.12.5: Geschatte verwerkingskosten (excl. BTW) per ton shredderafval

Alternatief	Geschatte kosten in Euro's
Storten	120 (incl WBM-heffing)
Verbranden in een AVI	100
Pyrolyse/smelten	115
Vergassen	100

### 6.21.8 Kanttekeningen

Alleen storten van shredderafval is op dit moment op grote schaal operationeel in Nederland. Met meestoken in een AVI zijn wel proeven gedaan, maar dit kan door de calorische waarde van het shredderafval slechts bij een beperkt aantal AVI's toegepast worden. Pyrolyse/smelten en vergassen zijn technieken waarvoor initiatieven zijn, maar die zichzelf in het algemeen of specifiek voor shredderafval nog niet op grote schaal bewezen hebben.

Onzekerheid bestaat over de variatie in de samenstelling van shredderafval en de invloed die dit heeft op milieuprofielen. Naar verwachting is de milieuvergelijking robuust waar het gaat om het verschil tussen storten enerzijds en de thermische technieken anderzijds. De aannames over de rendementen van de voorafscheiding bij pyrolyse/smelten en vergassen/naverbranden zijn bepalend zijn voor de berekende omvang van de emissies van diverse (non-ferro) metalen naar lucht. Onduidelijk is echter hoe groot deze variaties zullen zijn.



## 6.22 Straalgrit

### 6.22.1 Beschrijving straalgrit

Straalgrit is een verzamelnaam voor materiaal dat toegepast wordt voor het stralen van oppervlakten van constructies en voorwerpen. Het doel hiervan is om deze te reinigen en/of geschikt te maken voor een conserverende behandeling, ook wel deconserveren genoemd. Na gebruik is het straalgrit verontreinigd met het afgestraalde materiaal. Het meest gebruikte eenmalig straalmiddel is smeltslakstraalgrit, een straalmiddel op basis van slak van verbrandingsprocessen. Hiernaast zijn er andere soorten straalgrit op basis van onder meer staal, glas, aluminiumoxide. Hergebruik en nuttige toepassing van gebruikt smeltslakstraalgrit is mogelijk indien het straalgrit is gereinigd.

Er wordt onderscheid gemaakt tussen reinigbaar en niet-reinigbaar straalgrit. In de berekeningen voor het MER zijn alleen alternatieven voor verwerking van niet-reinigbaar straalgrit opgenomen. De toe te passen verwerkingsmethode voor reinigbaar straalgrit is namelijk sterk afhankelijk van de samenstelling van het gebruikte straalgrit. Reinigbaar straalgrit dat is verontreinigd met zware metalen wordt fysisch/chemisch gereinigd, terwijl reinigbaar straalgrit dat is verontreinigd met organische componenten thermisch wordt gereinigd. Dit houdt in dat de twee verwerkingstechnieken voor reinigbaar straalgrit niet goed met een LCA onderling te vergelijken zijn, omdat de samenstelling van het ingangsproduct bij deze technieken verschillend is (zij richten zich ieder op een ander deel van het straalgrit).

De berekeningen voor het MER gaan uit van een gemiddelde straalgrit-samenstelling. In de gevoeligheidsanalyse zijn echter ook maximale samenstellinggegevens gehanteerd. Daarbij zijn alleen de meest kritische componenten in beschouwing genomen (As, Cd en Hg), alsmede de componenten waar de onzekerheid het grootste is.

### 6.22.2 Huidige verwerking

In 1996 is de “Ministeriële regeling niet-reinigbaar straalgrit” van kracht geworden. Het doel van de regeling is straalgrit dat doelmatig her te gebruiken of nuttig toe te passen is, te kunnen onderscheiden van straalgrit waarvoor dit niet het geval is. Momenteel wordt niet-reinigbaar straalgrit in hoofdzaak naar een (C3-)stortplaats gebracht. Daarnaast is er in het kader van het actieprogramma MJP-GA II nieuwe informatie beschikbaar gekomen over alternatieve verwerkingsmethoden.

### 6.22.3 Verwerkingsalternatieven

Niet-reinigbaar straalgrit wordt, indien het gevaarlijk afval is, naar een C3-stort gebracht. In het algemeen wordt het verpakt in big-bags aangeleverd om te voorkomen dat er verstuiwing plaatsvindt tijdens het lossen. Het overige niet-reinigbare straalgrit wordt naar een normale stortplaats gebracht, waar het soms wordt gebruikt als ontgassinglaag.

Alternatieve verwerkingsmogelijkheden voor niet-reinigbaar straalgrit zijn in diverse proefprojecten onderzocht. Het gaat daarbij specifiek om de volgende alternatieven:

- koude immobilisatie en nuttige toepassing;
- deeltjesscheidingstechnieken op basis van zeping, hydrocyclonage en flotatie (toegepast in de zandwinning);
- thermische immobilisatie en nuttige toepassing.

*Koude immobilisatie*

In het kader van het programma “T-2000” zijn enkele onderzoeken uitgevoerd naar de mogelijkheid om straalgrit te immobiliseren en weer nuttig toe te passen. De berekende kosten voor het immobiliseren en storten waren echter hoger dan reiniging en storten van de residuen. Van het alternatief koude immobilisatie is onvoldoende kwantitatieve informatie beschikbaar om een LCA te kunnen uitvoeren.

*Deeltjesscheiding*

Laboratoriumonderzoek is uitgevoerd naar de mogelijkheid om straalgrit droog te scheiden in een grove, relatief schone fractie en een fijne fractie met een relatief hoge concentratie aan verontreinigingen. De verschillen tussen de grove en fijne fractie waren echter onvoldoende om hiermee de hoeveelheid te storten materiaal te verminderen. Van het alternatief deeltjesscheiding is onvoldoende kwantitatieve informatie beschikbaar om een LCA te kunnen uitvoeren.

*Thermische immobilisatie*

Eveneens in het kader van T-2000 zijn smeltexperimenten uitgevoerd naar de mogelijkheid om gebruikt straalgrit via smelten geschikt te maken als basismateriaal voor gritproductie. De resultaten van het onderzoek waren volgens verwachting, maar hebben nog niet geleid tot realisatie van een installatie. Wel zijn er concrete plannen om een concept te realiseren waarin ook een thermische immobilisatiestap (pyrometallurgisch smelten) voor straalgrit is opgenomen. In dit concept worden diverse afvalstoffen in een pyrolyse-, vergassings- en smeltinrichting behandeld, waaronder straalgrit. Het straalgrit zou dan in een smelter (PEC-installatie) worden omgevormd tot een basaltachtig product, dat als categorie-1 bouwstof kan worden toegepast.

Alleen van de in tabel 6.22.1 vermelde alternatieve verwerkingsmogelijkheden is voldoende informatie beschikbaar om een berekening voor het MER te kunnen uitvoeren. Van twee andere in richtlijn R-13 van de MER-richtlijnen genoemde alternatieven, namelijk koude improvisatie en deeltjesscheiding, zijn onvoldoende gegevens bekend om berekeningen te kunnen uitvoeren. Zoals hiervoor beschreven zijn, in afwijking van de MER-richtlijnen, ook geen berekeningen voor reinigbaar straalgrit uitgevoerd. Zie verder achtergronddocument A23 voor een meer stroomgerichte uitwerking.

Tabel 6.22.1: Overzicht verwerkingsalternatieven voor niet-reinigbaar straalgrit

Verwerkingsalternatieven
Storten op een C3-stortplaats
Pyrolyse/smelten

#### 6.22.4 Resultaten LCA-vergelijking

In de LCA-berekeningen voor het MER-LAP worden milieueffectscores berekend op grond van het totaal aan emissies naar het milieu, onttrekkingen van grondstoffen uit het milieu en ruimtebeslag zoals dat in de inventarisatiefase is vastgesteld. Zie achtergronddocument A2 voor een toelichting op de achtergronden bij de LCA-berekeningen.

De effectscores zijn vergeleken met de totale milieubelasting in Nederland in 1997 als gevolg economische handelingen. Dit is overeenkomstig richtlijn R-9 van de Richtlijnen voor het MER-LAP. De aldus verkregen genormaliseerde effectscores vormen de basis van de milieuhygiënische vergelijking van verwerkingsalternatieven. De genormaliseerde milieueffectscores van de verwerkingsalternatieven voor niet-reinigbaar straalgrit zijn gegeven in tabel 6.22.2.

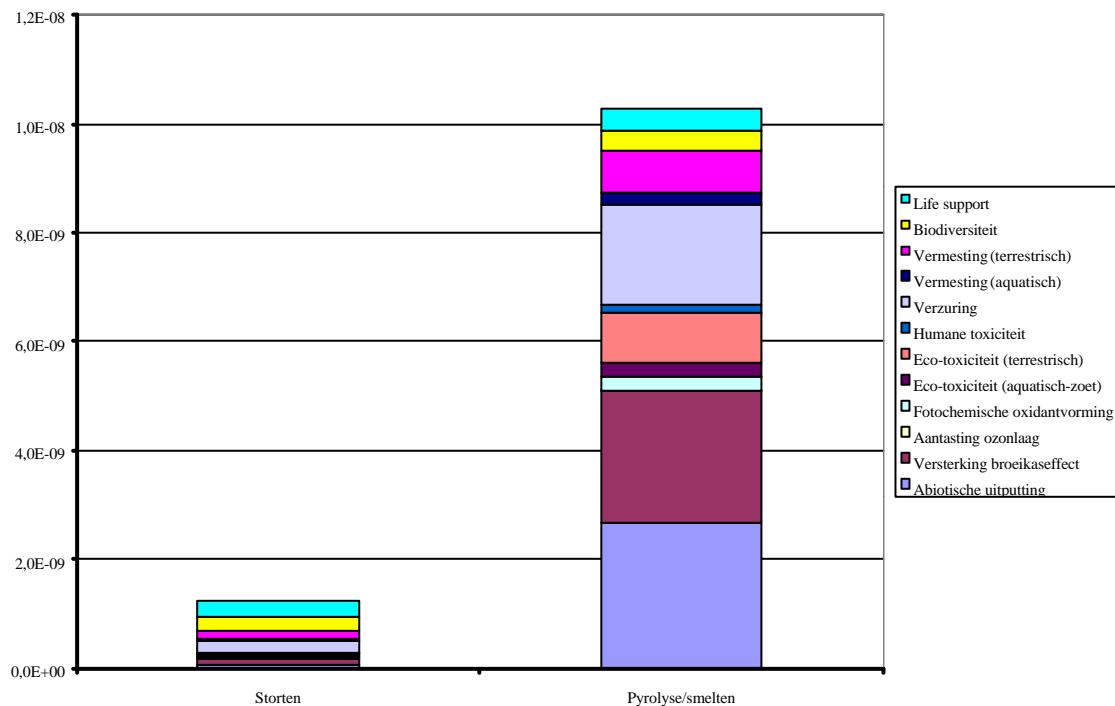
Tabel 6.22.2: Genormaliseerde effectscores (\*10<sup>-13</sup>) voor niet-reinigbaar straalgrit

	Storten	Pyrolyse/smelten
Abiotische uitputting	727	26545
Versterking broeikaseffect	837	24299
Aantasting ozonlaag	12,5	148
Fotochem. oxidantvorming	446	2478
Eco-toxiciteit (aq. - zoet)	379	2732
Eco-toxiciteit (terrestr.)	310	9072
Humane toxiciteit	48,4	1346
Verzuring	1490	18535
Vermesting (aquatisch)	536	2390
Vermesting (terrestr.)	1470	7336
Biodiversiteit	2640	3784
Life support	2780	4102

Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Figuur 6.22.1 toont de scores uit tabel 6.22.2 in grafische vorm. De genormaliseerde effectscores zijn hierbij gesommeerd. Deze figuur geeft een helder beeld van de bijdrage dat elk LCA-thema aan het milieuprofiel levert. Het milieuprofiel is vergelijkbaar met de effectscore volgens weegmethode 2 ('alle LCA-thema's wegen even zwaar') uit paragraaf 6.22.5.

Figuur 6.22.1: Gesommeerde milieueffectscores (genormaliseerd) voor verwerking van niet-reinigbaar straalgrit



Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Naast de genormaliseerde effectscores, zijn er ingreepgerichte scores berekend die niet rechtstreeks aan milieuthema's zijn gekoppeld. De gegevens geven slechts de score weer voor een aantal veelgebruikte milieu-indicatoren. De scores zijn niet genormaliseerd en worden weergegeven in tabel 6.22.3.

Tabel 6.22.3: Ingreeperichte scores straalgrit

	Storten	Pyrolyse/smelten
Landgebruik (m <sup>2</sup> j)	5	8,41
Finaal afval (kg)	1.000	-13,9
Energieverbruik (MJ)	114	7080
Waterverbruik (liter)	1.030	9870

### 6.22.5 Bespreking resultaten

Bij elk van de verwerkingsalternatieven is onderzocht welke ingrepen de grootste impact hebben op de effectscores (zwaartepuntanalyse), waarbij weegmethode 2 als uitgangspunt is genomen.

Daarnaast zijn ingrepen gevarieerd waarvan uit de inventarisatie bleek dat er onvoldoende zekerheid over de gehanteerde waarde was (gevoeligheidsanalyse).

Door het hanteren van variaties kon tevens een significantieanalyse worden uitgevoerd. Hierbij worden de grootste variaties in effectscores tussen de verwerkingsalternatieven met elkaar vergeleken. Zie achtergronddocument A2 voor een nadere toelichting op de significantieanalyse. Op deze manier is een tabel samen te stellen waarbij enerzijds de gewogen effectscores worden gepresenteerd en anderzijds de significantie in verschillen wordt uitgedrukt (zie tabel 6.22.4). De gebruikte weegmethoden zijn overeenkomstig de Richtlijnen voor het MER-LAP (R-37) alsmede twee varianten op deze weegmethoden. Achtergronddocument A2 geeft een uitgebreide toelichting op de gehanteerde weegmethoden.

De significant lagere, dus milieuhygiënisch gezien gunstiger, scores zijn lichtgekleurd en cursief. De significant hogere scores zijn donkergekleurd en vet. Indien er binnen een weging onvoldoende significante verschillen zijn er in dat geval geheel geen kleuren gebruikt.

Tabel 6.22.4: Gewogen effectscores (\*10<sup>-12</sup>) voor verwerking van straalgrit

	Storten	Pyrolyse/smelten
Alle milieuthema's even zwaar	729	<b>6938</b>
Alle LCA-thema's even zwaar	1.233	<b>10277</b>
DtT voor milieuthema's	<b>329.828</b>	4559
DtT voor LCA-thema's	<b>330.393</b>	10106
Alleen broeikas effect	85	<b>2430</b>
Verspreiding (gewogen)	28	327
Verspreiding (ongewogen)	118	1563

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

De LCA-thema's broeikas effect, abiotische uitputting en verzuring hebben het grootste onderscheidende vermogen voor een onderlinge vergelijking van de twee verwerkingsalternatieven.

Storten van niet-reinigbaar straalgrit heeft voor vrijwel alle LCA-thema's de laagste effectscore. Slechts als het ontstaan van finaal afval in de weegsets wordt meegerekend (DtT-weegmethode), heeft dit alternatief de hoogste milieubelasting. Bij het storten van asbest is het ruimteslag door storten bepalend voor de effectscore (thema's life support functie en biodiversiteit). Tevens zijn er beperkte scores voor vermesting en verzuring door NOx-emissies (transport en gebruik van diesel op stortplaats). De milieubelasting van dit alternatief is vrijwel niet gevoelig voor andere aannamen in de milieu-ingrepen.

In de meeste weegvormen heeft het verwerken van niet-reinigbaar straalgrit in een smeltprocédé de hoogste milieubelasting. Dit wordt veroorzaakt door relatief hoge effectscores bij de LCA-thema's uitputting grondstoffen, versterken broeikas effect, verzuring, humane toxiciteit en terrestrische ecotoxiciteit. Voor het smeltproces geldt dat energieverbruik dominant is voor de uiteindelijke effectscore (> 50% bijdrage). Dit leidt tot relatief hoge scores door emissies van CO<sub>2</sub> en NO<sub>x</sub> en uitputting van energiedragers. NO<sub>x</sub>-emissies worden daarnaast ook door transportprocessen veroorzaakt. Verder wordt een significant deel van de effectscore ( $\pm 18\%$ ) veroorzaakt door emissies van arseen naar de lucht tijdens het smeltproces. De milieubelasting van dit alternatief is gevoelig voor het veronderstelde energieverbruik en de veronderstelde uitloging van zware metalen uit het restproduct. Bij het toerekenen van uitloging neemt de milieubelasting verder toe. Bij de weegmethode waar alleen verspreidings thema's meewegen. Bij een lagere toerekening van energieverbruik (bijvoorbeeld indien interne energie nuttig wordt toegepast) wordt de milieubelasting kleiner maar is nog altijd groter dan het stortalternatief.

### 6.22.6 Conclusies uit de LCA-vergelijking

- Het storten van niet-reinigbaar straalgrit is in de meeste gevallen de verwerkingsmethode met de significant laagste milieubelasting. Alleen bij de DtT -weging heeft deze methode een hogere milieubelasting;
- De verwerking van straalgrit in een pyrometallurgische smelter is een methode die een significant hogere milieubelasting vertoont. Bij de DtT-weging scoort dit verwerkingsalternatief het gunstigst.
- Hoewel het smeltprocédé gevoelig is voor gehanteerde aannamen, heeft dit alternatief ook de hoogste milieubelasting indien aannamen aan de onderkant van de range worden geanalyseerd.

### 6.22.7 Verwerkingskosten

Er zijn verwerkingskosten geschat voor beide geselecteerde verwerkingsalternatieven. Tabel 6.22.5 geeft deze weer.

Tabel 6.22.5: Geschatte verwerkingskosten (excl. BTW) per ton niet-reinigbaar straalgrit

Alternatief	Kosten in Euro's
Storten	45
Pyrolyse/smelten	115

### 6.22.8 Kanttekeningen

De verwerking van straalgrit in een pyrometallurgisch proces is in Nederland nog niet operationeel. Met name over het energieverbruik bestaat nu nog onzekerheid. Juist deze variabele is dominant gebleken voor de huidige uitkomsten van de LCA-vergelijkingen. Het valt derhalve niet uit te sluiten dat de milieuprofielen van daadwerkelijk gerealiseerde full-scale verwerkingstechnieken een iets ander beeld zullen laten zien. Uit de gevoeligheidsanalyse is echter gebleken dat deze van relatief geringe invloed zijn voor de onderlinge vergelijking van de twee verwerkingsalternatieven van niet-reinigbaar straalgrit.

## 6.23 Teermastiek

### 6.23.1 Beschrijving teermastiek

Teermastiek is dakbedekkingsmateriaal dat geproduceerd is op basis van een steenkooldestillaat en bevat gehalte aan polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's). Producten op basis van steenkoolteer worden in Nederland niet meer toegepast voor dakbedekkingsdoeleinden. Teermastiekhoudend afval ontstaat dan ook met name bij het slopen en renoveren van daken. Bij sloop of renovatie wordt veelal een mengsel van teermastiek, bitumen, grind, resten isolatiemateriaal en houtfracties afgevoerd.

De samenstelling van teermastiek kent een grote variatie. In een gevoeligheidsanalyse is nagegaan wat het effect van deze variatie is op de milieubelasting. Daarbij zijn zowel de zware metalen als het aandeel PAK gevarieerd.

### 6.23.2 Huidige verwerking

De huidige verwerkingsmethode voor teermastiek is storten. Gezien de calorische waarde van teermastiek wordt echter gezocht naar een zodanige (thermische) verwerking, dat gebruik wordt gemaakt van de energie-inhoud van teermastiek.

### 6.23.3 Verwerkingsalternatieven

#### *Storten*

Voor het storten van teermastiek is uitgegaan van losse stort op een stortplaats die voldoet aan het Stortbesluit afvalstoffen. Er wordt stortgas geproduceerd en er komt percolaat vrij.

#### *Thermische verwerkingsalternatieven*

Thermische verwerking van puur teermastiek is in het algemeen pas mogelijk na een voorbereiding, aangezien de afmetingen van teermastiek dakbedekkingsmateriaal in het algemeen groot zijn (lappen). Veelal wordt het teermastiek verkleind voorafgaand aan een thermische verwerking. Een belangrijk aandachtspunt bij thermische verwerking is ook dat teermastiek bij relatief lage temperaturen reeds begint te verweken (90 °C).

Thermische verwerkingsmogelijkheden voor teermastiek zijn het verbranden op een roosteroven (AVI), het verbranden in een draaitrommeloven (DTO), het verbranden in een cementoven en het verbranden in een circulerend wervelbedoven. Verbranden van teermastiek in een circulerend wervelbedoven is nog niet beproefd. Wel zijn er plannen om dit te gaan doen bij een nieuw te bouwen installatie.

#### Verbranden in roosteroven

Het teermastiek wordt na verkleining samen met andere huishoudelijke en bedrijfsafvalstoffen samen in de vuurhaard gebracht en aldaar vernietigd. De reststoffen worden nuttig toegepast of gestort.

#### Verbranden in een draaitrommeloven

De DTO bestaat uit een lichthellend opgestelde cilindervormige kamer die met een snelheid van 5-15 omwentelingen/uur om zijn as draait. Na verkleining wordt het te verbranden teermastiek samen met een mix van andere afvalstoffen verwerkt. De reststoffen uit de DTO worden gestort.

#### Verbranden in een cementoven

Voordat teermastiek in een cementoven verwerkt wordt, wordt het eerst verkleind en wordt het aanwezige ballastgrind verwijderd om nadelige effecten op de cementkwaliteit te voorkomen.

Met de inzet van teermastiek wordt de inzet van primaire brandstoffen als (hoogzwavelige) kolen of stookolie vermeden.

#### Verbranden in een wervelbedoven

Zoals aangegeven wordt ook bij de wervelbedoven het teermastiek eerst verkleind alvorens het in de wervelbedoven te verbranden. Aldaar wordt het verkleinde afval samen met inert bedmateriaal in een gefluidiseerde toestand gebracht en verbrand. Onduidelijk is nog welke kwaliteit reststoffen verkregen worden uit de verwerking van teermastiek. Vooral nog wordt aangenomen dat de bedassen van voldoende kwaliteit zijn om in een cementoven toe te kunnen voegen aan het cement.

In tabel 6.23.1 zijn de verschillende verwerkingsalternatieven voor teermastiek weergegeven. Deze alternatieven zijn meegenomen in het MER-LAP. Zie voor een uitgebreide beschrijving van de uitwerking van teermastiek achtergronddocument A24.

Tabel 6.23.1: Overzicht verwerkingsalternatieven

Verwerkingsalternatieven
Storten
Verbranden in roosteroven (AVI)
Verbranden in draaitrommeloven (DTO)
Verbranden in cementoven
Verbranden in circulerend wervelbedoven

Teermastiek is oorspronkelijk niet opgenomen in de MER-lijst van de startnotitie. Naar aanleiding van reacties tijdens de inspraak is deze afvalstroom alsnog toegevoegd om in het MER te behandelen.

Voor uitgebreidere informatie over teermastiek, de technieken en milieukundige vergelijking wordt verwezen naar achtergronddocument A24, en achtergronddocumenten A1 en A2.

