



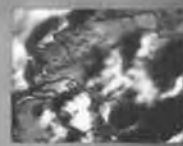
683-79 2^e



Milieu-effectrapport

Meerjarenplan gevaarlijke afvalstoffen II

Bijlagen



Opgesteld door TNO in opdracht van de minister van VROM en het
Interprovinciaal Overleg

18 april 1996

BIJLAGEN
MILIEU-EFFECTRAPPORT
MEERJARENPLAN GEVAARLIJKE AFVALSTOFFEN II

Opgesteld door TNO-STB en Centrum voor Milieu-effectonderzoek (CMEO)
in opdracht van de minister van VROM en het Interprovinciaal Overleg

18 april 1996

INHOUD BIJLAGEN

BIJLAGE 1: BEOORDELING MILIEU-INGREPEN	B/ 1
1.1 Inleiding	B/ 1
1.1.1 Beoordelingssystemen en hun samenhang	B/ 1
1.1.2 Keuze beoordelingsmethode en relevante milieuthema's	B/ 3
1.2 Classificatie	B/ 5
1.2.1 Inleiding	B/ 5
1.2.2 Versterking van het broeikaseffect	B/ 6
1.2.3 Afbraak van de ozonlaag	B/ 6
1.2.4 Verspreiding: humane toxiciteit	B/ 7
1.2.5 Verspreiding: ecotoxiciteit	B/ 9
1.2.6 Fotochemische oxidantvorming	B/ 11
1.2.7 Verzuring	B/ 12
1.2.8 Vermesting	B/ 12
1.2.9 Afvalstort / ruimtegebruik	B/ 12
1.2.10 Verspilling/energieverbruik	B/ 13
1.3 Normalisatie	B/ 13
1.3.1 Inleiding	B/ 13
1.3.2 Data voor de normalisatiestap	B/ 14
1.3.3 Onzekerheden in de Nederlandse totaalscores	B/ 15
1.4 Weegfactoren voor milieu-thema's	B/ 16
1.4.1 Inleiding	B/ 16
1.4.2 Het distance-to-target principe	B/ 17
1.4.3 Voorlopige distance-to-target weegfactoren voor de CML-classificatie	B/ 18
1.4.4 Weegfactoren volgens andere benaderingen	B/ 21
1.4.5 Conclusies ten aanzien van weging in dit MER	B/ 22
BIJLAGE 2: TECHNOLOGIEBESCHRIJVINGEN	B/ 27
2.1 Inleiding	B/ 27
2.2 Draaitrommeloven	B/ 27
2.2.1 Beschrijving	B/ 27
2.2.2 Milieu-effecten	B/ 28
2.3 Combi-oven	B/ 30
2.3.1 Beschrijving	B/ 30
2.3.2 Milieu-effecten	B/ 30
2.4 Cementoven	B/ 31
2.4.1 Beschrijving	B/ 31
2.4.2 Milieu-effecten	B/ 32
2.5 Energiecentrales	B/ 35
2.5.1 Beschrijving	B/ 35
2.5.2 Milieu-effecten	B/ 35
2.6 AVI	B/ 36
2.6.1 Beschrijving	B/ 36
2.6.2 Milieu-effecten	B/ 36
2.7 Destillatie	B/ 37
2.7.1 Beschrijving	B/ 37