#### **6.23.4 Resultaten LCA-vergelijking**

In de LCA-berekeningen voor het MER-LAP worden milieueffectscores berekend op grond van het totaal aan emissies naar het milieu, onttrekkingen van grondstoffen uit het milieu en ruimtebeslag zoals dat in de inventarisatiefase is vastgesteld. Zie achtergronddocument A2 voor een toelichting op de achtergronden bij de LCA-berekeningen.

De effectscores zijn vergeleken met de totale milieubelasting in Nederland in 1997 als gevolg van economische handelingen. Dit is overeenkomstig de Richtlijnen voor het MER-LAP. De aldus verkregen genormaliseerde effectscores vormen de basis van de milieuhygiënische vergelijking van verwerkingsalternatieven. De genormaliseerde milieueffectscores van de verwerkingsalternatieven voor teermastiek zijn gegeven in tabel 6.23.2.

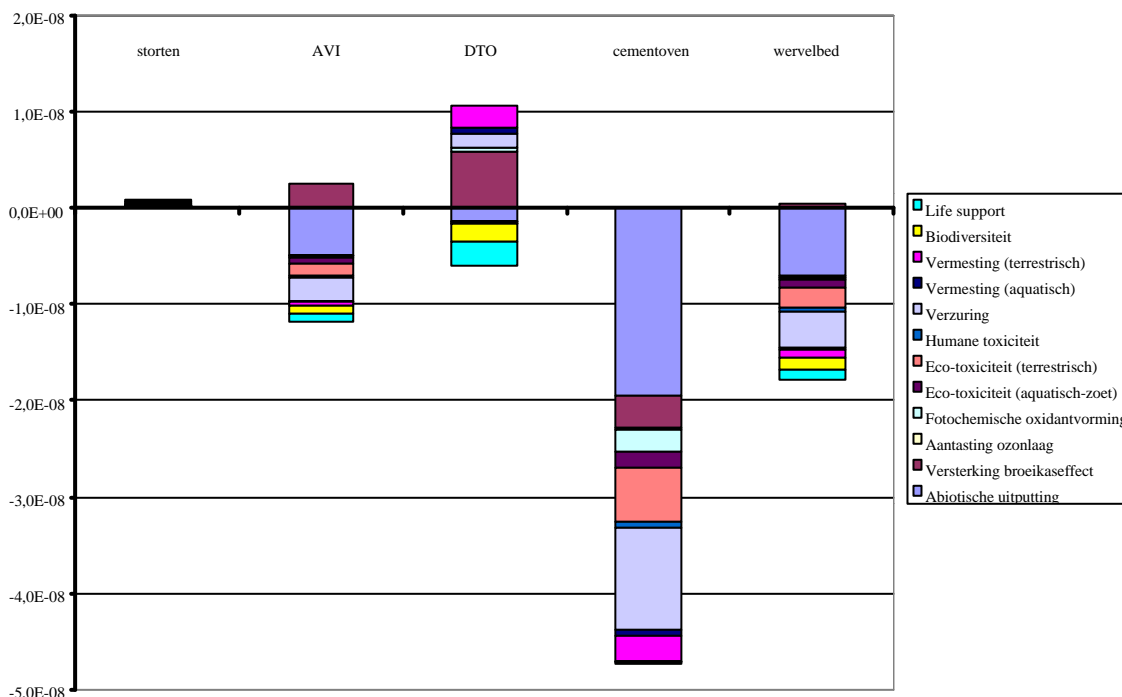
Tabel 6.23.2: Genormaliseerde effectscores (\*10<sup>-13</sup>) voor verwerking van teermastiek

	Storten	AVI	DTO	Cementoven	Wervelbed
Abiotische uitputting	721	-49.515	-13.455	-195.758	-70.909
Versterking broeikaseffect	380	25.430	58.371	-31.900	5.475
Aantasting ozonlaag	12	-272	-60	-3.286	-374
Fotochem. oxidantvorming	362	-2.247	4.423	-21.264	-3.791
Eco-toxiciteit (aq. - zoet)	180	-4.695	-463	-16.711	-6.989
Eco-toxiciteit (terrestr.)	89	-13.139	-1.627	-57.143	-20.855
Humane toxiciteit	34	-2.080	-234	-6.330	-4.085
Verzuring	1.193	-24.664	15.247	-105.232	-37.967
Vermesting (aquatisch)	329	-1.564	6.554	-7.490	-2.928
Vermesting (terrestr.)	1.106	-3.496	22.832	-25.310	-7.504
Biodiversiteit	2.438	-8.144	-17.887	-1.804	-11.701
Life support	2.564	-8.311	-25.067	-1.413	-11.867

Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Figuur 6.23.1 toont de scores uit tabel 6.23.2 in grafische vorm. De genormaliseerde effectscores zijn hierbij gesommeerd. Deze figuur geeft een helder beeld van de bijdrage dat elk LCA-thema aan het milieuprofiel levert. Het milieuprofiel is vergelijkbaar met de effectscore volgens weegmethode 2 ('alle LCA-thema's wegen even zwaar') uit paragraaf 6.23.5 van dit MER.

Figuur 6.23.1: Gesommeerde milieueffectscores (genormaliseerd) voor verwerking van teermastiek



Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Naast de genormaliseerde effectscores, zijn er ingreepgerichte scores berekend die niet rechtstreeks aan milieuthema's zijn gekoppeld. De gegevens geven slechts de score weer voor een aantal veelgebruikte milieu-indicatoren. De scores zijn niet genormaliseerd en worden weergegeven in tabel 6.23.3.



Tabel 6.23.3: Ingreeperichte scores voor verwerking van teermastiek

	Storten	AVI	DTO	Cementoven	Wervelbed
Landgebruik (m <sup>2</sup> j)	5	-17	-51	-4	-24
Finaal afval (kg)	1.000	-7	431	-673	-85
Energieverbruik (MJ)	116	-13.300	-3.750	-41.400	-19.200
Waterverbruik (liter)	16	-22.700	-16.300	-4.080	-32.500

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

### 6.23.5 Bespreking resultaten

Bij elk van de verwerkingsalternatieven is onderzocht welke ingrepen de grootste impact hebben op de effectscores (zwaartepuntanalyse), waarbij weegmethode 2 als uitgangspunt is genomen.

Daarnaast zijn ingrepen gevarieerd waarvan uit de inventarisatie bleek dat er onvoldoende zekerheid over de gehanteerde waarde was (gevoeligheidsanalyse).

Door het hanteren van variaties kon tevens een significantie-analyse worden uitgevoerd. Hierbij worden de grootste variaties in effectscores tussen de verwerkingsalternatieven met elkaar vergeleken. Op deze manier is een tabel samen te stellen waarbij enerzijds de gewogen effectscores worden gepresenteerd en anderzijds de significantie in verschillen wordt uitgedrukt (zie tabel 6.23.4). De gebruikte weegmethoden zijn overeenkomstig de Richtlijnen voor het MER-LAP (R-37) alsmede twee varianten op deze weegmethoden. Achtergronddocument A2 geeft een uitgebreide toelichting op de gehanteerde weegmethoden.

De significant lagere, dus milieuhygiënisch gezien gunstiger, scores zijn lichtgekleurd en cursief. De significant hogere scores zijn donkergekleurd en vet. De ongekleurde scores vormen derhalve een middengroep.

Tabel 6.23.4: Gewogen effectscores (\*10<sup>-12</sup>) voor verwerking van teermastiek

	Storten	AVI	DTO	Cementoven	Wervelbed
Alle milieuthema's even zwaar	551	-7.682	<b>2.519</b>	-35.825	-13.066
Alle LCA-thema's even zwaar	941	-9.270	<b>4.864</b>	-47.364	-17.350
DtT voor milieuthema's	<b>329.433</b>	-9.821	155.041	-264.881	-42.122
DtT voor LCA-thema's	<b>329.814</b>	-12.877	163.906	-289.571	-49.469
Alleen broeikaseffect	38	2.543	<b>5.837</b>	-3.190	548
Verspreiding (gewogen)	18	-446	<b>103</b>	-2.166	-733
Verspreiding (ongewogen)	67	-2.216	<b>210</b>	-10.145	-3.572

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Verwerking van teermastiek in een cementoven heeft bij alle weegmethoden de laagste milieubelasting. Dit wordt ingegeven door het vermeden gebruik van grondstoffen voor de productie van cement. Met name de uitputting van abiotische grondstoffen (kolen), verzuring en vermesting (NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>) en versterking van broeikaseffect (CO<sub>2</sub>), worden per saldo vermindert door uitgespaarde kolen.

Het milieuprofiel van de cementoven is gevoelig voor de keuze van de uitgespaarde brandstoffen. Indien stookolie wordt uitgespaard in plaats van kolen heeft dit alternatief bij de DtT-weegvormen een hogere milieubelasting dan verwerking in een wervelbedoven. Voor de overige weegvormen blijft de cementoven significant de beste techniek. De milieubelasting bij de weegmethoden waar verspreiding een rol speelt blijken gevoelig te zijn voor de gehanteerde tijdhorizon van ecotoxiciteit. Bij een tijdhorizon van 100 jaar neemt de milieubelasting toe omdat de vermeden milieueffectscore minder groot is. Voor de onderlinge vergelijking met andere alternatieven heeft dit geen gevolgen.

Verbranding in een DTO heeft bij alle weegvormen de hoogste milieubelasting, met uitzondering van de DtT-weegvormen waar storten nog slechter scoort. De ingrepen die hiervoor verantwoordelijk zijn, zijn emissies van CO<sub>2</sub> en NO<sub>x</sub> tijdens de procesvoering. Bij een aantal milieuthema's leidt verwerking van teermastiek overigens ook tot een vermeden milieubelasting. Deze vermeden milieubelasting (vooral ruimtegebruik) hangt samen met de productie van gedemineraliseerd water door de DTO waardoor productie elders wordt vervangen. De milieubelasting bij de DtT-weegmethoden is vrij hoog omdat in de DTO relatief veel finaal afval wordt geproduceerd. De milieubelasting van de DTO blijkt vrij ongevoelig te zijn voor de gemaakte aannames rond de ingrepen.

Na verbranden in een DTO heeft storten de hoogste milieubelasting. Dit hangt vooral samen met het grote ruimtebeslag (thema's biodiversiteit en life-support) van dit verwerkingsalternatief en het ontbreken van vermeden milieu-ingrepen. Bij de DtT-weegmethode speelt de hoeveelheid toegerekend finaal afval een rol. De enige weegvorm waarbij storten niet de slechtste of de op een na slechtste is weegvorm vier (broeikaseneffect). In dat geval scoort storten wel significant slechter dan de cementoven (vermeden emissies), maar beter dan alledrie de andere verwerkingsopties. De resultaten van dit verwerkingsalternatief zijn vrijwel ongevoelig voor aannames omtrent de toegerekende milieu-ingrepen.

Verbranding in een roosteroven (AVI) of een wervelbedinstallatie leidt tot een overwegend gunstig milieuprofiel doordat de energierugwinning leidt tot vermeden milieu-ingrepen. Het betreft vooral vermeden emissies van CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> en vermeden uitputting van energiedragers zoals aardgas en steenkool. Omdat de energiebalans bij de wervelbedinstallatie gunstiger is, heeft dit alternatief het gunstigste milieuprofiel van deze twee. Bij de weegmethode die alleen naar het broeikaseneffect kijkt, hebben beide alternatieven een positieve (is negatief voor het milieu) effectscore door de toerekening van CO<sub>2</sub> tijdens de procesvoering. Ook de resultaten van dit verwerkingsalternatief zijn vrijwel niet gevoelig voor aannames omtrent de toegerekende milieu-ingrepen.

#### 6.23.6 Conclusies uit de LCA-vergelijking

- Het meestoken van teermastiek in een cementoven heeft bij alle weegmethoden de laagste milieubelasting oftewel de hoogste vermeden milieubelasting.
- Verbranding in een DTO heeft bij alle weegmethoden (op de DtT-weegmethoden na) de hoogste milieubelasting.
- Na verbranden in een DTO heeft storten de hoogste milieubelasting door ruimtebeslag en het ontbreken van vermeden milieu-ingrepen.
- Verbranding in een AVI of een wervelbedinstallatie levert in het algemeen een vermeden milieubelasting op, maar minder dan meestoken in een cementoven. Verwerking in de wervelbedinstallatie heeft een licht gunstiger milieuprofiel dan verwerking in een AVI.
- De milieubelasting van alle verwerkingsalternatieven is niet of nauwelijks gevoelig voor aannames omtrent de toegerekende milieu-ingrepen.

### 6.23.7 Verwerkingskosten

Er zijn verwerkingskosten geschat voor alle vijf geselecteerde verwerkingsalternatieven.

Tabel 6.23.5: Geschatte verwerkingskosten (excl. BTW) per ton teermastiek

Alternatief	Geschatte kosten in euro's
Storten	120 (incl. WBM-heffing)
Verbranden in AVI	100
Verbranden in DTO	140
Verbranden in cementoven	120
Verbranden in circulerend wervelbedoven	135

### 6.23.8 Kanttekeningen

Onzekerheid bestaat over de variatie in de samenstelling van teermastiek en de invloed die dit heeft op milieuprofielen. Naar verwachting is de milieuvergelijking robuust waar het gaat om het verschil tussen storten enerzijds en de thermische technieken anderzijds.

Ten aanzien van de realisatie van thermische verwerking is de benodigde voorbereiding (verkleinen van lappen) enerzijds en de problematiek van verwerking bij relatief lage temperaturen anderzijds vanuit proces- en bedrijfsmatig oogpunt risico.

## **6.24 AVI-vliegas**

### **6.24.1 Beschrijving AVI-vliegas**

AVI-vliegas komt vrij bij de verbranding van afvalstoffen in een verbrandingsinstallatie. Deze as wordt met behulp van een elektrostatisch filter uit de rookgassen verwijderd.

Voor de samenstelling van vliegas wordt uitgegaan van de samenstelling van AVI-vliegas zoals deze bij de Nederlandse verbrandingsinstallaties vrijkomt. In het kader van dit MER is het belangrijk op te merken dat de samenstelling van AVI-vliegas sterk kan verschillen. In de berekeningen voor het MER is uitgegaan van de gemiddelde samenstelling. Uit onderzoek blijkt dat spreidingen in de analysesresultaten mogelijk zijn van gemiddeld 50% per component. Dat wil zeggen dat de gehanteerde gemiddelde samenstelling 50% hoger of lager kan liggen. Daarom is in het kader van de gevoeligheidsanalyse ook gerekend met een spreiding in de samenstelling. Deze exercitie is alleen uitgevoerd met de meest milieukritische parameters zoals cadmium, arseen, kwik en dioxines, alsmede de parameters met een grote spreiding zoals chroom, molybdeen, nikkel, silicium en wolfram.

### **6.24.2 Huidige verwerking**

Vliegas wordt voornamelijk gestort, maar kent ook een aantal nuttige toepassingen. Een toepassing als bouw materiaal is in ontwikkeling.

### **6.24.3 Verwerkingsalternatieven**

De vliegas wordt ondermeer, in het algemeen samen met andere AVI-reststoffen, gestort in big bags op aparte compartimenten van reguliere C3-stortplaatsen en afgedekt met plastic hoezen ter voorkoming van het indringen van water.

Daarnaast is een koude vorm van immobilisatie mogelijk door toevoeging van bindmiddelen en water waarna het ontstane immobilisaat wordt gestort als geconditioneerd C2-afval. Als alternatieve vorm hiervan kan AVI-vliegas worden ingezet bij de koude immobilisatie van andere, in het algemeen slibachtige, C2-afvalstoffen. In dit laatste geval vindt gezamenlijke stort plaats na immobilisatie, en leidt toevoegen van vliegas aan de te immobiliseren slibben tot een gedeeltelijke uitsparing van bindmiddelen. Feitelijk wordt vliegas hier nuttig toegepast bij de immobilisatie van te storten slibben.

Vliegas kan verder nuttig worden toegepast, onder meer ter vervanging van primaire producten bij het afdichten van stortplaatsen. Hydrostab is een product, mede op basis van vliegas, dat wordt toegepast als eindafwerking op afvalstortplaatsen ter vervanging van de zandbentonietafdichting. Voorts vindt nuttige toepassing plaats als vulstof in asfalt plaats waar vliegas de inzet van primaire vulstoffen (gedeeltelijk) vervangt.

In Duitsland wordt het vliegas toegepast in de kolenmijnen (dammbau) en danwel geborgen in zoutmijnen (versatzbau). In de kolenmijnen wordt het vliegas verwerkt in een betonmortel die in de mijnbouw wordt toegepast. In de zoutmijnen wordt vliegas vermengd met water uit de mijnen en teruggepompt ter opvulling van de zoutkoepels die door de zoutwinning zijn ontstaan.

Tot slot zijn enige concrete plannen ontwikkeld voor het realiseren van een pyrolyse-, vergassings- en smeltinrichting voor diverse afvalstoffen, waaronder AVI-vliegas. Het AVI-vliegas zou dan in een pyrometallurgische smelter worden omgevormd tot een basaltachtig product, dat als categorie-1 bouwstof kan worden toegepast.

Gelet op het bovenstaande worden acht verwerkingsalternatieven voor AVI-vliegias in het MER vergeleken. Deze alternatieven zijn in tabel 6.24.1 weergegeven. Zie voor een uitgebreide beschrijving achtergronddocument A25.

Tabel 6.24.1: Overzicht verwerkingsalternatieven

Verwerkingsalternatieven
Storten in big-bags
Storten na koude immobilisatie
Storten na koude immobilisatie met slib
Hydrostab (mengen met reststoffen en waterglas)
Vulstof in asfalt
Versatzbau
Dambau
Pyrolyse/smelten

Met uitzondering van reinigen zijn alle in de MER-richtlijnen (R-13) genoemde alternatieven in de uitwerking betrokken. Over het reinigen van vliegias waren onvoldoende gegevens beschikbaar om dit als reëel alternatief bij de LCA-vergelijking mee te nemen.

#### 6.24.4 Resultaten LCA-vergelijking

In de LCA-berekeningen voor het MER-LAP worden milieueffectscores berekend op grond van het totaal aan emissies naar het milieu, onttrekkingen van grondstoffen uit het milieu en ruimtebeslag zoals dat in de inventarisatiefase is vastgesteld. Zie achtergronddocument A2 voor een toelichting op de achtergronden bij de LCA-berekeningen.

De effectscores zijn vergeleken met de totale milieubelasting in Nederland in 1997 als gevolg van economische handelingen. Dit is overeenkomstig richtlijn R-9 van de Richtlijnen voor het MER-LAP. De aldus verkregen genormaliseerde effectscores vormen de basis van de milieuhygiënische vergelijking van verwerkingsalternatieven. De genormaliseerde milieueffectscores van de verwerkingsalternatieven voor AVI-vliegias zijn gegeven in tabel 6.24.2.

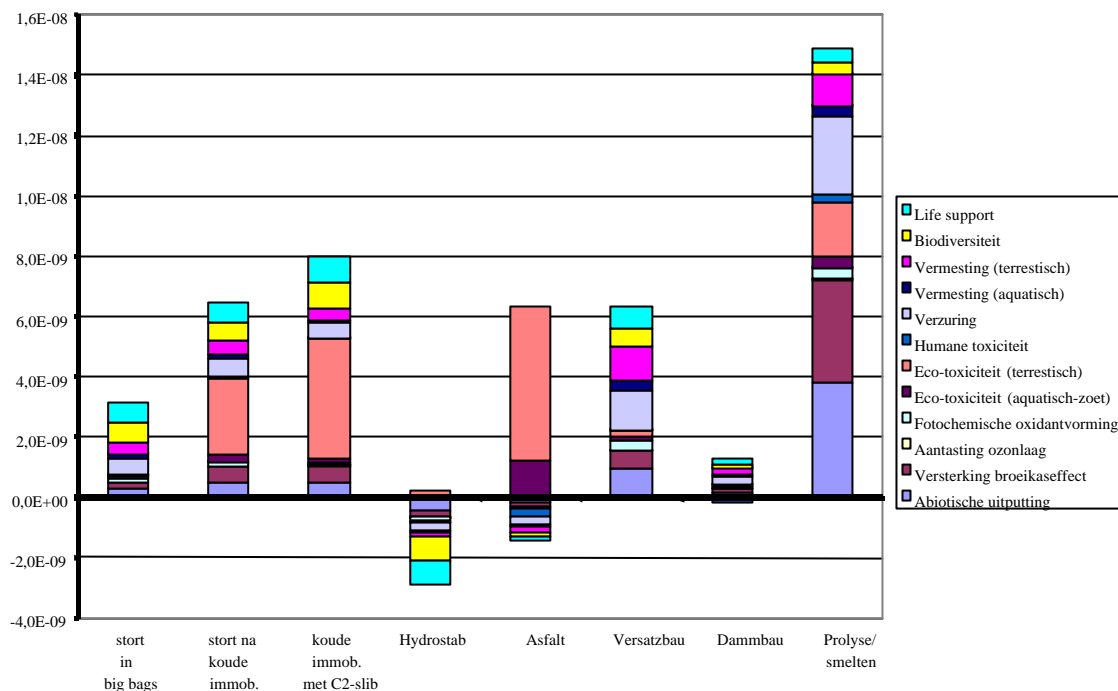
Tabel 6.24.2: Genormaliseerde effectscores (\*10<sup>-13</sup>) voor AVI-vliegias

	Stort in big-bags	Koude immob.	Immob. met C2-slib	Hydrostab	Asfalt vulstof	Versatzbau	Dambau	Pyrolyse/smelten
Abiotische uitp.	2.697	4.952	4.897	-4.267	-1.836	9.697	1.794	38.182
Broeikasewffect	2.249	5.475	5.701	-2.407	-1.072	5.611	946	34.072
Aantasting ozon	40	42	34	-86	-29	156	32	181
Fotochem. oxid.	1.198	1.407	1.071	-824	-632	3.159	626	3.824
Ecotox (aq. zoet)	1.058	2.255	1.105	-576	11.963	1.777	721	3.594
Ecotox (terrestr.)	492	25.235	39.833	2.398	51.303	1.710	309	17.831
Humane toxiciteit	159	936	415	-305	-3.053	467	-1.681	2.957
Verzuring	5.262	5.561	4.753	-2.646	-2.466	12.586	2.451	25.859
Verresting (aq)	1.303	1.376	1.092	-446	-643	3.367	693	3.486
Verresting (terrestr.)	3.814	4.628	3.646	-1.434	-2.150	11.327	2.327	10.619
Biodiversiteit	6.443	6.186	8.505	-7.680	-1.155	5.928	1.201	3.593
Life support	6.756	6.756	9.156	-7.956	-1.484	7.644	1.547	4.844

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Figuur 6.24.1 toont de scores uit tabel 6.24.2 in grafische vorm. De genormaliseerde effectscores zijn hierbij gesommeerd. Deze figuur geeft een helder beeld van de bijdrage dat elk LCA-thema aan het milieuprofiel levert. Het milieuprofiel is vergelijkbaar met de effectscore volgens weegmethode 2 ('alle LCA-thema's wegen even zwaar') uit paragraaf 6.24.5.

Figuur 6.24.1: Gesommeerde milieueffectscores (genormaliseerd) voor verwerking van AVI-vliegas



Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Naast de genormaliseerde effectscores, zijn er ingreepgerichte scores berekend die niet rechtstreeks aan milieuthema's zijn gekoppeld. De gegevens geven slechts de score weer voor een aantal veelgebruikte milieu-indicatoren. De scores zijn niet genormaliseerd en worden weergegeven in tabel 6.24.3.

Tabel 6.24.3: Ingreepgerichte scores AVI vliegas

	Stort in big bags	Koude immob.	Immob. met C2-slib	Hydrostab	Asfalt vulstof	Versatzbau	Damm-bau	Pyrolyse/smelten
Landgebruik (m <sup>2</sup> *j)	13	13	18	-19	-3	17	3	9
Finaal afval (kg)	1.470	1.450	1.100	-137	1	1.000	1	-323
Energieverbruik (MJ)	498	865	921	-680	-328	1.650	270	10.100
Waterverbruik (liter)	2.910	708	969	-8.780	-37	575	380	13.800

### 6.24.5 Bespreking resultaten

Bij elk van de verwerkingsalternatieven is onderzocht welke ingrepen de grootste impact hebben op de effectscores (zwaartepuntanalyse), waarbij weegmethode 2 als uitgangspunt is genomen.

Daarnaast zijn ingrepen gevarieerd waarvan uit de inventarisatie bleek dat er onvoldoende zekerheid over de gehanteerde waarde was (gevoeligheidsanalyse).

Door het hanteren van variaties kon tevens een significantieanalyse worden uitgevoerd. Hierbij worden de grootste variaties in effectscores tussen de verwerkingsalternatieven met elkaar vergeleken. Zie achtergronddocument A2 voor een nadere toelichting op de significantieanalyse. Op deze manier is een tabel samen te stellen waarbij enerzijds de gewogen

effectscores worden gepresenteerd en anderzijds de significantie in verschillen wordt uitgedrukt (zie tabel 6.24.4). De gebruikte weegmethoden zijn overeenkomstig de Richtlijnen voor het MER-LAP (R-37) alsmede twee varianten op deze weegmethoden. Achtergronddocument A2 geeft een uitgebreide toelichting op de gehanteerde weegmethoden.

De significant lagere, dus milieuhygiënisch gezien gunstiger, scores zijn lichtgekleurd en cursief. De significant hogere scores zijn donkergekleurd en vet. De ongekleurde scores vormen derhalve een middengroep.

Tabel 6.24.4: Gewogen milieuscores ( $\cdot 10^{-13}$ ) voor de verwerkingstechnieken van AVI-vliegas

	Stort	Koude immob.	Immob. C2-slib	Hydrostab	Asfalt vulstof	Versatzbau	Dammbau	Pyrolyse/Smelten
Alle milieuthema's even zwaar	18.972	28.190	31.167	-16.980	1.969	41.089	7.446	<b>98.320</b>
Alle LCA-thema's even zwaar	31.471	64.807	80.208	-26.228	48.744	63.429	10.967	<b>149.044</b>
DtT voor milieuthema's	<b>4.860.216</b>	<b>4.808.305</b>	<b>3.657.115</b>	-463.271	8.390	<b>3.357.976</b>	16.175	-929.129
DtT voor LCA-thema's	<b>4.875.230</b>	<b>4.871.172</b>	<b>3.738.988</b>	-466.792	102.742	<b>3.398.761</b>	22.547	-838.815
Alleen broeikaseffect	2.249	5.475	5.701	-2.407	-1.072	5.611	946	<b>34.072</b>
Verspreiding (gewogen)	711	5.446	7.450	-63	9.539	1.790	-173	5.880
Verspreiding (ongewogen)	2.907	29.832	42.424	693	59.581	7.114	-24	28.207

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Veel meer dan bij andere afvalstromen, is de milieubelasting van de verwerkingsalternatieven van AVI-vliegas afhankelijk van de gekozen weegmethode en methodische uitgangspunten. Van de afzonderlijke milieuthema's zijn met name ecotoxiciteit (aquatisch en terrestrisch) en, in mindere mate, broeikaseffect en abiotische uitputting van belang voor de onderlinge vergelijking van verwerkingsalternatieven.

#### *Weegmethoden 'alle milieu- en LCA-thema's even zwaar'*

Bij de eerste twee weegmethoden veroorzaakt het Hydrostab-proces de minste milieubelasting. Er wordt zelfs milieubelasting voorkomen. Zoals al duidelijk wordt uit zowel tabel 6.24.2 als figuur 6.24.1 heeft deze optie op bijna alle milieuthema's een negatieve milieubelasting, ofwel de vermeden effecten zijn groter dan de belasting die de verwerking van vliegas volgens deze verwerkingsroute met zich meebrengt. Het enige thema met een positieve (is netto milieubelastende) score is ecotoxiciteit terrestrisch.

Pyrolyse/smelten leidt tot de hoogste milieubelasting. Dit verwerkingsalternatief heeft ook een grote gevoeligheid met betrekking tot uitloggen van metalen waardoor de score nog eens aanzienlijk hoger uit kan vallen. Verder is deze verwerkingsoptie relatief gevoelig voor de tijdhorizon van het thema ecotoxiciteit. Pyrolyse/smelten is verder het verwerkingsalternatief dat verreweg de grootste hoeveelheid energie vergt. Hiermee hangt samen een hoge score door emissies van CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> en SO<sub>2</sub> en uitputting van energiedragers. Tevens zijn er specifieke procesemissies van belang (met name kwik).

De zes overige alternatieven nemen hier een tussenpositie in. Ook de gevoeligheid voor methodische uitgangspunten is hier veel geringer. Bij storten, immobilisatie met C2-slib, versatzbau en dammbau zijn landgebruik, transport (NO<sub>x</sub>, landgebruik) en energieverbruik (CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, uitputting grondstoffen) de belangrijkste processen. Bij koude immobilisatie speelt bovendien uitlogging naar de bodem (chromium, arseen) nog een rol. Binnen deze zes alternatieven hebben vulstof in asfalt, dammbau en storten in big bags de laagste milieubelasting.

Bij de versatzbau-optie zijn NO<sub>x</sub>-emissies en ruimtebeslag door transport resp. transportinfrastructuur belangrijk voor de milieueffectscores (thema's verzuring, vermisting, life support en biodiversiteit). Doordat er naar het buitenland wordt geëxporteerd, is er immers sprake van grote transportafstanden. De milieubelasting van dit verwerkingsalternatief is derhalve gevoelig voor de gekozen afstand. In de praktijk echter zal deze afstand procentueel maar in beperkte mate variëren. Uit een gevoeligheidsanalyse waarin met een kleinere transportafstand werd gerekend bleek dat de verandering in de milieuscore niet zo groot was dat de vergelijking daardoor daadwerkelijk werd beïnvloed.

Bij het gebruik als vulstof in asfalt is ecotoxiciteit (terrestrisch) een belangrijk thema, als gevolg van de veronderstelde uitloging van zware metalen en dan met name chroom. Verder vertoont deze optie eigenlijk een vergelijkbaar beeld met Hydrostab (de best scorende optie), met dien verstande dat er bij toepassen in asfalt twee thema's een positieve (is netto een milieubelastende) score hebben in plaats van één, namelijk ecotoxiciteit terrestrisch en ecotoxiciteit aquatisch, en dat deze in absolute omvang ook groter zijn dan bij Hydrostab. In een gevoeligheidsanalyse zonder uitloging naar de bodem bleek voor beide thema's de milieubelasting geheel weg te vallen, waardoor de gewogen score van vulstof in asfalt dicht in de buurt van die van Hydrostab komt te liggen.

Bij dammbau speelt vermeden kalksteenverbruik een rol waardoor de emissie van stof (score humane toxiciteit) wordt beperkt.

#### *Weegmethoden 'Distance-to-Target'*

Bij de Distance-to-Target weegmethode is de uitkomst sterk afwijkend van de hiervoor besproken weegvormen. Hier leiden het storten in big bags, koude immobilisatie en - in iets mindere mate - immobilisatie met C2-slib en versatzbau tot de hoogste milieuscore. De oorzaak hiervan is de hoge waarde voor finaal afval die aan deze alternatieven wordt toegerekend en alleen in deze weegmethode expliciet wordt meegewogen. Deze vier opties scoren bij deze weegvormen significant slechter dan de andere vier. Voor versatzbau is het bij deze weegvormen van wezenlijk belang of er sprake is van afvalberging of van nuttige toepassing van een restproduct. Indien het laatste het geval is, en er geen hoeveelheid finaal afval aan de verwerking van het vlieggas zou worden gealloceerd, is bij deze weegingsmethode de milieubelasting praktisch even laag als die van pyrolyse/smelten, hydrostab, vulstof in asfalt en dammbau.

Pyrolyse/smelten en, in mindere mate, het Hydrostab-proces leiden hier tot de laagste milieubelasting. In het eerste geval door vermeden afvalproductie bij vermeden zandproductie. In het tweede geval door vermeden tailings-productie (mijnafval) door vermeden productie van zinkconcentraat.

#### *Weegmethode 'alleen broeikas-effect'*

De milieubelasting hier is hoofdzakelijk afhankelijk van het energieverbruik (zie tabel 6.24.2). Pyrolyse/smelten leidt hier tot de hoogste milieubelasting. Het Hydrostab-proces en, in mindere mate, gebruik als asfaltvulstof geven de laagste milieubelasting (negatieve milieueffectscore).

Pyrolyse/smelten scoort in deze optie verreweg het slechtst. Ook bij de verschillende gevoeligheidsanalyses die zich richten op een andere (positievere) toerekening van het energieverbruik in verband met het geïntegreerde karakter van de PEC-installatie (benodigde energie wordt intern geleverd) blijft deze verwerkingsoptie significant slechter scoren dan alle andere opties.



### *Weegmethoden 'verspreiding'*

Bij deze weegmethoden zijn de verschillen tussen de scores van de verwerkingsalternatieven relatief klein ten opzichte van de spreiding door de gevoeligheidsanalyses. Met name het in het kader van een gevoeligheidsanalyse alsnog toerekenen van uitloging bij pyrolyse/smelten leidt tot een enorme spreiding in de score van deze verwerkingsoptie. De score verandert hierdoor van "vergelijkbaar met de andere opties" naar "vele malen hoger (= milieubelastender)" dan de andere opties. Eenzelfde effect, maar in absolute zin veel minder groot, is te zien bij opties als stort in big-bags en versatzbau wanneer daar als gevoeligheidsanalyse alsnog uitloging in rekening wordt gebracht.

Wanneer de gevoeligheidsanalyses buiten beschouwing worden gelaten vertoont asfaltvulstof de hoogste milieubelasting. Deze milieubelasting wordt voornamelijk bepaald door de uitloging van zware metalen naar de bodem. In dit geval zien we het omgekeerde effect als bij de opties pyrolyse/smelten, stort in big bags en versatzbau. Waar deze drie opties door het alsnog toerekenen van uitloging plots drastisch slechter gaan scoren, scoort het slecht scorende asfaltvulstof plots als een van de betere wanneer de standaard in rekening gebrachte uitloging hier in een gevoeligheidsanalyse niet wordt toegerekend.

Ook de scores voor koude immobilisatie, immobilisatie met C2-slib en pyrolyse/smelten zijn relatief hoog. Deze scores worden veroorzaakt door uitloging van zware metalen naar de bodem en, voor pyrolyse/smelten, door emissies die samenhangen met energieverbruik. De alternatieven stort en versatzbau hebben hier een relatief lage milieuscore doordat er nauwelijks specifieke emissies optreden en de emissies die samenhangen met energie en transport beperkt blijven.

De verwerking van AVI-vliegas in Hydrostab (buiten de hiervoor geschetste gevoeligheidsanalyse m.b.t. uitloging) en vooral dammbau hebben bij deze weegvorm de laagste milieubelasting. De belangrijkste factor hierbij zijn emissies die samenhangen met het vermeden transport van bentoniet (vanadium, barium, koolwaterstoffen). In het geval van dammbau speelt het vermeden gebruik van kalksteen een rol.

Alles samenvattend moet worden geconcludeerd dat, met name vanwege onzekerheden m.b.t. uitloging, de verschillen bij deze weegmethoden niet significant zijn te noemen.

### *Methodische uitgangspunten*

Bij het LCA-thema ecotoxiciteit (aquatisch en terrestrisch) is de gekozen tijdhorizon van groot belang. Als men uitgaat van een tijdhorizon van 100 jaar in plaats van oneindig, zal de milieubelasting aanmerkelijk dalen. Dit is vooral van belang bij die verwerkingsalternatieven waarbij de vracht aan uitgeloopte stoffen aanzienlijk is. Dit zijn met name pyrolyse/smelten, de koude immobilisatieopties en het gebruik als asfaltvulstof. Indien men een tijdshorizon van 100 jaar kiest in plaats van oneindig, zal de milieubelasting (bepaald met weegmethode 2) dalen met 50% (immobilisatie-opties) tot 100% (asfaltvulstof en pyrolyse/smelten).

Bij Hydrostab is de toerekening van milieu-ingrepen van belang. In de huidige opzet is gekozen voor 100% toerekening aan vliegas. Indien Hydrostab als gezamenlijke afvalverwerking van vliegas met onder meer zuiveringsslib wordt gezien, is het toegerekende deel nog maar 11,5%. Ook bij deze aanname echter geeft verwerking van vliegas in Hydrostab de minste milieubelasting.

#### 6.24.6 Conclusies uit de LCA-vergelijking

- De milieuscores van de verwerkingsalternatieven van AVI-vliegas zijn gevoelig voor de gekozen weegmethode en de gekozen methodische uitgangspunten van de LCA. Daarnaast blijken met name onzekere omtrent emissies naar de bodem een belangrijke rol te spelen.
- De verwerking als asfaltvulstof en pyrolyse/smelten hebben bij meerdere wegingsmethoden de hoogste milieubelasting. Dit hangt samen met een relatief grote uitloging van zware metalen en, bij pyrolyse/smelten, een hoog energieverbruik. Wel is voor de optie verwerking als asfaltvulstof de uitloging als worst-case in beeld gebracht en naar verwachting een overschatting van de praktijk.
- De stortprocessen (stort in big bags, koude immobilisatie, immobilisatie met C2-slib en versatzbau) nemen qua milieubelasting vaak een middenpositie in. Hierbinnen hebben dammbau en storten de laagste milieubelasting.
- Storten, al dan niet na koude immobilisatie, is ongunstig indien finaal afval als thema wordt meegewogen (DtT-weging).
- Dammbau is een relatief gunstige optie doordat productiemiddelen vermeden worden en het niet als afvalberging wordt beschouwd.
- Het Hydrostab-proces heeft vaker een lage milieuscore doordat vermeden inzet van productiemiddelen (bentoniet) een rol speelt.

#### 6.24.7 Verwerkingskosten

Tabel 6.24.5: Geschatte verwerkingskosten (excl. BTW) per ton AVI vliegas

Alternatief	Kosten in Euro's
Stort	130
Koude immobilisatie	130
Immobilisatie met C2-slib	130
Hydrostab	130
Asfalt vulstof	130
Versatzbau	45
Dammbau	45
Pyrolyse/smelten	115

### 6.24.8 Kanttekeningen

Bij een aantal alternatieven (zie paragrafen 'leemten in kennis' van achtergronddocument A25) was onzekerheid over de hoogte van de stofemissies. De bijdrage van de geschatte stofemissies aan de milieuscore is in alle gevallen echter gering (<1%) hetgeen een gedetailleerde beschouwing van deze emissies tot niet zinvol maakt.

Bij het storten in Duitse kolen- en zoutmijnen is gesteld dat er geen uitloging naar het milieu optreedt. Het is echter nog onzeker hoe de hydrologische situatie in de ondergrondse mijnen zich op de lange duur gaat ontwikkelen en of dit gevolgen heeft voor aldaar opgeslagen afvalstoffen. In een gevoeligheidsanalyse is evenwel een uitloogscenario doorgerekend en hieruit bleek slechts een beperkte invloed op de hoogte van de milieuscores. Hierover bestaat echter onzekerheid. Iets vergelijkbaars speelt bij de optie storten in big-bags waar, gelet op de wijze van verpakken, als uitgangspunt is uitgegaan van "geen uitloging", maar waar onbekend is in hoeverre dit ook op de langere termijn een reële aanname is.

De pyrolyse/smelt-installatie is nog niet operationeel in Nederland. Er is nog onzekerheid over de werkelijke te realiseren waarden voor de diverse ingrepen. Het valt derhalve niet uit te sluiten dat de milieuprofielen van daadwerkelijk gerealiseerde full-scale verwerkingstechnieken een ander beeld zullen laten zien.

## 6.25 DTO-Vliegas

### 6.25.1 Beschrijving DTO-Vliegas

DTO-vliegas komt vrij bij de verbranding van afvalstoffen in een verbrandingsinstallatie voor gevaarlijk afval. Het is de as die uit de ruwe rookgassen van een draaitrommeloven wordt verwijderd met behulp van een elektrostatisch filter.

De samenstelling van DTO-vliegas kan sterk verschillen. Omdat er geen inzicht bestaat in de exacte spreiding in de samenstelling is voor de te hanteren bandbreedtes in de samenstellingen in een gevoeligheidsanalyse aangesloten bij de bandbreedtes zoals die gevonden wordt voor AVI-vliegas. Omdat in de gevonden samenstelling van DTO-vliegas een aantal milieukritische componenten gemist worden is voor deze componenten voor de samenstelling ook gebruik gemaakt van de gegevens voor AVI-vliegas. Het gaat hier om de componenten kwik, wolfram en dioxines, en daarnaast om de gehalten aan halogenen en sulfaat.

### 6.25.2 Huidige verwerking

Momenteel wordt DTO-vliegas volgens slechts één alternatief verwerkt, namelijk met behulp van koude immobilisatie. Een nieuwe ontwikkeling betreft toepassing van DTO-vliegas in een basaltachtig product. Twee andere reeds beschikbare alternatieven die wel al worden ingezet voor AVI-vliegas, namelijk versatzbau en storten in big bags, worden (nog) niet gebruikt.

### 6.25.3 Verwerkingsalternatieven

DTO-vliegas wordt in de huidige praktijk op één manier verwerkt namelijk door een koude immobilisatie-procédé. De immobilisatie geschiedt door DTO-vliegas met cement onder toevoeging van water te mengen. Het immobilisaat wordt op een (C3-)stortplaats gebracht.

Daarnaast zijn er concrete plannen voor het realiseren van een pyrolyse-, vergassings- en smeltinrichting voor diverse afvalstoffen, waaronder DTO-vliegas. Het DTO-vliegas zou dan in een pyrometallurgische smelter worden omgevormd tot een basaltachtig product, dat als categorie-1 bouwstof kan worden toegepast.

Voorts geldt als mogelijke techniek die van versatzbau. Het DTO-vliegas wordt dan geborgen in zoutmijnen in Duitsland. In deze mijnen wordt het vliegas vermengd met water uit de mijnen teruggepompt ter opvulling van de zoutkoepels die door de zoutwinning zijn ontstaan.

Als laatste mogelijkheid is het storten in big bags in ogenschouw genomen. Ondanks het feit dat deze verwerkingsmogelijkheid wel haalbaar lijkt wordt de techniek (nog) negens toegepast. Er bestaat dan ook geen inzicht in de feitelijke ingrepen.

Gelet op het bovenstaande worden vier verwerkingsalternatieven voor DTO-vliegas in het MER vergeleken. Deze alternatieven zijn in tabel 6.25.1 weergegeven. Zie voor een uitgebreide beschrijving achtergronddocument A26.

Tabel 6.25.1: Overzicht verwerkingsalternatieven

Verwerkingsalternatieven
Koude immobilisatie en storten
Pyrolyse/smelten
Stort in big bags
Versatzbau

Andere opties die voor C2-afvalstoffen worden genoemd in de MER-richtlijnen (R-13), zoals alternatieven met een reinigungsstap, met koude immobilisatie en nuttige toepassing voor DTO-vliegias worden niet als reëel beoordeeld en derhalve buiten beschouwing gelaten.

#### 6.25.4 Resultaten LCA-vergelijking

In de LCA-berekeningen voor het MER-LAP worden milieueffectscores berekend op grond van het totaal aan emissies naar het milieu, onttrekkingen van grondstoffen uit het milieu en ruimtebeslag zoals dat in de inventarisatiefase is vastgesteld. Zie achtergronddocument A2 voor een toelichting op de achtergronden bij de LCA-berekeningen.

De effectscores zijn vergeleken met de totale milieubelasting in Nederland in 1997 als gevolg van economische handelingen. Dit is overeenkomstig richtlijn R-9 van de Richtlijnen voor het MER-LAP. De aldus verkregen genormaliseerde effectscores vormen de basis van de milieuhygiënische vergelijking van verwerkingsalternatieven. De genormaliseerde milieueffectscores van de verwerkingsalternatieven voor DTO-vliegias zijn gegeven in tabel 6.25.2.