2.7.2	Milieu-effecten	B/ 40
2.8	Cryogene VBI	B/ 41
2.8.1	Beschrijving	B/ 41
2.8.2	Milieu-effecten	B/ 41
2.9	VBI op basis van een spoelprocédé	B/ 42
2.9.1	Beschrijving	B/ 42
2.9.2	Milieu-effecten	B/ 43
2.10	Bewerking boor-, snij-, slijp- en walsolie	B/ 46
2.10.1	Beschrijving	B/ 46
2.10.2	Milieu-effecten	B/ 46
2.11	Bewerking oliehoudende waterstromen	B/ 48
2.11.1	Beschrijving	B/ 48
2.11.2	Milieu-effecten	B/ 48
2.12	Thermische grondreiniging	B/ 48
2.12.1	Beschrijving	B/ 48
2.12.2	Milieu-effecten	B/ 49
2.13	CBE	B/ 49
2.13.1	Beschrijving	B/ 49
2.13.2	Milieu-effecten	B/ 50
2.14	Back-to-feedstock kunststofrecycling met het VEBA-proces	B/ 51
2.14.1	Beschrijving	B/ 51
2.14.2	Milieu-effecten	B/ 52
2.15	Opwerkingsprocessen verfslude	B/ 52
2.15.1	Beschrijving	B/ 52
2.15.2	Milieu-effecten	B/ 53
2.16	Be-/Verwerkingstechnieken Fga	B/ 53
2.16.1	Beschrijving	B/ 53
2.16.2	Milieu-effecten	B/ 54
2.17	HTO-proces voor kwikhoudend afval	B/ 56
2.17.1	Beschrijving	B/ 56
2.17.2	Milieu-effecten	B/ 56
2.18	Destillatie van kwikhoudende afvalstoffen	B/ 57
2.18.1	Beschrijving	B/ 57
2.18.2	Milieu-effecten	B/ 57
2.19	Pyrometallurgie, pyrohydrolyse en hydrometallurgie	B/ 58
2.20	Immobilisatietechnieken	B/ 59
2.20.1	Inleiding	B/ 59
2.20.2	Koude immobilisatie op basis van anorganische toevoegingen / bindmiddelen	B/ 59
2.20.3	Koude immobilisatie op basis van organische toevoegingen / bindmiddelen	B/ 60
2.20.4	Thermische immobilisatie	B/ 61
2.21	Deeltjesscheidingstechnieken (DST)	B/ 62
2.21.1	Inleiding	B/ 62
2.21.2	Beschrijving scheidingssystemen	B/ 63
2.22	Productie van algemeen toegepaste goederen ('utilities')	B/ 64

BIJLAGE 3:	ALLOCATIE VAN EMISSIES	B/ 67
3.2	Inleiding	B/ 67
3.2	Allocatiemethoden -theorie	B/ 67
3.2.1	Inleiding	B/ 67
3.2.2	Uitwerking 'vermeden emissies' en 'system enlargement'	B/ 69
3.2.3	Uitwerking 'economische waarde'	B/ 70
3.2.4	Discussie	B/ 71
3.2.5	Conclusies	B/ 72
3.3	Enkele voorbeeldberekeningen	B/ 73
3.3.1	Inleiding	B/ 73
3.3.2	Grondslag berekening: economische waarde	B/ 73
3.3.3	Grondslag berekening: system enlargement of vermeden emissies	B/ 75
3.3.4	Conclusies	B/ 77
BIJLAGE 4:	SAMENSTELLING DOORGEREKENDE AFVALSTOFFEN	B/ 85
BIJLAGE 5:	TRANSPONERINGSTABEL RICHTLIJNEN EN MER	B/ 89
BIJLAGE 6:	LIJST VAN AFKORTINGEN	B/ 91
BIJLAGE 7:	LIJST VAN BEGRIPPEN	B/ 95
BIJLAGE 8:	LITERATUUR	B/ 99
	TRANSPONERINGSTABEL MER EN MJP-GA II	B/ 109

BIJLAGE 1: BEOORDELING MILIEU-INGREPEN

1.1 Inleiding

1.1.1 Beoordelingssystemen en hun samenhang

Een doel van dit MER is het vergelijken van de milieubelasting die wordt veroorzaakt door verschillende alternatieve methoden voor afvalverwijdering. Om een vergelijking te maken op basis van risico's voor mens en milieu zullen de emissies worden beoordeeld op hun potentiële bijdrage aan bepaalde milieuproblemen. Bij een dergelijke beoordeling kan een aantal stappen onderscheiden worden:

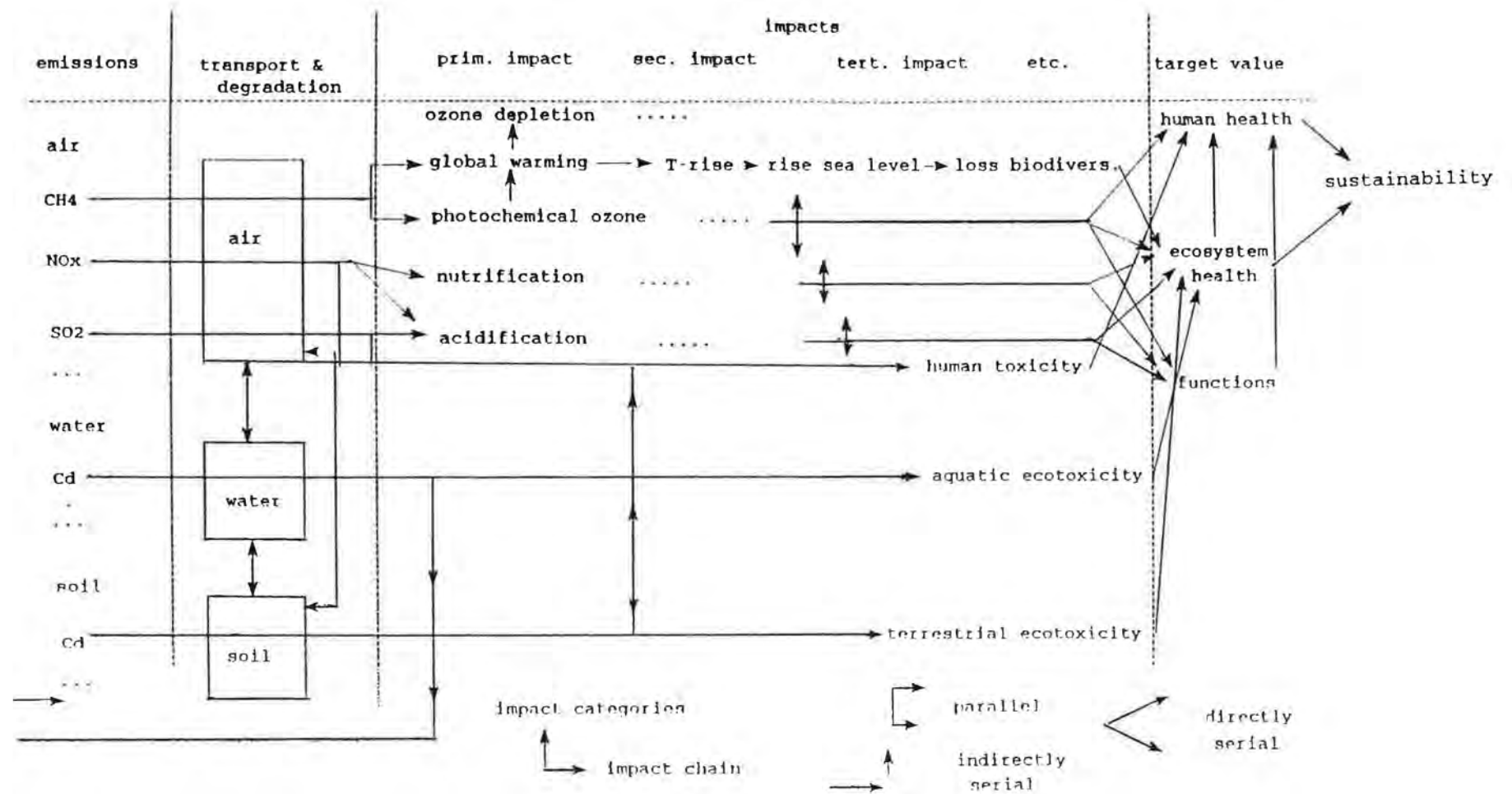
1. *inventarisatie* van emissies en milieu-ingrepen veroorzaakt door het onderzochte systeem;
2. *classificatie* van milieu-ingrepen naar type effect of milieuprobleem, gevolgd door een *kwantificering* van de bijdrage aan dit probleemtype;
3. (eventueel een) *normalisatie* van effectscores door ze uit te drukken als fractie van de totale omvang van het probleem in een bepaalde periode in een regio, en een *evaluatie* waarin de (evt. genormaliseerde) effectscores na weging worden herleid tot één milieu-index.

Tussen een emissie of een milieu-ingreep en het uiteindelijk effect in termen van vermindering van duurzaamheid bestaat een complex verband. Stoffen worden geëmitteerd, verspreiden zich, worden omgezet en opgenomen door ecosystemen en mensen. Figuur B1.1.1 geeft dit verband voor een aantal soorten milieu-ingrepen (met enige wijziging overgenomen van Guinée (1994)). De figuur maakt duidelijk dat eenzelfde milieu-ingreep op verschillende manieren aan een milieuprobleem kan bijdragen (Guinée, 1994):

- parallel: één emissie kan aan verschillende probleemtypen bijdragen;
- (direct) in serie: de emissie van een stof kan bijdragen aan verschillende, in de emissie-effectketen opeenvolgende probleemtypen;
- (indirect) in serie: één emissie kan bijdragen aan een probleemtype via een metaboliet of via een effect op een probleemtype dat zelf weer een effect op een ander probleemtype veroorzaakt.