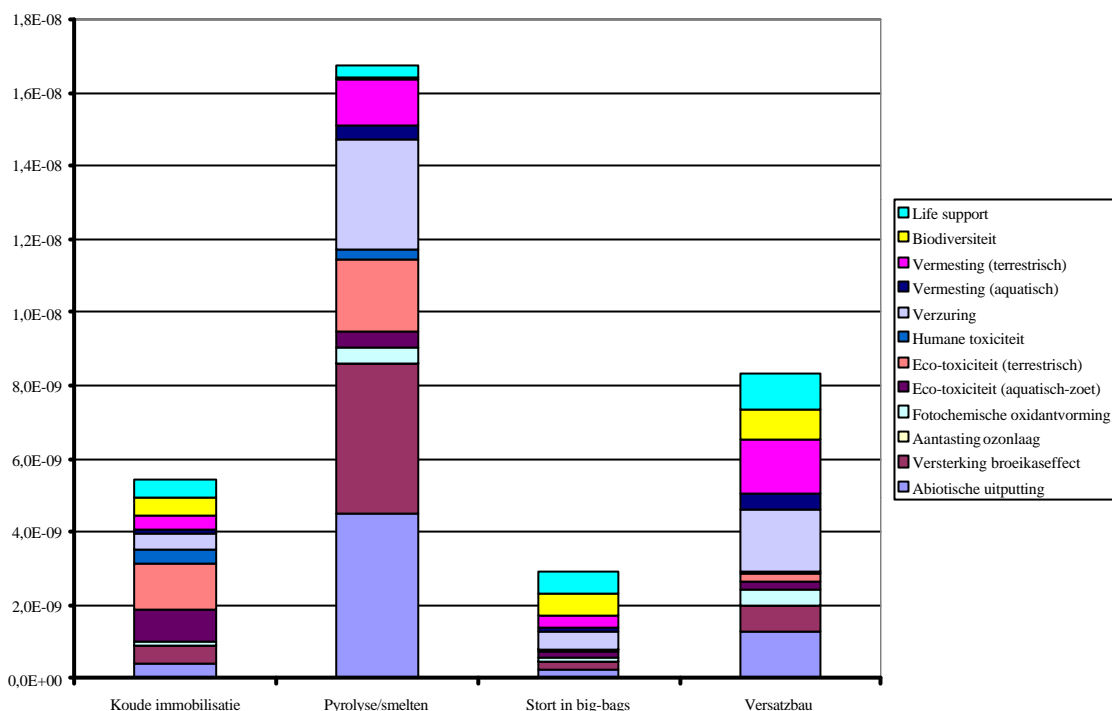
Tabel 6.25.2: Genormaliseerde effectscores ( $\cdot 10^{-14}$ ) voor verwerking van DTO-vliegias

	Koude immobilisatie	Pyrolyse/smelten	Stort big bags	Versatzbau
Abiotische uitputting	40.000	452.727	24.788	126.061
Versterking broeikas-effect	47.964	408.145	20.633	72.398
Aantasting ozonlaag	276	1.781	368	2.057
Fotochem. oxidantvorming	10.769	41.978	11.044	41.813
Eco-toxiciteit (aq. - zoet)	87.798	41.247	14.721	23.475
Eco-toxiciteit (terrestr.)	126.173	200.209	4.505	21.898
Humane toxiciteit	40.745	28.138	1.543	6.117
Verzuring	43.049	295.964	48.430	165.919
Vermesting (aquatisch)	10.438	40.637	11.952	44.622
Vermesting (terrestr.)	35.133	123.894	35.044	149.558
Biodiversiteit	49.381	8.711	59.278	78.866
Life support	53.778	30.356	62.222	100.889

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Figuur 6.25.1 toont de scores uit tabel 6.25.2 in grafische vorm. De genormaliseerde effectscores zijn hierbij gesommeerd. Deze figuur geeft een helder beeld van de bijdrage dat elk LCA-thema aan het milieuprofiel levert. Het milieuprofiel is vergelijkbaar met de effectscore volgens weegmethode 2 ('alle LCA-thema's wegen even zwaar') uit paragraaf 6.25.5

Figuur 6.25.1: Gesommeerde milieueffectscores (genormaliseerd) voor verwerking van DTO-vliegas



Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Naast de genormaliseerde effectscores, zijn er ingreepgerichte scores berekend die niet rechtstreeks aan milieuthema's zijn gekoppeld. De gegevens geven slechts de score weer voor een aantal veelgebruikte milieu-indicatoren. De scores zijn niet genormaliseerd en worden weergegeven in tabel 6.25.3.

Tabel 6.25.3: Ingreepgerichte scores DTO-vliegas

	Koude immobilisatie	Pyrolyse/smelten	Stort in big-bags	Versatzbau
Landgebruik (m <sup>2</sup> j)	10	4	12	23
Finaal afval (kg)	1.180	-776	1.350	1.000
Energieverbruik (MJ)	706	12.000	459	2.120
Waterverbruik (liter)	648	17.700	2.680	638

Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

### 6.25.5 Bespreking resultaten

Bij elk van de verwerkingsalternatieven is onderzocht welke ingrepen de grootste impact hebben op de effectscores (zwaartepuntanalyse), waarbij weegmethode 2 als uitgangspunt is genomen.

Daarnaast zijn ingrepen gevarieerd waarvan uit de inventarisatie bleek dat er onvoldoende zekerheid over de gehanteerde waarde was (gevoeligheidsanalyse).

Door het hanteren van variaties kon tevens een significantieanalyse worden uitgevoerd. Hierbij worden de grootste variaties in effectscores tussen de verwerkingsalternatieven met elkaar vergeleken. Zie achtergronddocument A2 voor een nadere toelichting op de significantieanalyse. Op deze manier is een tabel samen te stellen waarbij enerzijds de gewogen effectscores

worden gepresenteerd en anderzijds de significantie in verschillen wordt uitgedrukt (zie tabel 6.25.4). De gebruikte weegmethoden zijn overeenkomstig de Richtlijnen voor het MER-LAP (R-37) alsmede twee varianten op deze weegmethoden. Achtergronddocument A2 geeft een uitgebreide toelichting op de gehanteerde weegmethoden.

De significant lagere, dus milieuhygiënisch gezien gunstiger, scores zijn lichtgekleurd en cursief. De significant hogere scores zijn donkergekleurd en vet. De ongekleurde scores vormen derhalve een middengroep. Bij de overige alternatieven is geen kleuring aangegeven aangezien hier onvoldoende significante verschillen aanwezig zijn.

Tabel 6.25.4: Gewogen effectscores (\* $10^{-12}$ ) voor verwerking van DTO-vliegas

	Koude immobilisatie	Pyrolyse/smelten	Stort in big-bags	Versatzbau
Alle milieuthema's even zwaar	2.349	<b>11.196</b>	<i>1.754</i>	<b>5.397</b>
Alle LCA-thema's even zwaar	5.455	<b>16.738</b>	2.945	<b>8.337</b>
DtT voor milieuthema's	391.316	<i>-240.053</i>	<b>446.303</b>	337.793
DtT voor LCA-thema's	396.609	<i>-229.943</i>	<b>447.703</b>	342.924
Alleen broeikas effect	480	<b>4.081</b>	<i>206</i>	724
Verspreiding (gewogen)	534	642	74	235
Verspreiding (ongewogen)	2.655	3.116	318	933

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Van de milieueffectscores zijn die van broeikas effect, abiotische uitputting, verzuring en vermessing het meest onderscheidend (zie figuur 6.25.1). De afweging over de mate van milieubelasting is voor alle alternatieven sterk afhankelijk van de gekozen wegingsmethode en de invloed van de gevoeligheidsanalyses. Hierdoor is niet eenduidig vast te stellen welk verwerkingsalternatief overwegend het best of slechtst scoort.

Storten in big-bags van DTO-vliegas leidt bij twee van de wegingsmethoden tot de laagste milieubelasting. Voor de twee DtT-weegmethoden scoort storten in big-bags echter het minst gunstig. Indien de gevoeligheidsanalyses buiten beschouwing worden gelaten is storten in big-bags voor de meeste weegmethode het gunstigste verwerkingsalternatief. De belangrijkste ingrepen zijn het ruimtebeslag van de stortplaats en NO<sub>x</sub>- en CO<sub>2</sub>-emissies door transport en/of storthandelingen (LCA-thema's life support functie, biodiversiteit, verzuring).

Pyrolyse/smelten leidt bij de twee DtT-weegmethoden tot de laagste milieubelasting. De reden hiervoor is dat hier finaal afval uit de keten wordt gehaald. In alle andere gevallen heeft pyrolyse/smelten overwegend een hoge(re) milieubelasting. In de meeste gevallen is deze hoge milieubelasting ook significant verschillend met de overige verwerkingsalternatieven.

Het smeltprocédé vergt verreweg de grootste hoeveelheid energie. Hiermee hangt samen een hoge score door emissies van CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> en SO<sub>2</sub> en uitputting van energiedragers (thema's broeikas effect, verzuring en abiotische uitputting). Als gevolg hiervan is de milieubelasting van dit alternatief gevoelig voor het veronderstelde energieverbruik. Bij een lagere toerekening van het energieverbruik (bijvoorbeeld indien interne energie nuttig wordt toegepast) wordt de milieubelasting van deze optie wel lager maar het verschil met de andere verwerkingsopties is dermate groot dat ook in dat geval de score op bijvoorbeeld broeikas effect een aantal keren die van de andere opties blijft bedragen.

Daarnaast is de milieubelasting van dit alternatief gevoelig voor een veronderstelde uitloging. In de normale uitwerking is niet met uitloging uit het basalt gerekend en is de score van deze verwerkingsoptie op bijvoorbeeld het thema verspreiding weliswaar het hoogste van alle opties, maar ligt wel in dezelfde orde. Indien echter als gevoeligheidsanalyse alsnog met uitloging wordt gerekend wordt de score van pyrolyse/smelten op dit milieuthema al snel een veelvoud van de scores van de andere verwerkingsopties. Hierbij geldt echter dat met name ook voor de

opties als Versatzbau en stort in big bags de onzekerheid met betrekking tot emissies naar de bodem voor met name het thema verspreiding relevant is. Wanneer ook voor deze opties als gevoeligheidsanalyse met uitloging naar de bodem wordt gerekend, blijkt de milieuscore op dit thema zodanig te worden verhoogd dat de verschillen voor dit milieuthema niet meer significant zijn te noemen.

Na pyrolyse/smelten is versatzbau is voor de weegmethode waarbij alle milieuthema's even zwaar meetellen, het minst gunstige verwerkingsalternatief. Bij de versatzbau-optie zijn NO<sub>x</sub>-emissies en ruimtebeslag door transport resp. transportinfrastructuur belangrijk voor de milieueffectscores (thema's verzuring, vermesting, life support en biodiversiteit). Doordat er naar het buitenland wordt geëxporteerd, is er immers sprake van grote transportafstanden. De milieubelasting van dit alternatief is derhalve gevoelig voor de gekozen afstand. In de praktijk echter zal deze afstand procentueel maar in beperkte mate kunnen variëren. Een gevoeligheidsanalyse waarin met een kleinere transportafstand is gerekend maakte echter duidelijk dat bij een kortere afstand de milieuscore van deze verwerkingsoptie inderdaad in dezelfde orde komt te liggen als de verwerkingsopties stort in big bags en koude immobilisatie.

Het (koude) immobilisatie-procédé laat bij geen van de weegmethoden een significant hoogste of laagste milieubelasting zien. Doordat er specifieke emissies optreden is de score bij ecotoxiciteit (aquatisch en terrestrisch) relatief hoog (uitloging molybdeen). Daarnaast zijn er NO<sub>x</sub>-emissies als gevolg van transport en NO<sub>x</sub>- en CO<sub>2</sub>-emissies door cementproductie die een kleine(re) rol spelen (thema's broeikas effect en verzuring).

Bij de twee DtT-wegingsmethoden hebben de verwerkingsalternatieven storten in big-bags, koude immobilisatie en versatzbau een hogere milieubelasting dan pyrolyse/smelten. De oorzaak hiervan is dat de hoeveelheid finaal afval die overblijft. De belangrijkste reden is dat het afval bij deze laatste verwerkt wordt zodat er weinig afval overblijft. Voor versatzbau is het bij deze weegvormen van wezenlijk belang of er sprake is van afvalberging of van nuttige toepassing van een restproduct. Indien het laatste het geval is, en er geen hoeveelheid finaal afval aan de verwerking van het vlieggas zou worden gealloceerd, gaat versatzbau bij deze weegingsmethode een middengroep vormen tussen pyrolyse/smelten enerzijds en de andere verwerkingsopties anderzijds.

Ook bij een weegmethode waarbij verspreiding als op zich zelf staand thema wordt bekeken, treedt er een nuance op. Door de eerder genoemde emissies van molybdeen is de score voor koude immobilisatie hier ongunstig vergeleken met de overige alternatieven. In het kader van de gevoeligheidsanalyse is ook rekening gehouden met de spreiding in de samenstelling van DTO-vlieggas. Gekozen is om deze exercitie alleen voor een aantal milieukritische parameters (cadmium, arseen, kwik en dioxines) uit te voeren en de componenten met de grootste spreiding (chrom, molybdeen, nikkel en wolfram). De invloed van deze spreiding is echter betrekkelijk gering. Het grootste effect is bij koude immobilisatie waar de milieubelasting met circa 25% toeneemt.



### 6.25.6 Conclusies uit de LCA-vergelijking

- Pyrolyse/smelten scoort alleen op de weegvorm waarin finaal afval direct wordt meegewogen beter dan de andere verwerkingsopties. In alle andere gevallen is dit de verwerkingsoptie met de grootste milieubelasting, waarbij alleen voor het thema verspreiding niet geheel zeker is of dit ook significant is vanwege onder meer onzekerheden bij de uitloging van andere verwerkingsopties.
- Indien de gevoeligheidsanalyses buiten beschouwing worden gelaten is storten in big bags bij de meeste wegingsmethoden het alternatief met de laagste milieubelasting. Indien afval als zelfstandig thema wordt meegewogen (DtT), heeft storten in big-bags de minste voorkeur.
- De vergelijking tussen de overige alternatieven is sterk afhankelijk van de wegingsmethode:
  - Indien alle thema's even belangrijk worden geacht, heeft pyrolyse/smelten de minste voorkeur.
  - Indien broeikaseffect het belangrijkste thema is, heeft pyrolyse/smelten de minste voorkeur.
  - Indien verspreiding van stoffen het belangrijkste thema is, heeft koude immobilisatie of pyrolyse/smelten (afhankelijk van de weegvariant) de minste voorkeur (echter, geen significant verschil).
- De grootste onzekerheid geldt het milieuprofiel van het smeltprocédé door onvoldoende gegevens over energieverbruik en de geschatte uitloging van zware metalen.

### 6.25.7 Verwerkingskosten

De verwerkingskosten voor de vier geselecteerde verwerkingsalternatieven zijn opgenomen in tabel 6.25.5.

Tabel 6.25.5: Geschatte verwerkingskosten (excl. BTW) per ton

Alternatief	Geschatte kosten in Euro's
Koude immobilisatie	130
Pyrolyse/smelten	115
Stort big bags	130
Versatzbau	45

### 6.25.8 Kanttekeningen

Met uitzondering van koude immobilisatie is geen van de alternatieven momenteel operationeel voor de verwerking van DTO-vliegas. Er bestaan derhalve nogal wat onzekerheden over de precieze hoogte van de milieu-ingrepen van deze alternatieven. Dit geldt onder meer voor het energieverbruik van het smeltprocédé en de mate van verglazing die met die proces voor DTO-vliegas is te realiseren.

En bij zowel het storten in big-bags in een C2-deponie als in Duitse zoutmijnen (Versatzbau) is gesteld dat er geen uitloging naar het milieu optreedt. Er bestaat echter onzekerheid of de afdichtvoorzieningen in een deponie op de lange termijn de uitloging kunnen voorkomen. Net zo is nog onzeker hoe de hydrologische situatie in de ondergrondse zoutmijnen zich op de lange duur gaat ontwikkelen en of dit gevolgen heeft voor aldaar opgeslagen afvalstoffen. In een gevoeligheidsanalyse is een uitloogscenario doorgerekend en hieruit bleek dat in veel gevallen een aanzienlijke verhoging van de milieuscores ontstaat voor deze alternatieven.

## 6.26 Zuiveringslib

### 6.26.1 Beschrijving zuiveringslib

Er zijn diverse soorten zuiveringslib te onderscheiden met elk een eigen herkomst. Het gaat hierbij ondermeer om slib van communale rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's), van zuiveringsinstallaties voor industrieel afvalwater of van installaties ter bereiding van drinkwater. Communaal zuiveringslib is, wat de omvang betreft, veruit de grootste slibstroom.

In het MER voor het LAP wordt uitgegaan van RWZI-slib. RWZI-slib is een restproduct dat vrijkomt bij de zuivering van afvalwater in biologische zuiveringsinstallaties. Het bestaat voor een deel uit inerte materialen (zand, kalk, fosfaat e.d.) en voor een gedeelte uit organisch (biologisch) materiaal. De verhouding tussen deze twee hoofdbestanddelen hangt af van de aard van het afvalwater en van het toegepaste zuiveringsproces. In het algemeen bedraagt het gehalte aan organisch materiaal 60-70%. Daarnaast kan het slib een groot aantal verontreinigingen bevatten, met name van bacteriële aard, zware metalen en soms ook olieachtige bestanddelen. RWZI-slib heeft in het algemeen een redelijk gelijkmatige samenstelling, binnen een bepaalde bandbreedte.

RWZI-slib komt bij het zuiveringsproces vrij als een dunne, waterige stroom met hooguit enkele procenten droge stof. Normaal gesproken wordt dit direct bij de zuiveringsinstallatie ingedikt en mechanisch ontwaterd tot een pasteus materiaal met droge stofgehalten van 20-30% (in het MER is uitgegaan van 25% d.s.). Het onttrokken water wordt teruggevoerd naar de zuivering. Het ontwaterde slib komt vanwege de pasteuze consistentie en de samenstelling normaliter niet voor storten in aanmerking en wordt elders verwerkt.

In het MER is aangenomen dat mechanisch ontwaterd slib met een d.s.-gehalte van 25% een calorische waarde heeft van 1,6 MJ/kg.

### 6.26.2 Huidige verwerking

Voor het verwerken van mechanisch ontwaterd slib zijn in Nederland diverse alternatieven beschikbaar. Alle bestaande mogelijkheden zijn meegenomen in het MER en verder beschreven in paragraaf 6.26.3.

### 6.26.3 Verwerkingsalternatieven

Het belangrijkste verwerkingsalternatief in Nederland betreft verbranding in speciale slibverbrandingsinstallaties (SVI). Een relatief nieuw verbrandingsproces gebaseerd op wervelbedverbranding wordt eveneens onder deze noemer geschaard. Daarnaast wordt een beperkte hoeveelheid slib meeverbrand in AVI's.

Na droging (thermisch tot een d.s.-gehalte van meer dan 90% of biologisch tot een d.s.-gehalte van ongeveer 70%) wordt het zuiveringslib reeds meegestookt in zowel cementovens als kolengestookte elektriciteitscentrales.

Een ander verwerkingsalternatief betreft een natte oxidatiereactor. Deze reactor hangt in een 1.280 m diepe schacht. Het te verwerken slib (influent) stroomt naar beneden in een centrale daalbuis. De behandelde slibstroom (effluent) verlaat de reactor rondom de daalbuis door de stijgbuis. Bij dit alternatief wordt het slib niet vooraf mechanisch ontwaterd. De resterende filterkoek wordt in een cementoven verbrand of gestort.

Een alternatief dat in Nederland nog niet operationeel is, maar wel als realistisch wordt gezien, betreft het vergassen van slib. Hierbij wordt slib eerst verder gedroogd en dan vergast. Het synthesegas wordt vervolgens als brandstof gebruikt in een gasgestookte energiecentrale.

Een laatste alternatief dat momenteel in voorbereiding is, is een pyrometallurgische smelter. Dit alternatief bestaat uit een combinatie van technieken, te weten pyrolyse, vergassen en smelten en kan voor een groot aantal afvalstoffen (zowel hoogcalorische als inerte afvalstoffen) worden ingezet. Dit verwerkingsconcept is gericht op het produceren van synthesegas uit de organische fractie van het ingevoerde afval en het omzetten van de niet-brandbare fractie in bruikbare bouwstoffen en metalen.

Gelet op de bovenstaande mogelijkheden worden in dit MER de in tabel 6.26.1 aangegeven verwerkingsalternatieven voor zuiveringsslib met behulp van een LCA vergeleken. Zie voor een uitgebreide beschrijving achtergronddocument A27.

Tabel 6.26.1: Overzicht verwerkingsalternatieven voor zuiveringsslib

Verwerkingsalternatieven
Verbranden (SVI)
Meestoken in een AVI
Biologisch drogen en meestoken gedroogd slib in E-centrale
Biologisch drogen en meestoken gedroogd slib in cementoven
Thermisch drogen en meestoken gedroogd slib in E-centrale
Thermisch drogen en meestoken gedroogd slib in cementoven
Natte oxidatie
Vergassen en bijstook synthesegas in E-centrale
Pyrolyse/smelten

Met de in tabel 6.26.1 aangegeven verwerkingsalternatieven is invulling gegeven aan richtlijn R-13 van de Richtlijnen voor het MER voor wat betreft de alternatieven 'verbranden als definitieve verwijdering' en 'nuttige toepassing als brandstof'. In afwijking van de Richtlijnen is niet gekeken naar verwerkingsalternatieven die gebruik maken van het principe 'vergisting' of 'composteren'. Hiervoor zijn geen concrete initiatieven gevonden.

#### 6.26.4 Resultaten LCA-vergelijking

In de LCA-berekeningen voor het MER-LAP worden milieueffectscores berekend op grond van het totaal aan emissies naar het milieu, onttrekkingen van grondstoffen uit het milieu en ruimtebeslag zoals dat in de inventarisatiefase is vastgesteld. Zie achtergronddocument A2 voor een toelichting op de achtergronden bij de LCA-berekeningen.

De effectscores zijn vergeleken met de totale milieubelasting in Nederland in 1997 als gevolg van economische handelingen. Dit is overeenkomstig richtlijn R-9 van de Richtlijnen voor het MER-LAP. De aldus verkregen genormaliseerde effectscores vormen de basis van de milieuhygiënische vergelijking van verwerkingsalternatieven. De genormaliseerde milieueffectscores van de verwerkingsalternatieven voor zuiveringsslib zijn gegeven in tabel 6.26.2.

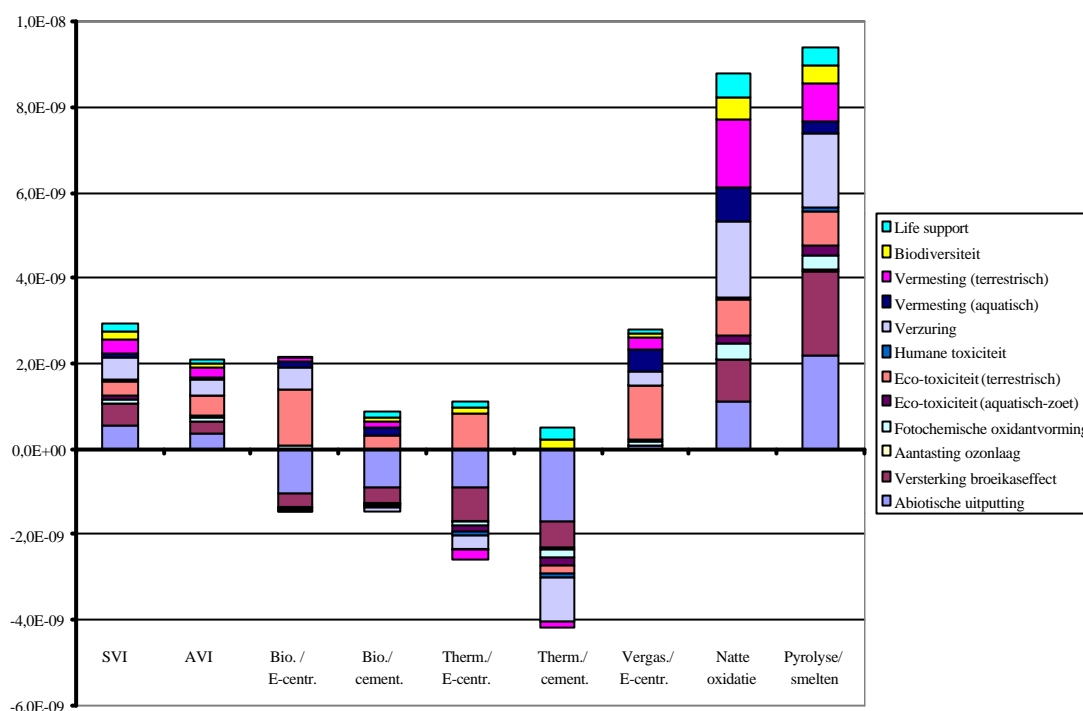
Tabel 6.26.2: Genormaliseerde effectscores (\*10<sup>-14</sup>) voor verwerking van zuiveringsslib

	SVI	AVI	Bio/ E-centr.	Bio/ cement.	Therm./ E-centr.	Therm./ cement.	Natte oxidatie	Vergas- sen	Pyrolyse/ smelten
Abiotische uitputting	55.636	35.152	-102.424	-89.091	-89.091	-171.515	112.121	7.758	218.788
Versterking broeikas-effect	49.774	29.819	-33.710	-38.009	-79.638	-61.086	98.190	1.882	198.643
Aantasting ozonlaag	374	263	-1.238	-1.679	-3.091	-4.381	668	156	1.279
Fotochem. oxidantvorm.	9.615	6.648	9.231	-2.016	-9.011	-18.077	36.978	8.297	33.626
Eco-toxiciteit (aq. - zoet)	7.427	5.000	-4.151	-2.387	-13.143	-20.027	16.313	3.037	22.812
Eco-toxiciteit (terrestr.)	35.766	45.881	128.259	33.055	82.586	-16.475	84.046	127.216	78.936
Humane toxiciteit	4.218	2.564	-4.793	-3.622	-7.394	-7.447	5.372	1.553	10.372
Verzuring	50.374	36.173	54.260	-8.146	-32.138	-104.036	179.372	29.447	174.888
Vermesting (aquatisch)	10.319	6.534	15.279	17.251	-2.988	365	80.080	51.992	27.888
Vermesting (terrestr.)	31.239	21.504	8.115	12.832	-24.690	-13.894	157.522	29.027	88.407
Biodiversiteit	18.247	9.021	-1.423	11.598	12.835	23.247	50.619	8.144	41.186
Life support	20.311	10.444	316	14.667	14.933	25.378	57.333	10.444	44.000

Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Figuur 6.26.1 toont de scores uit tabel 6.26.2 in grafische vorm. De genormaliseerde effectcores zijn hierbij gesommeerd. Deze figuur geeft een helder beeld van de bijdrage dat elk LCA-thema aan het milieuprofiel levert. Het milieuprofiel is vergelijkbaar met de effectscore volgens wegmethode 2 ('alle LCA-thema's wegen even zwaar') uit paragraaf 6.26.5.

Figuur 6.26.1: Gesommeerde milieueffectscores (genormaliseerd) voor verwerking van zuiveringsslib



Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Naast de genormaliseerde effectscores, zijn er ingreepgerichte scores berekend die niet rechtstreeks aan milieuthema's zijn gekoppeld. De gegevens geven slechts de score weer voor een aantal veelgebruikte milieu-indicatoren. De scores zijn niet genormaliseerd en worden weergegeven in tabel 6.26.3.

Tabel 6.26.3: Ingreepgerichte scores voor verwerking van zuiveringsslib

	SVI	AVI	Bio/ E-centr.	Bio/ cement.	Therm./ E-centr.	Therm./ cement.	Natte oxidatie	Vergas- sen	Pyrolyse/ smelten
Landgebruik (m <sup>2</sup> /j)	4	2	0	3	3	6	12	2	9
Finaal afval (kg)	136	15	-16	-23	-69	-94	270	24	28
Energieverbruik (MJ)	1.410	877	-2.440	-1.840	-958	-2.710	2.970	105	5.790
Waterverbruik (liter)	1.760	1.110	18.200	20.800	-13.200	-179	4.460	-419	9.220

Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

### 6.26.5 Bespreking resultaten

Bij elk van de verwerkingsalternatieven is onderzocht welke ingrepen de grootste impact hebben op de effectscores (zwaartepuntanalyse), waarbij weegmethode 2 als uitgangspunt is genomen.

Daarnaast zijn ingrepen gevarieerd waarvan uit de inventarisatie bleek dat er onvoldoende zekerheid over de gehanteerde waarde was (gevoeligheidsanalyse).

Door het hanteren van variaties kon tevens een significantieanalyse worden uitgevoerd. Hierbij worden de grootste variaties in effectscores tussen de verwerkingsalternatieven met elkaar vergeleken. Zie achtergronddocument A2 voor een nadere toelichting op de significantieanalyse. Op deze manier is een tabel samen te stellen waarbij enerzijds de gewogen effectscores worden gepresenteerd en anderzijds de significantie in verschillen wordt uitgedrukt (zie tabel 6.26.4). De gebruikte weegmethoden zijn overeenkomstig de Richtlijnen voor het MER-LAP (R-37) alsmede twee varianten op deze weegmethoden. Achtergronddocument A2 geeft een uitgebreide toelichting op de gehanteerde weegmethoden.

De significant lagere, dus milieuhygiënisch gezien gunstiger, scores zijn lichtgekleurd en cursief. De significant hogere scores zijn donkergekleurd en vet. De ongekleurde scores vormen derhalve een middengroep. Bij de overige weegvormen is geen kleuring aangegeven aangezien hier onvoldoende significante verschillen aanwezig zijn.

Tabel 6.26.4: Gewogen effectscores (\* $10^{-12}$ ) van verwerkingsalternatieven voor zuiveringsslib

	SVI	AVI	Bio/ E-centr.	Bio/ cement.	Therm./ E-centr.	Therm./ cement.	Natte oxidatie	Vergas- sen	Pyrolyse/ smelten
Alle milieuthema's even zwaar	1.830	1.218	-319	-856	-1.562	-3.054	<b>5.447</b>	1.134	<b>6.262</b>
Alle LCA-thema's even zwaar	2.933	2.090	677	-555	-1.508	-3.679	<b>8.786</b>	2.790	<b>9.408</b>
DtT voor milieuthema's	<b>47.464</b>	6.771	-2.886	-7.530	-24.418	-34.785	<b>99.466</b>	10.562	18.217
DtT voor LCA- thema's	<b>49.414</b>	8.424	-580	-6.827	-24.538	-36.462	<b>106.558</b>	14.325	23.777
Alleen broeikaseneffect	498	298	-337	-380	-796	-611	<b>982</b>	19	<b>1.986</b>
Verspreiding (gewogen)	119	117	226	34	64	-146	310	254	318
Verspreiding (ongewogen)	570	601	1.285	250	530	-620	1.427	1.401	1.457

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Van de beschouwde LCA-thema's hebben met name abiotische uitputting (vooral energiedragers), broeikaseneffect, aquatische vermessing en terrestrische ecotoxiciteit een onderscheidend vermogen voor een vergelijking van de verwerkingsalternatieven.

Bij bijna alle weegmethoden heeft thermisch drogen gevolgd door meestoken de laagste milieubelasting. In het geval van meestook in een cementoven is de milieubelasting lager dan bij meestook in een kolengestookte energiecentrale, maar dit verschil is veelal niet significant.

De (vermeden) milieubelasting hangt vooral samen met de productie van elektriciteit uit het gedroogde slib in een energiecentrale dan wel de vermeden inzet van kolen in een cementoven. De vermeden ingrepen zijn met name de uitputting van energiedragers en emissies van CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> en SO<sub>2</sub>.

Bij de weegmethoden waar verspreidingsthema's een belangrijke rol spelen, heeft meestoken in een energiecentrale een hogere milieubelasting door de emissies van kwik tijdens de procesvoering.

De resultaten van het alternatief thermisch drogen, gevolgd door het meestoken in een cementoven zijn met name gevoelig voor de keuze van de vermeden energiedragers. Als niet kolen, maar stookolie wordt vermeden is de vermeden milieubelasting aanzienlijk minder.

Het alternatief thermisch drogen gevolgd door het meestoken in een energiecentrale is gevoelig voor aannamen omtrent de samenstelling van het zuiveringsslib. Bij een afwijkende samenstelling met hogere gehalten aan verontreinigingen, zal de milieubelasting toenemen (vermeden milieubelasting afnemen). Dit speelt vooral een rol bij de weegmethoden waar verspreidingsthema's een rol spelen.

De vergelijkbare processen waarbij een biologische droging plaatsvindt, hebben een hogere milieubelasting (of minder vermeden milieubelasting). Dit wordt veroorzaakt door de hogere energiebehoefte bij het droogproces waardoor de vermeden milieubelasting door de inzet in kolengestookte energiecentrale of cementoven lager uitvalt. Een aantal ingrepen die gerelateerd zijn aan energieproductie (uitputting energiedragers en emissies van CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> en SO<sub>2</sub>) zijn daardoor hoger en veroorzaken hogere effectscores. De overige kenmerken alsmede de gevoeligheidsanalyses vertonen een sterke gelijkenis met de vergelijkbare alternatieven waar thermische droging wordt toegepast.

De hoogste milieubelasting wordt steeds gevonden bij natte oxidatie en pyrolyse/smelten (voor pyrolyse/smelten met uitzondering van de DtT-weegvormen). Met name de thema's abiotische uitputting, broeikasemissie, verzuring en vermisting zijn hier verantwoordelijk voor. In al deze gevallen hangt dit samen met het hoge(re) energieverbruik. Bij de effectscore voor abiotische uitputting door energiedragers, broeikasemissie door CO<sub>2</sub>-emissies, verzuring door SO<sub>x</sub>-emissies en vermisting door de emissie van NO<sub>x</sub>.

Verder zijn er bij de natte oxidatiereactor nauwelijks vermeden milieu-ingrepen toegerekend. De resultaten van dit alternatief zijn gevoelig voor de wijze van residuverwerking en de geschatte samenstelling. Indien in het eerste geval de residu naar een cementoven wordt gebracht (en niet gestort wordt), neemt de milieubelasting verder toe. Als in het tweede geval met een andere samenstelling wordt gekeken, neemt de milieubelasting af maar blijft hoger dan alle overige alternatieven (met uitzondering van pyrolyse/smelten).

De overige drie alternatieven (slibverbranding, verbranding in een AVI en vergassen) hebben bij de meeste weegmethoden een vergelijkbare milieubelasting. Belangrijkste ingrepen zijn emissies van CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> en uitputting van energiedragers. Alleen bij de DtT-weegmethode heeft de slibverbrandingsinrichting een relatief grote milieubelasting. Samen met natte oxidatie scoort de slibverbrandingsinstallatie hier significant het slechtst. Dit wordt ingegeven door de relatief grote hoeveelheid finaal afval.

Deze drie alternatieven zijn nauwelijks gevoelig voor de aannamen omtrent de toegerekende milieu-ingrepen.

### 6.26.6 Conclusies uit de LCA-vergelijking

- Thermisch drogen en meestoken in cementoven dan wel energiecentrale heeft bij de meeste weegmethode de laagste milieubelasting.
- Biologisch drogen en meestoken in cementoven dan wel energiecentrale heeft een iets hogere milieubelasting dan bij thermisch drogen aangezien de energiebehoefte van het droogproces groter is.
- Natte oxidatie en pyrolyse/smelten hebben bij alle weegmethoden de hoogste milieubelasting.
- Slibverbranding, verbranding in een AVI en vergassen hebben bij de meeste weegvormen een gemiddelde milieubelasting.

### 6.26.7 Verwerkingskosten

Er zijn verwerkingskosten geschat voor de geselecteerde verwerkingsalternatieven. Tabel 6.26.5 geeft deze weer.

Tabel 6.26.5: Geschatte verwerkingskosten (exclusief BTW) per ton zuiveringslib

Alternatief	Geschatte kosten in Euro's
Slibverbranding	90
AVI	100
Biologisch drogen / E-centrale	140
Biologisch drogen / cementoven	120
Thermisch drogen / E-centrale	140
Thermisch drogen / cementoven	120
Vergassen / E-centrale	135-140
Natte oxidatie	90
Pyrolyse/smelten	115



## 6.27 Conclusies op hoofdlijnen

### *Veel voorkomende milieuthema's*

In de paragrafen 6.1 tot en met 6.26 heeft er voor de afzonderlijke afvalstromen reeds een bespreking plaatsgevonden van zowel de LCA-resultaten als de conclusies die hieruit voor de verschillende afvalstromen te trekken zijn. Kijkend naar de milieuthema's blijken veelal abiotische uitputting, versterking broeikas effect en terrestrische ecotoxiciteit de milieubelasting te bepalen en in iets mindere mate verzuring en terrestrische vermesting.

De mogelijkheid om bij toekomstige vergunningenprocedures de opsteller van een MER geen volledige LCA meer uit te laten voeren en zich alleen te beperken tot de hierboven aangegeven veel terugkerende milieuthema's (zoals gevraagd in richtlijn R-40 van de Richtlijnen voor het MER-LAP) is niet op voorhand en in zijn algemeenheid te onderschrijven. De mate waarin een dergelijke beperktere LCA mogelijk is wordt sterk bepaald door de mate waarin onderzochte verwerkingsalternatieven van elkaar verschillen. Op het moment dat alleen thermische technieken onderling vergeleken worden is de mogelijkheid voor een beperktere analyse groter dan vergelijkingen waarbij zowel thermische en niet-thermische technieken worden vergeleken. De kans blijft echter aanwezig dat met een beperktere analyse afwenteling plaatsvindt van een milieubelasting naar een milieuthema dat, in een dergelijke beperktere analyse, niet is meegenomen en daarmee een alternatief ten onrechte als positief wordt beoordeeld.

Tenslotte geldt dat het niet meenemen van enkele thema's lang niet altijd ook een substantiële besparing aan werk met zich meebrengt. Veel deelprocessen of emissies hebben immers effect op meerdere thema's. Emissies naar de lucht kunnen bijvoorbeeld bijdragen aan broeikas effect, verzuring, vermesting, terrestrische toxiciteit, humane toxiciteit, etc. Hetzelfde geldt voor andere emissies, voor energiegebruik, voor transport, etc. Het niet meenemen van één of enkele thema's betekent dan ook meestal niet dat de analyse van emissies, bedrijfsmiddelengebruik, transport of energiegebruik achterwege kan blijven omdat andere thema's, waar deze zaken ook aan kunnen bijdragen, wel gewoon meegenomen worden.

### *Hoogcalorische afvalstromen*

In het MER zijn diverse hoogcalorische afvalstromen onderzocht op hun milieubelasting. Daarbij is vaak uitgegaan van de verwerkingstechnieken cementoven, elektriciteitscentrale, AVI en/of DTO. Uit de analyse van de milieuprofielen is duidelijk geworden dat de rangschikking van deze technieken veelal bepaald wordt door zowel het energetische rendement van de installatie als de mate waarin de inzet van de afvalstroom als brandstof in de bewuste installatie leidt tot het vervangen van primaire brandstoffen en grondstoffen.

Over het algemeen scoort de cementoven beter dan een kolengestookte elektriciteitscentrale, die weer beter is dan een afvalverbrandingsinstallatie. Kijkend naar een vergelijking tussen een AVI en een DTO dan scoort een AVI altijd beter dan de DTO aangezien bij een AVI een hoger elektrisch rendement gehaald wordt dan in de DTO.

### *Cementoven*

De hierboven aangehaalde positieve score van een cementoven blijkt sterk afhankelijk te zijn van de keuze die gemaakt is voor de vermeden primaire brandstoffen. In het MER-LAP is aangenomen dat de hoogcalorische afvalstromen met hun inzet in een cementoven hoogzwavelige kolen uitsparen. Hierbij is aangenomen dat voor elke MJ afval dat in de cementoven verwerkt wordt een MJ hoogzwavelige kolen wordt vermeden. Met deze aanname zou de cementoven bij nagenoeg alle afvalstromen significant beter scoren dan elk ander verwerkingsalternatief. Het niet behoeven te verstoken van redelijk vervuilde hoogzwavelige kolen leidt namelijk tot een omvangrijke hoeveelheid vermeden emissies.

De keuze voor hoogzwavelige kolen niet onomstreden. Bij elke afvalstroom waarin de cementoven als verwerkingsalternatief is meegenomen is ook gekeken naar de milieubelasting van het vervangen van een andere primaire brandstof: stookolie. De vermeden emissies ten gevolge van de vermeden inzet van stookolie in een cementoven zijn veel geringer dan bij de vermeden inzet van de hoogzwavelige kolen. Het gevolg hiervan is dat de milieubelasting van de cementoven minder gunstig wordt en veelal slechter gaat scoren dan bijvoorbeeld een elektriciteitscentrale.

Doordat standaard gekozen is voor het vervangen van hoogzwavelige kolen en in een gevoeligheidsanalyse het effect van het vervangen van stookolie is meegenomen ontstaat er een redelijke bandbreedte in de milieubelasting van het verwerken van een hoogcalorische afvalstroom in een cementoven. Deze bandbreedte is veelal zo groot dat de verschillen in milieubelasting met een verwerkingsalternatief zoals een elektriciteitscentrale niet significant te noemen zijn.

#### *Weegvormen*

In de Richtlijnen van het MER-LAP is in richtlijn R-37 aangegeven dat er een integrale milieuanalyse uitgevoerd moet worden op de verschillende milieuthema's. Om dit mogelijk te maken is tevens aangegeven hoe op basis van de afzonderlijke milieuthema's tot een gewogen milieuscore gekomen moet worden. Deze richtlijn is vertaald naar een zevental weegvarianten.

Met de keuze voor deze zeven weegvormen is het veelal onmogelijk gebleken eenduidig een meest milieuvriendelijk alternatief aan te duiden. Als er al significante verschillen waren tussen verwerkingsalternatieven dan blijkt veelal per weegvorm een ander alternatief als meest milieuvriendelijk aangeduid te worden. Verwerkingsalternatieven met bijvoorbeeld relatief veel finaal afval kunnen bij de weegvormen waarbij alle LCA of milieuthema's even zwaar gewogen worden als meest milieuvriendelijk naar voren komen, maar scoren vaak bij de DtT-weegvormen als (een van de) slechtste alternatieven. Evenzo scoort een techniek die weinig finaal afval produceert en veel energie nodig heeft goed op de DtT-weegvormen en slecht op de weegvorm die alleen uitgaat van het LCA-thema broeikas-effect.

Al met al betekent dit dat de LCA-methodiek weliswaar een goed bruikbaar middel is om de verschillende verwerkingstechnieken naast elkaar te zetten en de verschillende voors- en tegens enigszins te kwantificeren, maar dat een eenduidig antwoord niet altijd uit een LCA-vergelijking volgt. Vaak zal dan ook alsnog een (bestuurlijke) keuze gemaakt moeten worden tussen het voordeel van de één en het voordeel van de ander en vormt de LCA, naast overwegingen van heel andere aard, niet meer dan een hulpmiddel om deze afweging te kunnen maken.



## **7 MILIEUEFFECTEN VAN VERBRANDEN**

### **7.1 Probleemstelling en afbakening**

#### **7.1.1 Probleemstelling**

In het LAP wordt beleid opgenomen voor de capaciteitsplanning van verbranden. Het grootste deel van het brandbare, niet herbruikbare afval (in het vervolg aangeduid als 'brandbaar afval') wordt nu verbrand in speciale afvalverbrandinginrichtingen (AVI's) die de afgelopen jaren zijn gebouwd voor heterogeen, relatief laagcalorisch afval. Vanwege de sterke groei van het aanbod en het niet volledig realiseren van hergebruiktaakstellingen is er onvoldoende capaciteit om al het brandbaar afval adequaat te verbranden. Daarom wordt nu circa 40% van het brandbaar afval gestort.

Het beleid in het LAP is erop gericht om storten van (dit overschot aan) brandbaar afval te beëindigen en deze afvalstoffen zodanig te verwerken dat zoveel mogelijk energie wordt gewonnen. Tevens is het beleid erop gericht om de capaciteit van de bestaande afvalverbrandinginrichtingen optimaal beschikbaar te stellen voor brandbaar afval dat niet in andere installaties kan worden verwerkt. Dit leidt tot twee belangrijke vragen. De eerste vraag is in hoeverre uitbreiding van afvalverbrandingscapaciteit nodig is, gelet op de mogelijkheden om brandbaar afval, eventueel na bewerking, toe te passen als brandstof en de energie-inhoud maximaal mogelijk te benutten. De tweede vraag is in hoeverre het energierendement van afvalverbranding kan worden verhoogd. De huidige AVI's hebben een rendement dat tussen 22% en 27% ligt. Scheiding maakt het mogelijk fracties met een hogere stookwaarde en uniformere brandstofspecificaties te produceren, die vervolgens kunnen worden aangeboden bij installaties met een hoger netto elektrisch rendement, zoals bijvoorbeeld een kolencentrale. Ook bij nieuw te bouwen AVI's zou met een aangepast ontwerp een netto elektrisch rendement van 30% haalbaar zijn.

Om inzicht te bieden in de milieukundige aspecten van beslissingen over de capaciteitsplanning zijn in dit MER vier alternatieve scenario's voor de verwerking van brandbaar afval met elkaar vergeleken.

#### **7.1.2 Afbakening/opbouw**

De scenario's gaan uit van de verwerking van brandbaar afval dat in Nederland in het jaar 2012 vrijkomt. In het MER zijn alleen die stromen meegenomen die met name bijdragen aan het overschot aan brandbaar afval (zie paragraaf 7.2.1). Vervolgens is een selectie gemaakt van de mogelijke scheidings- en verbrandingstechnieken voor de hiervoor genoemde brandbare afvalstromen. Daarbij is uitgegaan van technieken die op commerciële schaal worden toegepast of aangeboden, of naar verwachting op korte termijn op commerciële schaal bewezen zullen zijn. Vervolgens zijn vier scenario's opgesteld voor de verwerking van het brandbaar afval in 2012. Daarbij worden de afvalstromen door verschillende scheidings- en verbrandingstechnieken geleid. Door de opbouw rond bepaalde technieken zijn de scenario's als uitersten te beschouwen waarmee de grenzen aan verwerking van het brandbare restafval gerelateerde milieueffecten worden ingeschat. Per scenario is een globale milieu-ingrepen analyse uitgevoerd. De opgestelde milieuprofielen zijn onderling vergeleken om inzicht te krijgen, aan welke scenario's met bijbehorende technieken vanuit milieuoogpunt de voorkeur moet worden gegeven. Het milieuprofiel voor de geëxtrapoleerde huidige situatie, het Status Quo scenario, is bij de onderlinge vergelijking als referentie genomen. Bij het opstellen van het milieuprofiel is ook een onzekerheidsanalyse uitgevoerd. Daarbij is zowel rekening gehouden met onzekerheden in de verdeling van afval over verschillende technieken als met de spreiding in de, aan een bepaalde techniek gerelateerde, milieubelasting.

Voor een uitgebreide beschrijving van de aanpak, gegevens, analyses en resultaten wordt verwezen naar achtergronddocument A28 "Capaciteit verbranden".

## 7.2 Afvalstromen en technieken

### 7.2.1 Afvalaanbod

In de MER is uitgegaan van een aanbodprognose van brandbaar afval tot 2012 conform het beleidsscenario LAP. De gegeven hoeveelheden zijn gebaseerd op het werkelijke afvalaanbod in 2000 en een aanbodprognose voor de jaren 2001 tot en met 2012. In de cijfers is rekening gehouden met de effecten van afvalpreventie, materiaal- en producthergebruik (zie Prognosedocument LAP). De chemische samenstelling van de verschillende componenten is gebruikt voor het berekenen van de omvang van milieu-ingrepen bij thermische verwerking van reststromen (te storten reststoffen, verbruik hulpstoffen, emissies, en dergelijke). In tabel 7.1 zijn de hoeveelheden brandbaar afval weergegeven.