Kort gezegd zijn de diverse milieu-ingrepen niet los van elkaar te beschouwen, maar beïnvloeden zij elkaar: er is sprake van een zogenaamd 'impact netwerk'. Het is dan ook niet verwonderlijk dat er verschillende indelingen (classificaties) zijn ontwikkeld. Tabel B1.1.1 geeft ter illustratie de indeling in milieuproblemen uit de CML/TNO/BenG handleiding voor LCA en de indeling in 'ver'-thema's zoals die door het Ministerie van VROM enkele jaren eerder is uitgewerkt voor het monitoren van de effecten van het milieubeleid (Heijungs, 1992; Adriaanse, 1993). Recent is in het kader van het Eco-indicatorproject een derde indeling ontwikkeld (Goedkoop, 1995). Ook deze is in de tabel weergegeven.

Figuur 1.1.1: Relatie tussen emissies en doelvariabelen (naar: Guinée, 1994)



Tabel B1.1.1: Vergelijking classificatie 'ver'-thema's, Eco-indicatorproject en CML-handleiding

CML-handleiding	'Ver'-thema's	Eco-indicatorproject
Humane toxiciteit	Verspreiding	Zware metalen in lucht
Aquatische ecotoxiciteit		Zware metalen in water
Terrestrische ecotoxiciteit		Carcinogene stoffen
		Pesticiden
Verzuring	Verzuring	Verzuring
Aantasting ozonlaag	Verandering klimaat: subthema ozonlaagaantasting	Aantasting ozonlaag
Versterking broeikas-effect	Verandering klimaat	Versterking broeikas-effect
Smogvorming	-	Zomersmog Wintersmog
Geurhinder*	Verstoring	-
Geluidhinder*		-
Ruimtebeslag	Verwijdering	-
Vermesting	Vermesting	Vermesting
Uitputting**	Verspilling	-
Div. andere categorieën***	-	-

* Voor deze studie niet relevant

** In deze studie is de LCA-methode vooral voor verbrandbaar afval toegepast. Hergebruik en nuttige toepassing van materialen heeft in het kader van deze studie vooral betrekking op organische vloeistoffen. Uitputting daarvan is direct gekoppeld aan het voorraadbepaling van fossiele energie-dragers. Daarom is er in dit MER voor gekozen het energie-verbruik (inclusief de energie opgeslagen in een produkt) als maat voor uitputting te nemen. Dit is in lijn met de Strategie-notitie Verspilling van het Ministerie van VROM, die als aangrijpingspunt voor voorraadbepaling kiest voor het beheer van de sleutelvoorraden ruimte en energie.

*** Zoals bijvoorbeeld straling, landschapsaantasting etc.

1.1.2 Keuze beoordelingsmethode en relevante milieuthema's

De classificatie kan niet helemaal willekeurig worden gekozen. Mede omdat de evaluatiestap vaak de een of andere vorm van multi-criteria-evaluatie vergt, worden o.a. de volgende eisen aan de classificatie gesteld (Heijungs, 1994b; Assies, 1994; Tukker, 1994b; Finnveden, 1994; Udo de Haes, 1995):

- de probleemttypen moeten zo veel mogelijk homogeen zijn (dat wil zeggen: milieu-ingrepen omvatten die hetzelfde effect veroorzaken);
- de probleemttypen moeten zo onafhankelijk mogelijk van elkaar zijn en mogen elkaar niet overlappen.

Figuur B1.1.1. maakt duidelijk, dat het in praktijk zeer moeilijk is een indeling te kiezen die volledig aan deze voorwaarden voldoet. In deze studie is om praktische redenen de CML-handleiding gevolgd. Ook op basis van bovengenoemde criteria verdient de indeling uit de CML-handleiding echter de voorkeur boven bijvoorbeeld de indeling in 'ver'-thema's. Bij de 'ver'-thema's zijn immers sterk verschillende effecttypen als geurhinder, geluidhinder en verschillende toxiciteitseffecten onder één noemer gebracht. Dit betekent dat impliciet al een weging binnen de thema-grenzen plaatsvindt. De klassieke indeling in emissies naar water,