Tabel 7.1: Hoeveelheden brandbaar afval volgens het beleidsscenario LAP (Mton)

	2000	2006	2012
Huishoudelijk restafval	3,9	4,4	4,7
Grof huishoudelijk afval	0,8	0,8	0,8
Kantoor-, winkel- en dienstenaafval	1,8	1,8	1,7
Industrieel afval <sup>6</sup>	1,0	1,0	1,1
Bouw- en sloopafval	0,5	0,6	0,6
<b>Totaal (1)</b>	<b>8,1</b>	<b>8,6</b>	<b>8,9</b>
Slib	1,8	2,0	2,3
Reinigingsdienstenaafval	0,1	0,1	0,1
Autoafval	0,1	0,1	0,1
Gevaarlijk afval	0,3	0,3	0,4
<b>Totaal (2)</b>	<b>10,5</b>	<b>11,1</b>	<b>11,8</b>

Van de genoemde afvalstromen is alleen de bovenste groep van vijf in de MER meegenomen. Het zijn vooral deze stromen die bijdragen aan het overschot aan brandbaar afval dat momenteel wordt gestort. Het betreft huishoudelijk afval, grof huishoudelijk afval, kantoor-, winkel- en dienstenaafval (KWD-afval), industrieel restafval en bouw- en sloopafval. Samen zijn deze stromen goed voor circa 80% van het brandbare afval. Bij KWD-afval is onderscheid gemaakt tussen droog KWD-afval, op huishoudelijk afval lijkend KWD-afval en overig KWD-afval vanwege de afwijkende samenstelling van deze deelstromen. Droog KWD-afval is afkomstig van kantoren en detailhandel en bestaat voor een groot deel uit papier. Op huishoudelijk afval lijkend KWD-afval is afkomstig van groothuishoudens en vergelijkbare bronnen en bestaat net als huishoudelijk afval voor een aanzienlijk deel uit nat organisch materiaal. Het afval uit andere KWD-sectoren is verzameld onder de noemer 'overig KWD-afval'.

De onderste groep afvalstromen uit tabel 7.1 is niet in de MER meegenomen. Voor slib bestaat een nagenoeg afgeronde verwerkingstructuur. Reinigingsdienstenaafval en gevaarlijk afval zijn kleine afvalstromen (respectievelijk 1% en 3% van het totale aanbod) die niet van wezenlijke invloed zijn op de benodigde verwerkingscapaciteit. Autoafval is evenmin meegenomen vanwege de beperkte hoeveelheid en de bijzondere eigenschappen. De combinatie van het hoge gehalte aan metalen, aan as en halogenen en de hoge stookwaarde vraagt specifiek op het materiaal toegesneden verwerkingsverwerkingsprocessen.

<sup>6</sup> Industrieel afval exclusief raffinaderijafval, landbouwafval en reststoffen energieproductie.

Uitgebreide informatie over de prognose van het afvalaanbod, soorten, hoeveelheden, samenstelling, afkomst en in- en uitvoer is opgenomen in het LAP (hoofdstuk 6 van het beleidskader, en in de betreffende sectorplannen), in het Prognosedocument LAP en in achtergronddocument A28.

### 7.2.2 Thermische technieken

Voor thermische verwerking staan in principe vier technieken ter beschikking:

- verbranding;
- pyrolyse;
- vergassing;
- meestoken in een industriële vuurhaard (kolencentrale, cementoven).

Van deze vier technieken zijn in deze studie alleen verbranding en meestoken meegenomen. Aangenomen is dat pyrolyse en vergassing of een combinatie van beide, maar ook meestoken van pyrolyse- of vergassingsproducten in een industriële vuurhaard in de afvalverwijdering in de periode tot 2012 voor bulkstromen hooguit een bescheiden rol zullen kunnen spelen. Vergassen en pyrolyse zijn als individuele techniek nog geen stand der techniek. Combinatie van pyrolyse en vergassing is wel vrijwel uitontwikkeld, gezien de bouw van diverse installaties in met name Duitsland. Deze combinatie is echter duur in vergelijking tot andere verbrandingstechnieken en voldoet niet aan het beoogde overheidsdoel; maximalisering van de benutting van de energie-inhoud van brandbaar afval door met name productie van elektriciteit en warmte.

#### Verbranden

Verbranding herbergt als term een breed scala aan technieken. In de verzameling is niet één onderscheidend criterium aan te brengen aan de hand van bijvoorbeeld rendement of de specificaties van de verwerkte brandstof. Zolang de stookwaarde meer dan 6 MJ/kg bedraagt is verbranding mogelijk en kan een voldoende hoge verbrandingstemperatuur worden gehandhaafd. Algemeen gesteld wordt het ontwerp van een installatie aangepast aan de specificaties van het te verwerken afval, bijvoorbeeld rekening houdend met het smeltpunt en sinterpunt van de as, de stookwaarde en het chloorgehalte.

De gemaakte keuzes ten aanzien van het ontwerp worden verder mede ingegeven door economische redenen. In de MER zijn drie verbrandingstechnieken meegenomen: bestaande AVI's, aangepaste AVI's en nieuwe AVI-lijnen.

#### *Bestaande AVI's*

Bij de bestaande AVI's zijn voornamelijk luchtgekoelde roosters toegepast vanwege de relatief lage stookwaarde van de verwerkte mix (9-10 MJ/kg). Vanwege het hoge chloorgehalte van het afval en om economische redenen worden bescheiden stoomparameters aangehouden (40 bar, 400 °C) en worden evenzo bescheiden netto elektrische rendementen (circa 20%) gerealiseerd.

#### *Aangepaste AVI's*

Het is daarnaast mogelijk om bestaande AVI's aan te passen voor stromen met hogere stookwaarde (12-14 MJ/kg) dan de gangbare 9-10 MJ/kg. Dit vraagt eveneens aanzienlijke investeringen.

### *Nieuwe AVI-lijnen*

Het is ook mogelijk een nog hoger rendement te halen met nieuwe AVI-lijnen met duurdere ketels. Daarvoor zijn twee opties in deze MER meegenomen:

- een circulerende wervelbedoven met enkel elektriciteitsproductie; en
- een roosteroven met warmte/kracht koppeling (WKK).

### **Meestoken in een kolencentrale of cementoven**

Meestoken in een cementoven of een kolencentrale vraagt in principe een brandstof met een hoge stookwaarde, een bij de reguliere brandstof of grondstoffen aansluitende assamenstelling en lage concentraties verontreinigende stoffen. Daarnaast gelden eisen voor de fysische eigenschappen. De hoge stookwaarde is nodig vanwege de mechanische begrenzing van de installatie en omdat een voldoende hoge vlamtemperatuur moet kunnen worden gehaald. Restricties aan de samenstelling van de as en verontreinigende elementen houden verband met de kwaliteit van (rest)producten en emissierichtlijnen. Zo mag in Nederland een secundaire brandstof voor een kolencentrale niet teveel as van een afwijkende askwaliteit bevatten omdat anders het risico bestaat dat afzet van de poederkoolvliegias bij de cementindustrie niet meer mogelijk is.

Een ander aspect van meestoken is de afhankelijkheid van afnemers en beschikbare capaciteit. De mogelijkheden voor het meestoken van secundaire brandstoffen uit afval worden daarbij bepaald door:

- het percentage aan alternatieve brandstoffen dat kan worden meegestookt;
- het beschikbare vermogen van bestaande kolencentrales en andere vuurhaarden, die secundaire brandstoffen kunnen verwerken; en
- de concurrentiepositie van secundaire brandstoffen ten opzichte van andere energiedragers.

Al met al is meestoken geen oplossing voor complete afvalstromen, maar een verwerkingsmogelijkheid voor bepaalde scheidingsproducten. Scheidingstechnieken zijn daarom een belangrijk onderdeel van de vier scenario's.

### **7.2.3 Scheidingstechnieken**

Scheiding van brandbaar restafval vindt om twee redenen plaats:

- verbetering van de eigenschappen als brandstof door afscheiding van afvalcomponenten met een hoog vochtgehalte en asgehalte; en
- reductie van de verwijderingskosten door afscheiding van deelfracties, die tegen aanzienlijk lagere kosten (of kostenneutraal of tegen geringe opbrengst) kunnen worden afgezet.

Afscheiding van vocht en inert geeft een betere brandstof. De afscheiding kan eventueel zo plaatsvinden, dat vocht als damp wordt verwijderd en dat inert als een herbruikbaar restproduct vrijkomt. Het overblijvende brandbare afval wordt in Nederland vaak als RDF (Refuse Derived Fuel) aangeduid en heeft, afhankelijk van de samenstelling van het oorspronkelijke afval en de wijze en mate van scheiding, een stookwaarde van 12 – 18 MJ/kg.

Voorbeelden van deelfracties, die tegen aanzienlijk lagere kosten kunnen worden afgezet zijn schroot, inert materiaal (mits van voldoende hoge kwaliteit) en afvalcomponenten (vooral papier en plastic folie) die als brandstof nuttig kunnen worden toegepast. Ook verwijderen van aanhangend vocht door drogen is een optie. Dit kan zowel biologisch (= door compostering) als door inzet van een brandstof.

Gezien vanaf een wat hoger abstractieniveau vindt in de praktijk bij vrijwel elk scheidingsconcept afscheiding van metalen, inert en vocht plaats. Afscheiding van metalen loont altijd. Schroot is technisch makkelijk af te scheiden en heeft een positieve marktwaarde, waardoor afscheiding ook economisch rendabel is. Het voornaamste verschil tussen de

verschillende bestaande scheidingsconcepten is het wel of niet afscheiden van een papier- en folierijke plasticfractie (PPF) uit integraal afval of de na afscheiding van vocht, metalen en inert overblijvende RDF. De PPF wordt als secundaire brandstof afgezet bij bijvoorbeeld kolencentrales of cementovens.

Samenvattend zijn er twee concepten voor scheiding in de MER meegenomen:

- maximale productie van RDF;
- maximale productie van PPF.

### **Maximale productie van RDF**

In het RDF-concept wordt het huishoudelijk en daarmee vergelijkbaar bedrijfsafval gescheiden in een organisch natte fractie (ONF) en een restfractie brandbaar materiaal (RDF). Organisch materiaal wordt afgescheiden omdat het asrijk is en een hoog vochtgehalte heeft. Tevens bevat het inerte afvalcomponenten zoals glas en steen. Het RDF heeft een te hoge stookwaarde (13 MJ/kg of meer) om in de meeste bestaande AVI's te kunnen worden verwerkt, zelfs na aanpassing van rooster, luchtverdeling en processturing. Het dient in een nieuwe AVI-lijn te worden verbrand. Een nadeel van dit concept is de productie van ONF, dat zeker bij de scheiding van huishoudelijk afval een dusdanig lage stookwaarde heeft dat het niet in een AVI of andere oven kan worden verbrand. Omdat storten niet is toegestaan moet het ONF worden bewerkt door vergisten met nacompostering (zoals bijvoorbeeld bij VAGRON) of compostering en afscheiding van inert (voorgenomen nascheiding bij GAVI-Wijster) alvorens het wordt verbrand.

Een mogelijkheid om de vorming van ONF te omzeilen is biologische droging en daarna afscheiding van inert materiaal. Het grootste deel van het organisch materiaal blijft in de RDF (Troekenstabilat) genoemd achter. Door de hoge stookwaarde (15 – 18 MJ/kg) is verbranden in een bestaande AVI niet mogelijk. Door accumulatie van verontreinigingen in het Troekenstabilat (met name chloor en zwavel) is de kwaliteit onvoldoende voor nuttige toepassing als brandstof in kolencentrales of cementoven.

### **Maximale productie van PPF**

Het PPF-concept is voor huishoudelijk en daarmee vergelijkbaar bedrijfsafval een uitbreiding van het eerste concept. Met behulp van ballistische technieken worden uit het RDF papier en kunststoffen (papier-plastic-fractie = PPF) afgescheiden. Het PPF kan nuttig worden toegepast als brandstof in een cementoven of kolencentrale. De overblijvende RDF-rest (stookwaarde 12 – 13 MJ/kg) kan in een specifiek daarop ingerichte nieuwe AVI-lijn (roosteroven of wervelbedoven) worden verbrand. Dit scheidingsconcept wordt in Nederland toegepast bij VAGRON, GAVI-Wijster, BTC-Zoetermeer en ICOVA-Amsterdam. Bij de eerste twee gaat het vooral om huishoudelijk afval. De scheidingsinstallaties van BTC en ICOVA zijn vooral bedoeld voor droog KWD-afval en daarmee vergelijkbaar afval. Het aangevoerde afval wordt geshredderd en gezeefd. De zeefoverloop wordt ballistisch gescheiden in PPF en restmateriaal. Het PPF wordt meegestookt in een cementoven of kolencentrale. De overblijvende ONF en RDF-rest worden samen als laagcalorische restfractie bij een bestaande AVI verbrand.

Een andere mogelijkheid voor afscheiding van PPF en hout uit bedrijfsafval is door handsortering of met een grijper voorafgaand aan verdere scheiding uit een zeeffractie te isoleren. Een dergelijke scheidingsconcept dat vergelijkbaar is met dat van sorteerbedrijven voor bouw- en sloopafval wordt toegepast door Rouwmaat en Twence voor grof huishoudelijk afval, bouw- en sloopafval en overig bedrijfsafval.



### 7.3 Alternatieve scenario's

In dit MER zijn vier scenario's bezien die uiterste situaties weergeven voor de verwerking van brandbaar afval in Nederland. De afvalstromen zijn volgens deze vier alternatieven over de verwerkingstechnieken verdeeld:

1. Status Quo: extrapolatie van de bestaande situatie met een mix van verbranden in AVI's; beperkte scheiding en storten.
2. Integrale verbranding in AVI's: verbranden van al het brandbaar afval in AVI's.
3. Maximale productie van PPF: scheiding van het brandbaar afval met als hoofddoel PPF, gevolgd door thermische verwerking.
4. Maximale productie van RDF: scheiding van het brandbaar afval met als hoofddoel RDF, gevolgd door thermische verwerking.

Binnen elk van de vier alternatieven worden telkens twee versies onderscheiden

- Cement: PPF wordt meegestookt in cementovens en nieuwe AVI's (indien van toepassing) bestaan uit wervelbedovens gericht op maximale elektriciteitsproductie.
- Kolen: PPF wordt meegestookt in kolencentrales en nieuwe AVI's (indien van toepassing) bestaan uit roosterovens met optimale WKK.

#### 7.3.1 Status Quo

Het Status Quo scenario is een extrapolatie voor het jaar 2012 gebaseerd op de verbranding met behulp van de huidige AVI-capaciteit. Daarin is aangenomen dat het huidige AVI-park blijft bestaan, alsmede de huidige, beperkte scheiding van droog en overig KWD-afval. Verder is aangenomen dat al het afval, dat niet in de bestaande AVI's kan worden verbrand of als PPF kan worden afgezet, wordt gestort. Dit scenario is als gezegd vooral bedoeld als een referentiepunt.

#### 7.3.2 Integraal verbranden

In dit scenario wordt huishoudelijk afval, daarmee vergelijkbaar KWD-afval en een kleine hoeveelheid overig KWD-afval verbrand in bestaande AVI's en worden de afvalstromen met hogere stookwaarden integraal verbrand in nieuw te bouwen AVI-lijnen. Daarbij is er van uitgegaan dat de nieuw te bouwen AVI-lijnen een hoog rendement hebben en met een minder uitgebreide rookgasreiniging toekunnen. Aangenomen is dat in dit scenario de inrichtingen van GAVI-Wijster en ARN-Nijmegen blijven bestaan.

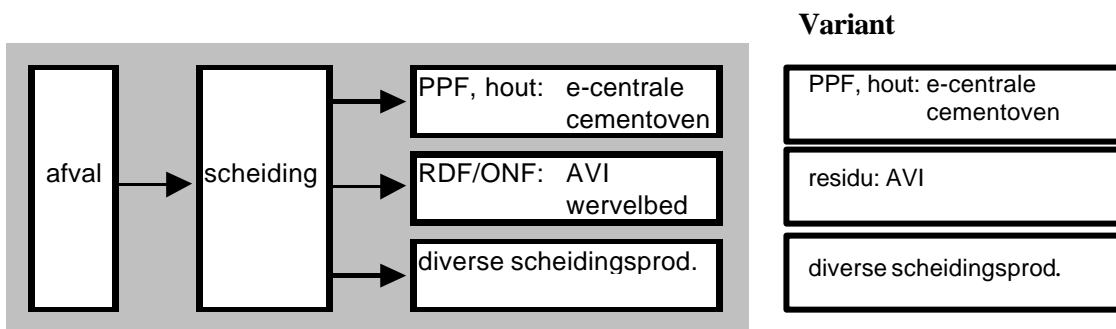
#### 7.3.3 Maximale productie van PPF

Gelet op de aard en samenstelling van de brandbare afvalstromen worden in dit scenario technieken ingezet om maximaal PPF af te scheiden:

- Huishoudelijk en daarmee vergelijkbaar bedrijfsafval worden gescheiden volgens het VAGRON-concept. Dit bestaat uit afscheiden van organisch en inert materiaal met trommelzeven. Afscheiden van PPF uit de geproduceerde RDF geschiedt met windzifters. Verder worden de volgende technieken toegepast: vergisten van ONF, stabilisatie van digestaat en afscheiden van inert uit ONF of digestaat, inzet van biogas in gasmotoren. Het RDF wordt verbrand in aangepaste AVI's. De PPF wordt meegestookt. Compost en digestaat worden verbrand in bestaande AVI's. Inert materiaal wordt ingezet als secundaire bouwstof en afgescheiden metaal wordt hergebruikt.

- Droog KWD-afval, industrieel kantoor- en kantineafval en overig KWD-afval worden gescheiden volgens het concept van installaties als van ICOVA (Amsterdam) en BTC (Zoetermeer). Dit betekent shredden van het afval, afzeven van organisch materiaal en inerte afvalcomponenten, ballistische afscheiding van papier en kunststoffen. De PPF wordt nuttig toegepast als brandstof (meestoken in cementoven of kolencentrale) eventueel na bewerking. Inerte afvalcomponenten worden als secundaire bouwstof ingezet, afgescheiden metaal wordt hergebruikt en het residu wordt verbrand in een bestaande AVI.
- Uit het grof huishoudelijk afval, brandbaar industrieel afval en bouw- en sloopafval worden hout, papier, kunststof, zeefzand, puin en metalen afgescheiden. Hout, papier, kunststof worden nuttig toegepast als brandstof (meestoken). De inerte materialen worden ingezet als secundair bouw materiaal. Metaal wordt hergebruikt. De restfractie wordt verbrand in een bestaande AVI.

Figuur 7.1: Globale opzet van het scenario 'Maximale productie van PPF'



Een variant op bovenbeschreven scenario gericht op de maximale productie van PPF uit huishoudelijk afval en daarmee vergelijkbaar bedrijfsafval, is scheiding van RDF en ONF, afscheiding van PPF uit het RDF, afscheiding van inert uit het ONF, en vervolgens samenvoegen van ONF en RDF (residu)<sup>7</sup>. De PPF wordt nuttig toegepast als brandstof (meestoken), het inert wordt ingezet als secundair bouw materiaal en het residu wordt ingezet in bestaande AVI's. Door samenvoegen van RDF en ONF resulteert naar verwachting een calorische inhoud die beter aansluit bij de ontwerpstookwaarde van de bestaande AVI's. Deze variant is in dit MER alleen kwalitatief gezien.

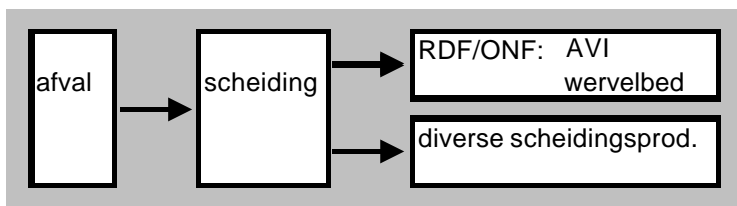
### 7.3.4 Maximale productie van RDF

Gelet op de aard en samenstelling van de brandbare afvalstromen worden in deze scenario's technieken ingezet om maximaal RDF af te scheiden.

- Huishoudelijk en daarmee vergelijkbaar bedrijfsafval worden biologisch gedroogd en vervolgens wordt het inerte materiaal afgescheiden. Het RDF (Trockenstabilat) wordt verbrand in nieuw te bouwen circulerend wervelbedovens (CFBC) of roosterovens. Inert materiaal wordt afgezet als secundair bouw materiaal; schroot wordt hergebruikt.
- Droog KWD-afval, industrieel kantoor- en kantineafval worden vanwege de hoge stookwaarde zonder voorbewerking verbrand in nieuw te bouwen CFBC of roosterovens.
- Overig KWD-afval wordt geshred, waarna ONF wordt afgezeefd. De ONF wordt verbrand in een AVI, de RDF in een CFBC.
- Voor grof huishoudelijk afval, brandbaar industrieel afval en bouw- en sloopafval worden dezelfde technieken gehanteerd als onder scenario 1 (zie paragraaf 7.3.3).

<sup>7</sup> Deze variant is vergelijkbaar met het alternatief "Selectief scheiden" dat in de MER voor het TJP.A-95 is uitgewerkt en daar als 'meest milieuvriendelijk alternatief' naar voren kwam.

Figuur 7.2: Globale opzet van het scenario 'Maximale productie van RDF'



### 7.3.5 Opmerkingen

Voor een uitgebreide specificatie van stromen en technieken wordt verwezen naar achtergronddocument A28 van het MER.

Bij het uitwerken van de scenario's voor Integraal verbranden, PPF en RDF is steeds aangenomen dat de storttarieven alsmede de regelgeving zodanig is dat afgescheiden ONF om economische redenen zal worden opgewerkt en gescheiden. Verder is aangenomen is ook dat er steeds voldoende afzetmogelijkheden zijn voor het meestoken van PPF. Bij het invullen van de scenario's is uitgegaan van een thermische begrenzing van de verwerkingscapaciteit van de bestaande AVI's van circa 50 PJ/jaar. De bestaande AVI's zijn over het algemeen ontworpen op een stookwaarde van 10 MJ/kg. Deze verwerkingscapaciteit is zo mogelijk steeds opgevuld met de restfracties of afvalstromen met de laagste stookwaarde, zodat de verwerkingscapaciteit van het bestaande AVI-park steeds zo groot mogelijk is gehouden. Dit gelet op het onderdeel van de vraagstelling om de bestaande AVI-capaciteit zo optimaal mogelijk te benutten.

## 7.4 Resultaten LCA-analyse

### 7.4.1 Massabalans

De milieugevolgen van de vier scenario's te vergelijken zijn met behulp van LCA's de milieueffecten van de verwerking van brandbaar afval met de per scenario beschreven technieken in beeld gebracht. Daarbij is per scenario uitgegaan van de onderstaande verdeling van de afvalstromen over de technieken.

Tabel 7.2: Verdeling van afvalstromen over technieken per scenario (in 2012)

	scheidingsproduct naar:	Status Quo	Integraal verbranden	PPF	RDF
<b>HHA</b>					
a) integraal in AVI		3.631	3.811		
b) VAGRON-concept	AVI	80		1.993	
	meestoken	25		566	
	hergebruik en ov. stort	66		1.482	
		9			
c) GAVI-concept	AVI	242	294	326	
	meestoken	77	77	86	
	hergebruik en ov. stort	26	180	200	
		207			
d) ARN-concept	AVI	162	200		
	hergebruik en ov. stort	13	90		
		114			
e) TrockenStabilat	nieuwe oven				2.522
	hergebruik en ov.				2.131
		4.653	4.653	4.653	4.653
<b>GHA</b>					
a) integraal in AVI			827		
b) integraal in nieuwe oven					
c) integraal storten					
d) scheiding (Twence/Rouwmaat)	AVI	827		357	357
	meestoken			296	296
	hergebruik en ov.			174	174
		827	827	827	827
<b>Droog KWD-IA</b>					
a) integraal in AVI			1.038		1.038
b) integraal in nieuwe oven					
c) integraal storten		823			
d) scheiding (ICOVA/BTC)	AVI			374	
	meestoken	127		611	
	hergebruik en ov. stort	11		52	
		78			
		1.038	1.038	1.038	1.038
<b>Overig KWD</b>					
a) integraal in nieuwe oven			828		
b) integraal storten		488			
c) scheiding (Twence/Rouwmaat)	AVI				260
	nieuwe oven				489
	hergebruik en ov. stort				79
d) scheiding (ICOVA/BTC)	AVI			455	
	meestoken	121		295	
	hergebruik en ov. stort	32		79	
		187			
		828	828	828	828
<b>KWD lijkend op HHA</b>					
a) integraal in AVI			421		
b) VAGRON-concept	AVI			265	
	meestoken			58	
	hergebruik en ov. stort			98	
c) GAVI-concept	AVI		92	92	
	meestoken		19	19	
	hergebruik en ov. stort		27	27	
d) TrockenStabilat	nieuwe oven				417
	hergebruik en ov.				142
			559	559	559
<b>PA + BSA</b>					
a) integraal in nieuwe oven			954		
b) integraal storten		684			
c) scheiding (Twence/Rouwmaat)	AVI			390	390
	meestoken	160		564	564
	hergebruik en ov. stort	110			
		954	954	954	954

In tabel 7.3 is een samenvattend overzicht gegeven van de verdeling over de eindverwerkingsprocessen.

Tabel 7.3: Overzicht 'eindbestemming' resterend niet gevaarlijk brandbaar afval in de vier beschouwde scenario's voor 2012 (kton/jaar)

	Huidige situatie	Status Quo	Integraal verbranden	PPF	RDF
Stort	2.330	3.635			
AVI	4.987	4.595	4.818	4.251	1.006
nieuwe AVI-lijnen			3.647		4.465
meestoken	525	535	96	2.495	860
hergebruik	92	93	113	1.070	986
overig			185	1.042	1.540
	7.934	8.859	8.859	8.859	8.859

De stromen achter 'nieuwe AVI-lijnen' in tabel 7.3. worden in de cement-versies verbrand in wervelbedovens met maximale elektriciteitsproductie en in de kolen-versies in roosterovens met optimale WKK-koppeling. De stromen achter 'meestoken' worden in de cementscenario's meegestookt in cementovens en in kolenscenario's in kolencentrales.

## 7.4.2 Milieu-ingrepen

Vanwege het globale karakter van de milieu-ingrepen analyse zijn de volgende milieu-ingrepen beschouwd:

- ruimtebeslag door storten van afval of reststoffen en van afvalverwerkende installaties;
- emissies van procesgebonden verontreinigingen (met name NO<sub>x</sub>) en CO<sub>2</sub> van langcyclische oorsprong naar lucht. Naast NO<sub>x</sub> zijn, conform de in de voor dit MER gehanteerde formats voor thermische processen, enkel nog CO, koolwaterstoffen, NH<sub>3</sub> en dioxines beschouwd. NO<sub>x</sub> is overigens slechts deels een procesgebonden emissie (zie ook achtergronddocument A1).

Behalve de directe, door verwerking van het beschouwde afval optredende ingrepen zijn ook de aan de consumptie van hulpstoffen en de door substitutie van primaire grondstoffen en energiedragers uitgespaarde ingrepen verdisconteerd.

Meegenomen hulpstoffen, secundaire producten en reststoffen zijn:

- vaste reststoffen: schroot, bodemas, vliegias, RGR-zouten, verbruikte actieve kool, rookgasontzwavelingsgips (RO-gips), uit afval afgescheiden inert (glas, steenachtig, etc.);
- productie en consumptie van energiedragers;
  - a elektriciteit: consumptie van elektriciteit geleverd door gemiddeld park, productie van elektriciteit bij verbrandingsinstallaties (bijvoorbeeld AVI's), uit stortgas of biogas of bij een kolencentrale
  - b aardgas, verbruikt in SCR's of voor drogen van afval, geproduceerd door opwerken van stortgas;
  - c warmte, geleverd door verbrandingsinstallaties;
- consumptie van hulpstoffen bij gasreiniging: CaCO<sub>3</sub>, Ca(OH)<sub>2</sub>, NaOH, NH<sub>3</sub>, actieve kool;
- transporten tussen processen en van inzamellocatie naar eerste afzetlocatie.

Hulpstoffen voor afvalwaterreiniging zijn buiten beschouwing gelaten vanwege de beperkte omvang van het verbruik hiervan. Ook verbruiken van katalysatoren, smeermiddelen en andere in kleine hoeveelheden verbruikte hulpstoffen is niet meegenomen. Voor transporten van afval is enkel rekening gehouden met transport over de weg. In de praktijk zal transport ook deels over water (bijvoorbeeld afval naar AVR) of per spoor (bijvoorbeeld afval naar GAVI-Wijster) plaatsvinden. De meeste verwerkingslocaties zijn echter niet goed bereikbaar over water en/of

per spoor. Vanwege het kleinere aandeel en vanwege het globale karakter van de studie zijn transport over water en spoor daarom buiten beschouwing gelaten.

Voor een uitgebreide beschrijving van de milieu-ingrepen (onder andere verbranding, meestoken en storten), achtergronden en de daarbij gehanteerde aannames wordt verwezen naar achtergronddocument A28 bij dit MER.

### 7.4.3 LCA-resultaten

In de LCA-berekeningen voor het MER-LAP zijn de milieueffectscores berekend op grond van het totaal aan emissies naar het milieu, onttrekkingen van grondstoffen uit het milieu en ruimtebeslag zoals dat in de inventarisatiefase is vastgesteld (zie achtergronddocument A2 voor een toelichting op de achtergronden bij de LCA-berekeningen).

De effectscores van de scenario's Integraal verbranden, PPF en RDF zijn vergeleken met het Status Quo scenario: een extrapolatie van de bestaande situatie met een mix van verbranden in bestaande AVI's naar het aanbod van brandbaar afval in het jaar 2012. De aldus verkregen genormaliseerde effectscores vormen de basis van de milieuhygiënische vergelijking van scenario's. De genormaliseerde milieueffectscores van de vier scenario's voor brandbaar afval zijn gegeven in tabel 7.4 en 7.5, ieder voor de beide versies (cementoven en kolencentrales).

Tabel 7.4: Genormaliseerde effectscores ( $\cdot 10^{-12}$ ) voor de verbrandingsscenario's in combinatie met meestoken in cementovens

	Status Quo	Integraal verbranden	PPF	RDF
Abiotische uitputting	-2.339	-3297	-5.558	-4.133
Versterking broeikaseffect	-6	-366	-1.014	-742
Aantasting ozonlaag	-22	-19	-77	-38
Fotochem.oxidantvorming	-124	-367	-648	-529
Eco-toxiciteit (aq. – zoet)	-290	-379	-667	-589
Eco-toxiciteit (terrestr.)	-506	-825	-1.054	-963
Humane toxiciteit	-62	-164	-237	-211
Verzuring	-1.271	-2.018	-3.004	-2.601
Vermesting (aquatisch)	-47	-135	-151	-167
Vermesting (terrestr.)	-88	-330	-431	-447
Biodiversiteit	-126	-531	-258	-482
Life support	-123	-556	-248	-507

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Tabel 7.5: Genormaliseerde effectscores ( $\cdot 10^{-12}$ ) voor de verbrandingsscenario's in combinatie met meestoken in kolencentrales

	Status Quo	Integraal verbranden	PPF	RDF
Abiotische uitputting	-2.067	-4.182	-4.279	-4.945
Versterking broeikaseffect	-39	-1.113	-1.122	-1.706
Aantasting ozonlaag	-18	-18	-56	-32
Fotochem.oxidantvorming	-141	-448	-725	-648
Eco-toxiciteit (aq. - zoet)	-276	-358	-609	-540
Eco-toxiciteit (terrestr.)	-575	-809	-1.366	-1.014
Humane toxiciteit	-59	-166	-224	-207
Verzuring	-1.353	-2.167	-3.363	-2.855
Vermesting (aquatisch)	-60	-179	-199	-231
Vermesting (terrestr.)	-129	-406	-589	-564
Biodiversiteit	-167	-742	-439	-814
Life support	-165	-764	-434	-836

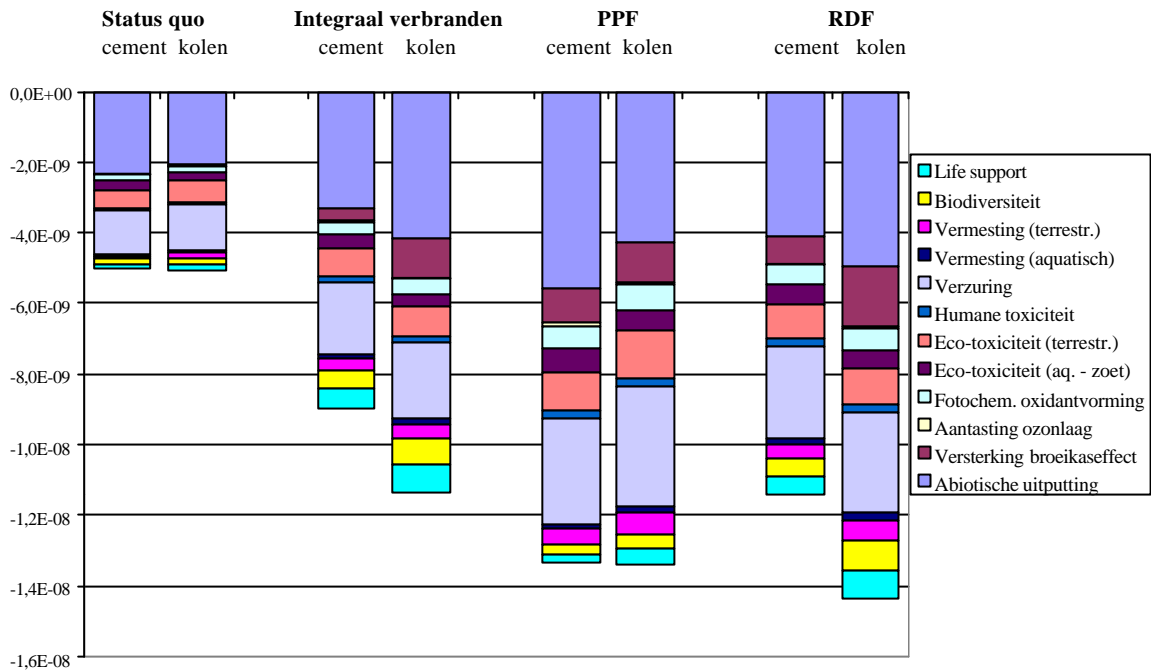
*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

Uit tabel 7.4 en 7.5 blijkt dat alle vier scenario's (in beide versies) op alle milieueffecten leiden tot vermeden milieubelasting (negatieve waarden) bij gebruik van weegmethode 2. Dat betekent dat de negatieve milieueffecten als gevolg van het verbranden en scheiden in alle scenario's worden gecompenseerd door positieve milieueffecten als gevolg van energieopwekking en nuttige toepassing van reststoffen. Een kanttekening daarbij is dat slechts een beperkt aantal (belangrijke) emissies bij de analyse is betrokken, namelijk CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O, CO, CH<sub>4</sub>, stof en dioxines.

Het Status Quo-scenario levert bij bijna alle milieueffecten het minste milieurendement op. De reden is dat er minder energie wordt opgewekt gecombineerd met minder nuttige toepassing en meer te storten restafval. Alleen bij aantasting ozonlaag is het milieurendement bij de combinatie met de cementoven hoger dan Integraal verbranden. Het Integraal verbranden-scenario levert meestal een milieurendement op dat beter is dan Status Quo en lager is dan PPF en RDF-scenario's. Uitzonderingen zijn het relatieve hoge milieurendement bij biodiversiteit en life support. PPF scoort in beide versies (cementoven en kolencentrale) het beste bij aantasting ozonlaag, fotochemische smogvorming, ecotoxiciteit (2x) en humane toxiciteit. RDF heeft in beide meestookversies bij aquatische vermisting het beste rendement.

Figuur 7.3 toont de scores uit tabel 7.4 en 7.5 in grafische vorm. De genormaliseerde effectscores zijn hierbij gesommeerd. Deze figuur geeft een helder beeld van de bijdrage dat elk LCA-thema aan het milieuprofiel levert. Het milieuprofiel is vergelijkbaar met de effectscore volgens weegmethode 2 ('alle LCA-thema's wegen even zwaar').

Figuur 7.3: Gesommeerde milieueffectscores (genormaliseerd) voor de vier verbrandingsscenario's



Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.

Uit figuur 7.3 komt naar voren dat alle vier verwerkingsscenario's bij gebruik van weegmethode 2 op alle milieueffecten leiden tot vermeden milieubelasting oftewel ze hebben een positief milieurendement (de staven bevinden zich onder de X-as). Dat betekent dat de negatieve milieueffecten als gevolg van het verbranden en scheiden in alle scenario's worden gecompenseerd door positieve milieueffecten als gevolg van energieopwekking en het gebruik als reststoffen.

Het Status Quo-scenario heeft het laagste milieurendement als gevolg van de beperkte energieopbrengst en beperkte nuttige toepassing. In dit scenario wordt een groot deel van het afval gestort. In dit scenario is er nauwelijks verschil tussen de varianten cementoven en kolencentrale. Dit komt ten eerste omdat de PPF-fractie relatief klein is (6%), maar daarnaast doordat in de LCA-uitwerking zoals die voor dit onderdeel is uitgevoerd niet, zoals wel in de uitwerkingen van hoofdstuk 6 is gebeurd, de vermeden emissie bij cementovens per individuele component in rekening zijn gebracht. Was dit wel gebeurd, dan zou de score voor de variant cementovens binnen dit Status Quo-scenario gunstiger uitgepakt hebben dan nu het geval is.

Integraal verbranden heeft over de gehele linie van milieueffecten een beter milieurendement dan Status Quo als gevolg van een betere energieopbrengst en geen storten. Al het brandbaar afval wordt verbrand en voor een deel van het brandbaar afval (40%) worden nieuwe AVI-lijnen gebruikt met een hogere energieopbrengst. Bij Integraal verbranden heeft de combinatie met de kolencentrale / roosteroven met optimale WKK een beter milieurendement dan de variant met de cementoven met wervelbedinstallatie gericht op maximale elektriciteitsproductie. Dit wordt veroorzaakt door het hoger energetisch rendement van het gebruik van nieuwe roosterovens met WKK-koppeling en dus niet door het verschil kolencentrale / cementoven. Net als bij het Status Quo-scenario zou de variant met de cementoven beter gescoord hebben wanneer bij de cementoven de vermeden emissies door uitsparing van kolen tot op componentniveau in rekening zouden zijn gebracht.



Het PPF-scenario heeft een relatief gunstig milieuprofiel. Er zijn geen grote verschillen tussen beide PPF-versies.

Het meest gunstige scenario bij weegmethode 2 is de combinatie RDF / kolencentrale / verbranden in een roosteroven met warmte-kracht-koppeling. Dat wordt veroorzaakt door de grootste milieuwinst door het uitsparen van de meeste brandstoffen. Het scenario RDF / cementoven / wervelbedoven heeft een minder gunstig milieuprofiel door een lager energetisch rendement gecombineerd met een relatief hoge uitstoot van emissies. Ook hier geldt weer dat binnen dit scenario het verschil tussen de varianten niet zozeer komt door het onderscheid kolencentrale / cementoven maar primair door het onderscheid WKK / wervelbed.

Naast de genormaliseerde effectscores zijn er ingreepgerichte scores berekend die niet rechtstreeks aan milieuthema's zijn gekoppeld. De scores zijn niet genormaliseerd en worden weergegeven in tabel 7.6.

Tabel 7.6: Ingreepgerichte scores voor de verbrandingsscenario's

	Status Quo		Integraal verbranden		PPF		RDF	
	Cement	Kolen	Cement	Kolen	Cement	Kolen	Cement	Kolen
Landgebruik (m <sup>2</sup> j)	-3	-4	-11	-16	-5	-9	-10	-18
Finaal afval (kg)	299	311	-45	-59	-96	-139	-66	-84
Energieverbruik (MJ)	-6.020	-5.450	-9.030	-11.900	-13.000	-10.300	-10.700	-13.800
Waterverbruik (liter)	-6.560	-10.500	-13.700	-13.600	-7.480	-25.700	-12.700	-17.100

In het Status Quo-scenario treedt er als enige milieubelasting op (positieve score) bij finaal afval vanwege de grote hoeveelheid afval die wordt gestort (circa 40%). De vermeden milieuingrepen zijn bij landgebruik, energieverbruik het grootste bij het RDF scenario in combinatie met meestoken in de kolencentrale, vooral als gevolg van het beste energierendement. PPF in combinatie met kolen heeft de grootste hoeveelheid vermeden ingrepen bij finaal afval en waterverbruik.

In tabel 7.7 zijn de gewogen effectscores van de verschillende verbrandingsscenario's weergegeven.

Tabel 7.7: Gewogen effectscores (\*10<sup>-12</sup>) en significantie-verschillen

	Status Quo		Integraal verbranden		PPF		RDF	
	Cement	kolen	Cement	kolen	Cement	kolen	Cement	kolen
Alle milieuthema's even zwaar	-4.013	-3.919	-6.663	-8.362	-10.236	-9.711	-8.434	-10.438
Alle LCA-thema's even zwaar	-5.004	-5.047	-8.986	-11.355	-13.346	-13.406	-11.409	-14.392
DtT voor Milieuthema's	93.910	97.487	-22.385	-28.251	-76.196	-59.000	-32.046	-39.422
DtT voor LCA-thema's	92.027	95.393	-26.200	-32.764	-82.103	-65.786	-37.262	-45.660
Alleen broeikaseffect	-6,1	-39	-366	-1.113	-1.014	-1.122	-742	-1.706
Verspreiding (gewogen)	-196	-210	-380	-401	-585	-649	-508	-546
Verspreiding (ongewogen)	-981	-1.050	-1.735	-1.782	-2.606	-2.924	-2.292	-2.409

*Hoe hoger de score, hoe hoger de milieubelasting. Negatieve waarden duiden op vermeden milieubelasting.*

De resultaten van de verschillende weegmethoden geven een eenduidig beeld, in zoverre, dat het Status Quo scenario milieuhygiënisch altijd het ongunstigst scoort. Het scenario Integraal verbranden scoort altijd gunstiger dan Status Quo, maar altijd ongunstiger dan de PPF en RDF-scenario's. Het gunstigste scenario is in alle gevallen te vinden bij de scenario's met PPF en RDF. Bij weegmethoden 1, 2 en 4 heeft RDF gecombineerd met kolencentrales en roosterovens met WKK het meest gunstigste milieuprofiel. Bij weegmethode 3a en 3b heeft PPF gecombineerd met cementovens en wervelbedovens de gunstigste score.

Gelet op de dominantie van energieverbruik is in een gevoeligheidsanalyse bezien in hoeverre de aanname van een hoger energierendement bij AVI's van invloed is op de score. Hieruit blijkt dat bij een rendement van meer dan 30% het scenario Integraal verbranden een vergelijkbare milieudruk veroorzaakt als het scenario Maximaal PPF.

## **7.5 Bespreking resultaten**

Uit de milieuanalyse en vergelijking van de scenario's komt naar voren dat de scenario's waarbij brandbaar afval wordt gescheiden gericht op maximale productie van PPF en RDF in milieuhygiënisch opzicht beter zijn dan doorgaan op de huidige wijze (Status Quo) of al het brandbaar afval Integraal verbranden. Door scheiding gericht op PPF en RDF worden de eigenschappen van afvalstoffen als brandstof verbeterd, zodat inzet in installaties met een hogere energiebenutting technisch en milieuhygiënisch mogelijk is. Daarbij is van belang dat de energie die nodig is om de afvalstoffen te scheiden, alsmede de energie die nodig is om het resterend afval te verwerken, dit voordeel niet tenietdoen. Tevens is van belang dat de emissies die optreden bij verwerking van afvalstoffen in installaties die hiervoor niet primair zijn bedoeld (bijvoorbeeld elektriciteitscentrales of cementovens), niet tot meer milieudruk leiden dan verwerking in afvalverbrandinginstallaties.

### **7.5.1 Status Quo**

De Status Quo, doorgaan met het huidige bestand aan AVI-capaciteit en de bestaande beperkte afscheiding van PPF, komt uit de vergelijking naar voren als het uit milieuhygiënisch oogpunt minst aantrekkelijke scenario. In dit scenario wordt de hoeveelheid brandbaar afval die niet via bestaande capaciteit kan worden verwerkt, gestort. Het gaat daarbij in 2012 om circa 3,6 Mton brandbaar afval waarvan de energie-inhoud nagenoeg verloren gaat.

Belangrijkste ingrepen voor de verwezenlijking van dit scenario:  
toename van de stortcapaciteit ten behoeve van brandbaar afval (3,6 Mton per jaar).

### **7.5.2 Integraal verbranden**

Scenario Integraal verbranden gaat uit van integrale verbranding van al het brandbaar afval in AVI's. Het brandbaar afval wordt verwerkt in bestaande en nieuw te bouwen AVI's. De AVI-capaciteit moet daartoe worden uitgebreid met 3,6 Mton. De milieuvoordelen van dit scenario zijn beperkt vanwege de lagere energierendementen van AVI's. Bij rendementen van meer dan 30% wordt de milieudruk van dit scenario vergelijkbaar met de scheidingsscenario's (Maximaal PPF en Maximaal RDF).

### **7.5.3 Maximaal PPF**

In de scenario's Maximaal PPF wordt huishoudelijk en daarmee vergelijkbaar bedrijfsafval in installaties vergelijkbaar met de VAGRON bewerkt. Daartoe zal de capaciteit van dergelijke installaties fors moeten worden uitgebreid tot circa 5,2 Mton. Enige onzekerheid bestaat omtrent de bedrijfszekerheid van de vergistingstap van VAGRON-achtige technieken. De resultaten van een evaluatiestudie die momenteel wordt verricht kan hier meer duidelijkheid over verschaffen.

De overige afvalstromen worden be- en verwerkt met bestaande technieken in grotendeels bestaande of geplande installaties. De PPF wordt afgezet ten behoeve van meestoken in cementovens of elektriciteitscentrales. In dit scenario moet nog circa 4,3 Mton afval in AVI's worden verbrand. De resterende hoeveelheid brandbaar afval (circa 4,5 Mton) wordt nuttig toegepast. De energie-inhoud van de RDF dat resteert is groter dan de thermische limitering van de bestaande AVI's (58,1 PJ/jaar ten opzichte van 50,4 PJ/jaar). Om de hoeveelheid die resteert te verwerken is aanpassing van de bestaande AVI's nodig aan afval met een hogere stookwaarde en uitbreiding van de capaciteit met circa 0,6 Mton met een ontwerp punt van 13,5 GJ/ton.

De belangrijkste ingrepen voor verwezenlijking van dit scenario zijn:

- een volledig park aan scheiden-vergisten installaties voor huishoudelijk afval en daarmee vergelijkbaar bedrijfsafval (5,2 Mton);
- een volledig park aan scheidingsinstallaties voor de overige stromen (3,6 Mton);
- aanpassing van de meeste AVI's aan afval met een iets hogere stookwaarde;
- bijbouwen van extra AVI-capaciteit (0,6 Mton).

Een variant op dit scenario, waarbij ONF en RDF uit huishoudelijk afval na afscheiding van PPF en inert, worden samengevoegd ter verbranding in een AVI, heeft als voordeel dat het te verbranden restant (RDF+ONF) beter aansluit bij de karakteristieken van de bestaande AVI-capaciteit. In deze variant is de be- en verwerking van de overige stromen niet gewijzigd ten opzichte van het oorspronkelijke scenario. De milieudruk van deze variant komt naar verwachting overeen met de milieudruk bij het oorspronkelijke (PPF) scenario. In deze variant wordt circa 3,5 Mton nuttig toegepast en resteert circa 5,3 Mton te verbranden. Tevens is uitbreiding van scheidingscapaciteit nodig. De investeringen zijn ten opzichte van het oorspronkelijke scenario beperkt omdat vergistingsinstallaties niet nodig zijn, alsmede investeringen in aanpassing of nieuwbouw van AVI-capaciteit. In deze variant wordt geprofiteerd van de milieuvoordelen van scheiding en nuttige toepassing als brandstof van de PPF, maar bevat niet de onzekerheid die rond VAGRON-achtige initiatieven bestaat.

De belangrijkste ingrepen voor verwezenlijking van de variant op dit scenario zijn:

- een volledig park aan scheidingsinstallaties voor huishoudelijk en daarmee vergelijkbaar bedrijfsafval (5,2 Mton);
- een volledig park aan scheidingsinstallaties voor de overige stromen (3,6 Mton).

#### **7.5.4 Maximaal RDF**

De Scenario's Maximaal RDF leiden tot een RDF met een zodanig hoge stookwaarde dat inzet in bestaande AVI's niet reëel wordt geacht. De aard en samenstelling is zodanig dat meestoken in elektriciteitscentrales of cementovens niet mogelijk is. Naast scheidings- en drooginstallaties (ten behoeve van de productie van Trockenstabilat), zullen in dit scenario speciale nieuwe AVI's gebouwd moeten worden om het RDF te verwerken. In deze scenario's wordt nauwelijks geprofiteerd van de milieuvoordelen van de verwerking van relatief schone, hoogcalorische PPF, terwijl de inspanningen vergelijkbaar zijn. De milieuresultaten van de combinatie met de roosterovens en WKK-koppeling zijn beter vanwege de veronderstelde hogere energiebenutting door de verwerking van het RDF in nieuw te bouwen installaties. De overige afvalstromen worden be- en verwerkt met bestaande technieken in grotendeels bestaande of geplande installaties. De benodigde capaciteit van bestaande AVI's is in dit scenario beperkt tot 1 Mton. Er moet circa 4,5 Mton aan nieuwe AVI-capaciteit worden gerealiseerd. De resterende hoeveelheid brandbaar afval (circa 3,4 Mton) wordt nuttig toegepast.

Belangrijkste ingrepen voor verwezenlijking van dit scenario zijn:

- een volledig park aan installaties vergelijkbaar met het Trockenstabilat procédé (5,2 Mton);
- een volledig park aan scheidingsinstallaties voor de overige stromen (3,6 Mton);
- sluiting van een groot deel van de bestaande AVI-capaciteit (4 Mton);
- nieuwe ovenscapaciteit (4,5 Mton).

## 7.6 Conclusies

Het beleid in het LAP is erop gericht om storten van brandbaar afval te beëindigen en deze afvalstoffen zodanig te verwerken dat zoveel mogelijk energie wordt gewonnen en dat de capaciteit van de bestaande afvalverbrandingsinrichtingen optimaal beschikbaar is voor (brandbaar afval) dat niet in andere installaties kan of (naar verwachting) zal worden verwerkt. Gelet op de resultaten van de MER zijn de volgende conclusies van belang bij het nemen van beslissingen over de capaciteitsplanning:

- Het afscheiden van hoogcalorische deelstromen ter verwerking in installaties met een hoger energetisch rendement in de vorm van PPF en/of RDF verdient de voorkeur boven integraal verbranden eventueel in combinatie met storten. Integraal verbranden met een hoog rendement (groter dan 30%) geeft een vergelijkbare milieudruk als deze scheidingsconcepten.
- Uit milieuhygiënisch oogpunt is maximaal afscheiden van RDF gecombineerd met kolencentrales en roosterovens met WKK het gunstiger bij weegmethoden 1, 2 en 4. Bij weegmethode 3a en 3b heeft PPF gecombineerd met cementovens en wervelbedovens de gunstigste score.
- De beide scheidingsscenario's (Maximaal PPF en Maximaal RDF) sluiten niet aan bij de randvoorwaarde in de vraagstelling waarbij een optimale benutting van bestaande AVI's wordt gevraagd. Het scenario Maximaal PPF sluit het best aan, zeker wanneer wordt uitgegaan van een variant waarbij het afgescheiden ONF niet wordt vergist, maar samen met het RDF wordt ingezet in bestaande AVI's. Deze variant heeft een vergelijkbare milieudruk.

## 7.7 Kosten

De kosten van realisatie van Maximaal PPF zijn vooral gelegen in het realiseren van scheidingsvergistingsinstallaties voor huishoudelijk en daarmee vergelijkbaar bedrijfsafval en scheidingsinstallaties voor het overige afval. Tevens moet worden geïnvesteerd in aanpassing van bestaande AVI's en nieuw te bouwen AVI-capaciteit. In de variant op dit scenario, moeten vooral kosten worden gemaakt voor het bouwen van scheidingsinstallaties. In vergelijking tot het oorspronkelijke scenario betekent dit geen investeringen in vergistingsinstallaties, aanpassing bestaande AVI's en nieuwbouw van AVI-capaciteit. Naar verwachting bedragen de kosten van deze variant circa de helft van de kosten van het scenario Maximaal PPF.

Voor realisatie van Maximaal RDF moet worden geïnvesteerd in nieuw te bouwen installaties voor het drogen en scheiden van huishoudelijk en daarmee vergelijkbaar afval. Tevens moet nieuwe AVI-capaciteit worden gerealiseerd, en is sprake van kapitaalvernietiging als gevolg van sluiting van het grootste deel van de bestaande AVI's. Nog los van de kosten van sluiting is dit scenario naar verwachting circa tweemaal zo duur als Maximaal PPF.

De kosten van het scenario Integraal verbranden betreffen investeringen in nieuwe te bouwen AVI-capaciteit, en liggen naar verwachting tussen de kosten van Maximaal PPF en Maximaal RDF.

Wanneer wordt doorgedaan op de huidige wijze, conform scenario Status Quo, betreft het vooral kosten voor het realiseren van stortcapaciteit. Deze variant is naar verwachting het goedkoopst.

## 7.8 Kanttekeningen

### Aanbod

De gevolgen van een groter of kleiner afvalaanbod dan het beleidsscenario zijn in tabel aangegeven.

Tabel 7.8: Gevolgen wijzigingen in het afvalaanbod op de verbrandingsscenario's

	Aanbod groter dan beleidsscenario*
<b>1. Status Quo</b>	Indien meer afval ontstaat is een relatief even grote uitbreiding van de stortcapaciteit noodzakelijk. De daarmee samenhangende milieubelasting neemt relatief evenveel toe met de hoeveelheid afval.
<b>2. Integraal verbranden</b>	Indien meer afval ontstaat is een relatief even grote uitbreiding van de AVI-capaciteit noodzakelijk. De daarmee samenhangende milieubelasting neemt relatief evenveel toe met de hoeveelheid afval.
<b>3. Maximaal PPF</b>	De scheidingscapaciteit neemt toe in relatie tot het afvalaanbod. Daarmee neemt ook de hoeveelheid afgescheiden materiaal relatief evenveel toe en zo ook de milieubelasting; De bouw van meer nieuwe AVI- of wervelbedovencapaciteit kan noodzakelijk worden voor het verwerken van het restant (eventueel AVI-capaciteit met een gunstiger milieuprofiel dan de bestaande); Er wordt iets meer PPF afgescheiden waarvoor afzet nodig is.
<b>Variant op Maximaal PPF</b>	Idem als onder 3, zij het dat gelet op de reeds volledige benutting van de bestaande AVI-capaciteit, sneller de situatie wordt bereikt dat een nieuwe AVI of wervelbedoven moet worden gebouwd.
<b>4. Maximaal RDF</b>	De capaciteit voor de productie van Trockenstabilat neemt relatief evenveel toe als de hoeveelheid afval. Daarmee neemt ook de hoeveelheid afgescheiden materiaal relatief evenveel toe en zo ook de milieubelasting; De bouw van extra capaciteit aan ovens die instaat zijn het Trockenstabilat te verwerken kan dan noodzakelijk zijn. De milieubelasting neemt daarmee relatief evenveel toe als de hoeveelheid afval.

\* Bij een lager aanbod zijn de effecten tegengesteld.

Naar verwachting heeft een groter of kleiner aanbod geen significante invloed op de vergelijking tussen de verschillende scenario's.

Naast onzekerheden in de prognose van het aanbod aan Nederlands afval moet rekening worden gehouden met ontwikkelingen van het afvalbeheer in het buitenland. Met name betreft het de ons omringende landen. Afhankelijk van de (financiële) aantrekkelijkheid kan het zo zijn dat afval voor bewerking op de Nederlandse markt wordt ingevoerd. Dit kan leiden tot een tekort aan capaciteit aan scheiding en verbranding.

De ontwikkeling van het afvalbeheer in het buitenland kan vooral van invloed zijn op de afzet van PPF. De afzet kan onder druk komen te staan wanneer de capaciteit (elektriciteitscentrales; cementovens) in beslag worden genomen door andere (financieel aantrekkelijker) afvalstromen. Wanneer PPF niet nuttig kan worden toegepast als brandstof is scenario Maximaal PPF en de variant daarop uit milieuhygiënisch oogpunt niet aantrekkelijk. Andere scenario's zijn hiervoor minder gevoelig.

**Samenstelling, scheidingsrendementen en bedrijfszekerheid**

In scenario Maximaal RDF wordt uitgegaan van verwerking van huishoudelijk afval en daarop gelijkend bedrijfsafval volgens het Trockenstabilat-proces. In dit proces wordt een grote hoeveelheid scheidingsproducten geproduceerd, te weten: biogas, broeiverlies, afvalwater, inerte stoffen en schroot. Indien de rendementen van deze producten iets lager liggen, wordt meer RDF geproduceerd met wellicht een iets lagere stookwaarde. Dit heeft een beperkt negatief effect op de milieubalans. Iets hogere scheidingsrendementen hebben een beperkt positief effect op de milieubalans. Enige afwijkingen in de scheidingsrendementen resulteren niet in een zodanig lage stookwaarde van het RDF dat verbranding in een AVI mogelijk is. Bij keuze van dit scenario zal overgegaan moeten worden tot de realisatie van een volledig dekkend park aan installaties. In Nederland is nog geen ervaring opgedaan met dit type installatie. In België en Duitsland is er wel enige ervaring opgedaan, zij het dat de samenstelling van het Nederlandse afval afwijkt van de buurlanden. Door dit gemis aan ervaring in Nederland is de realisatie van een dekkend park in Nederland in 10 jaar minder zeker dan in vergelijking met de scheidings-vergistingsinstallaties van het VAGRON-type.

Bij keuze van scenario Maximaal PPF zal overgegaan moeten worden tot de realisatie van een volledig dekkend park aan scheidings-vergistingsinstallaties. In bestaande installaties (GAVI, VAGRON) is reeds enige ervaring opgedaan. De bedrijfszekerheid van de vergistingsstap is nog niet optimaal. Dit betekent een onzekerheid bij keuze voor dit procédé als basis voor het scenario. De variant op dit scenario vermijdt deze onzekerheid.

## 8 LEEMTEN EN EVALUATIE

### 8.1 Leemten in inzicht en informatie

De belangrijkste leemten in inzicht en informatie zijn per afvalstroom weergegeven in zowel de afzonderlijke paragrafen van hoofdstuk 6 als de bijbehorende achtergronddocumenten A3 tot en met A27. Evenzo zijn de geconstateerde leemten bij verbranden weergegeven in zowel hoofdstuk 7 als achtergronddocument A28. Voor een de specifieke leemten wordt dan ook naar die stukken verwezen en hieronder wordt uitsluitend ingegaan op meer algemeen geldende aspecten.

#### *Samenstelling afvalstromen*

Regelmatig bleken leemten aanwezig met betrekking tot eenduidige informatie over de samenstelling van de afvalstromen. Daarbij kan het zowel gaan om het volledig ontbreken van gegevens op componentniveau als het ontbreken van gegevens over de spreiding in de wel aanwezige gegevens. Van diverse afvalstromen is bekend dat de samenstelling een grote variatie kan hebben (al naar gelang de herkomst van de stroom), maar was het niet mogelijk de effecten van deze variaties op de milieuprestaties van technieken in kaart te brengen. In de meeste gevallen hebben dergelijke leemten geleid tot extra gevoeligheidsanalyses, maar er zijn ook gevallen waarin zelfs daarvoor informatie ontbrak. Zo is bijvoorbeeld voor oplosmiddelen en halogeenhoudende olie geen rekening gehouden met metalen in het afval en is voor shredderafval gekozen om geen variatie in de samenstelling mee te nemen omdat daarmee mogelijk ten onrechte een beeld van zekerheid zou kunnen worden opgeworpen.

#### *Relatie afvalsamenstelling / emissiegegevens*

Over de verwerkingsalternatieven die per afvalstroom meegenomen zijn ontbreekt veelal specifiek aan die afvalstroom gerelateerde informatie. Dit komt deels doordat in het MER voor alle afvalstromen gerekend is met een gemiddelde samenstelling die niet 1-op-1 zullen corresponderen met de afvalstromen die bij de afzonderlijke technieken worden aangeboden. Verder verwerken veel van de meegenomen verwerkingsalternatieven vaak een mix aan afvalstromen waardoor een keuze gemaakt moet worden voor de manier waarop de ingrepen aan de bewuste afvalstroom toegerekend worden. Ook op dat punt zijn nogal eens leemten geconstateerd. Gepoogd is te voorkomen dat de vergelijking tussen alternatieven zou worden gekleurd doordat de meetgegevens van de verschillende opties gebaseerd zijn op een andere afvalsamenstelling. Hiertoe is zoveel mogelijk gecorrigeerd naar de in MER-LAP gehanteerde samenstelling of is zoveel mogelijk gewerkt met componentenbalansen om te bepalen welke emissies voor een bepaalde verwerkingstechniek bij verwerking van afval met de in MER-LAP gehanteerde samenstelling zou opleveren. Hoewel zoveel mogelijk gestreefd is te werken met sluitende balansen en met zo eerlijk mogelijke vergelijkingen, is niet altijd volledig zeker of model en praktijk inderdaad altijd met elkaar overeen komen.

#### *Emissies naar de bodem*

Voor afvalstromen die zorgen voor een emissie naar de bodem is niet altijd voldoende informatie aanwezig over het uitlooggedrag van de afvalstroom onder aangenomen condities. Verder correspondeert de informatie die voorhanden is niet altijd met de gekozen gemiddelde samenstelling van de afvalstroom of is de informatie die voorhanden is een resultaat van emissies van een mengsel van verschillende afvalstoffen (immobilisatie van mengsels, percolaatgegevens van een complete stort).



### *LCA-methodiek*

Via de LCA-methodiek wordt via classificatiefactoren een link gelegd tussen ingrepen en een mogelijke milieubelasting. Dit is een model en bevat nogal wat leemten. Zo hebben niet alle ingrepen (al) een classificatiefactor gekregen en worden sommige emissies dus wel gerapporteerd, maar is het dus onduidelijk in welke mate deze emissies bijdragen aan een bepaalde milieubelasting. Ook is van sommige bedrijfsmiddelen of chemicaliën niet altijd het (volledig) milieuprofiel beschikbaar. Dit kan het bijvoorbeeld noodzakelijk maken om hiervoor aansluiting te zoeken bij het milieuprofiel dat hoort bij een verwante stof. Vanzelfsprekend is zo goed mogelijk getracht om eventuele effecten hiervan in beeld te krijgen door in een zwaartepuntsanalyse te bezien in hoeverre een bepaalde keuze doorwerkt in de milieuscore en is soms ook varieerd tussen verschillende milieuprofielen.

### *Kosten*

De informatie over de kosten van verwerking van de diverse alternatieven is veelal beperkt. Uit concurrentieoogpunt geven bedrijven geen of slechts een moeilijk verifieerbaar prijs aan. Zeker wanneer sprake is van verschillende processtappen in een verwerkingsalternatief en wanneer vermeden kosten in het geding zijn, is een transparant beeld van de kostprijs van een alternatief slechts bij benadering aan te geven. De in het MER genoemde kosten moeten dan ook tegen deze achtergrond worden bezien.

### *Bedrijfszekerheid en betrouwbaarheid van gegevens*

In het MER is zoveel mogelijk gestreefd naar het uitsluitend meenemen van technieken waarvan verwacht mag worden dat deze redelijkerwijs gerealiseerd zullen kunnen worden. Op dit punt blijven echter altijd twijfelgevallen over, en dergelijke situaties hebben vanzelfsprekend ook consequenties voor de data die worden gebruikt en de resultaten die daarmee worden gevonden. Dit is zoveel mogelijk onderkend en specifiek aangegeven (variant "oplossen" bij asbest) of er is in een specifieke gevoeligheidsanalyse expliciet aandacht aan besteed (kwikemissies bij de uitwerking van kwikhoudend afval). Niettemin blijven er verschillen in betrouwbaarheid aanwezig tussen de verschillende gebruikte informatiebronnen en de mate waarin dit de LCA-vergelijkingen kan beïnvloeden blijft - op zijn minst ten dele - een leemte in kennis.

### *Afvalaanbod*

De exacte ontwikkeling van het afvalaanbod is, met name voor het onderdeel "capaciteit verbranden" op zichzelf een leemte in kennis. In hoofdstuk 7 van het MER is dan ook expliciet ingegaan op de gevolgen die een van de verwachting afwijkend aanbod voor de uitwerking zou hebben. De indruk is dat dat het beeld van de vergelijking niet daadwerkelijk zal beïnvloeden. Een iets groter of iets kleiner aanbod zal voor het milieuprofiel van de verschillende scenario's immers geen verschil maken.

## **8.2 Evaluatie**

In de MER-en voor het TJP.A-95 en het MJP-GA II is aangegeven dat er een evaluatie zal plaatsvinden in het kader van het opstellen van vervolgplannen. Het LAP komt in de plaats van beide plannen. Voorzover relevant is geacht vanwege de additionele informatie die beschikbaar is gekomen over de afvalstromen, verwerkingstechnieken of analysemethode, komen in het MER voor het LAP dezelfde afvalstromen aan de orde als in het MER voor het MJP-GA II. Evenals in het MER voor het TJP.A-95 is ook de capaciteitsplanning van verbranden onderwerp van het MER voor het LAP. Een en ander betekent dat het LAP en het bijbehorende MER feitelijk tevens een evaluatie van het beleid van de voorgaande jaren inhouden.

In het MER voor het LAP zijn de milieugevolgen van de afvalverwerking beschreven op grond van de meest actuele inzichten in de stand van de techniek, de omvang, samenstelling en wijze van verwerking van afvalstoffen en de effecten die de verwerking heeft voor het milieu. Hierbij is gebruik gemaakt van informatie en inzichten die bij de uitvoering van de genoemde plannen

is verkregen (zie ook paragraaf 4.2 van dit MER). Dit betekent dat de milieueffectrapportages voor het TJP.A-95 en het MJP-GA II zijn geëvalueerd bij het opstellen van het MER voor het LAP. De veranderingen in de eerder voorspelde milieueffecten werken door in de afwegingen die zijn gemaakt bij het vaststellen van het beleid voor de verwerking van de betreffende afvalstromen.

De regeling voor de milieueffectrapportage bepaalt dat indien bij de voorbereiding van een besluit een MER is opgesteld, na of tijdens de uitvoering van de activiteit onderzocht moet worden wat de optredende gevolgen zijn voor het milieu. Dit MER beschrijft de milieugevolgen van de verwerking van een aantal afvalstromen zoals die voor de komende beleidseriode reëel worden geacht en beschouwd de verbranding van afval over een periode tot aan het jaar 2012. Gedurende de komende beleidsperiode is het enkel mogelijk om op basis van voortschrijdende inzichten in de potentiële milieueffecten van de verwerking van het afval en de verwachtingen omtrent de milieugevolgen bij te stellen of aan te passen.

Voor de verwerkingstechnieken voor specifieke afvalstromen gaat het hierbij om inzicht in de stand van de techniek, de realisatie of ontwikkeling van nieuwe verwerkingsopties en verder inzicht in de prestatie van bestaande installaties. Met betrekking tot de techniek betreft het onder andere informatie die in het kader van vergunningprocedures c.q. toetsing van minimumstandaarden beschikbaar komt.

Voor het onderdeel "capaciteit verbranden" betreft het met name de ontwikkeling van omvang en samenstelling van het afval, maar zeker ook de ontwikkelingen m.b.t. de verwerking van afvalstoffen (realisatie scheidingstechnieken) en niet te vergeten ontwikkelingen ten aanzien van in- en uitvoer. Op dit punt betreft het onder andere informatie die in het kader van de monitoring van het LAP zal worden verzameld en in de jaarlijkse voortgangsrapportage van het LAP zal worden weergegeven.

Vier jaar na vaststelling van dit LAP wordt het tweede LAP uitgebracht. Ook voor dit tweede LAP zullen de milieugevolgen van de besluiten die dan aan de orde zijn, in beeld worden gebracht en worden op basis van dan beschikbare inzichten en kennis de veranderingen in de verwachte potentiële milieugevolgen aangegeven. Feitelijk vindt daarmee een evaluatie van zowel het LAP als het bijbehorende MER plaats.

Samenvattend vindt evaluatie van het MER plaats door middel van:

- het volgen van de ontwikkelingen m.b.t. nieuwe verwerkingsopties via het toetsen aan de minimumstandaard;
  - de jaarlijkse monitoring in het kader van het LAP; en
  - bij het formuleren van het tweede LAP en de milieuhygiënische onderbouwing daarvan.
- In dit licht wordt het weinig zinvol geacht om een apart evaluatie onderzoek te verrichten.