bodem en lucht voldoet nog minder aan deze voorwaarden. Emissies naar lucht kunnen bijvoorbeeld stoffen omvatten, die zeer verschillende soorten effecten veroorzaken. CFK's dragen bijvoorbeeld bij aan ozonlaagaantasting, SO_x draagt bij aan humane toxiciteit en verzuring en C_xH_y draagt vooral bij aan smogvorming. Omgekeerd kunnen stoffen die naar verschillende compartimenten worden geëmitteerd aan hetzelfde soort effect bijdragen: zo dragen een emissie van CZV naar water en NH_3 naar lucht bij aan hetzelfde effect, te weten vermisting. Het samenvoegen van de emissies naar een bepaald compartiment tot één getal of het onderling wegen van emissies naar water, lucht en bodem wordt hiermee een moeizame exercitie. Zoals aangegeven in de vorige paragraaf kiezen vrijwel alle moderne beoordelingsmethoden er daarom voor de geïnventariseerde emissies naar water, bodem en lucht volgens de lijnen aangegeven in figuur 1.1.1. om te rekenen in scores op min of meer van elkaar onafhankelijke milieuthema's. In dit MER wordt ook voor deze aanpak gekozen. Het grote voordeel hiervan is dat bij het groeperen van emissies naar soort effect en het wegen van effecten aangesloten wordt bij een systematiek, waarbinnen over een groot aantal beoordelingselementen reeds wetenschappelijke, maatschappelijke en/of politieke consensus bestaat. Bij de keuze voor een andere aanpak had een dergelijke systematiek binnen de korte doorlooptijd specifiek voor dit MER moeten worden ontworpen, met alle gevaren van niet breed gedragen keuzes van dien¹.

Een aantal minder gangbare milieuthema's uit de CML-handleiding is niet meegenomen in de beoordeling. Het betreft bijvoorbeeld afvalwarmte en straling. Arbeidsveiligheid is buiten beschouwing gelaten omdat dit in het algemeen niet als een knelpunt wordt gezien dat tot het domein van het milieubeleid hoort. Het is overigens ook niet in de richtlijnen voor het MER genoemd. Milieu-thema's als landschapsaantasting, geurhinder en geluid zijn vooral lokaal georiënteerde milieuproblemen. Behandeling ervan op het strategische niveau van dit plan-MER is niet zinvol. Dergelijke milieuknelpunten zijn niet inherent aan een technologie als zodanig, maar kunnen door een goede locatiekeuze of het treffen van mitigerende maatregelen worden opgelost. De behandeling van een dergelijke lokale milieuhygiënische inpassing van een activiteit hoort in de eerste plaats thuis in een locatiekeuze- of inrichting-MER. Terrestrische ecotoxiciteit is evenmin meegenomen. De score op dit thema wordt in deze studie *geheel* bepaald door emissies naar bodem van toxische stoffen door uitloging uit gestort of nuttig toegepast finaal afval. Betrouwbare, algemeen geaccepteerde modellen die de feitelijke uitloging uit een stort- of hergebruiksituatie over lange periodes beschrijven bestaan niet. Elke poging tot een kwantitatieve beoordeling op dit thema heeft daarmee een zeer twijfelachtig waarde.

Het thema uitputting of verspilling is, in lijn met de door het Ministerie van VROM zelf gevolgde filosofie, met name beoordeeld aan de hand van het (fossiele) energie-verbruik. De keuze voor deze aanpak kan verder worden gemotiveerd. In dit MER is de kwantitatieve LCA-methode vooral voor verbrandbaar afval toegepast. Materiaalhergebruik heeft in dit geval vooral betrekking op organische (vloeistof)stoffen. Voorbeelden hiervan zijn het terugwinnen van oplosmiddelen door middel van destillatie en de productie van mariene diesel met behulp van

¹ De richtlijnen voor het MER noemen 'emissies naar water, bodem en lucht' als elementen die bij het beoordelen van de minimumstandaards moeten worden meegenomen. De gevolgde aanpak baseert zich ook op een inventarisatie van emissies naar water, bodem en lucht, en wijkt in die zin niet van de richtlijnen af. De gekozen aanpak houdt echter wel in dat niet *direct* wordt beoordeeld op emissies naar water, bodem en lucht, maar dat deze emissies eerst worden omgerekend in scores op de milieuthema's. Voor de wijze waarop deze omrekening plaatsvindt wordt verwezen naar paragraaf 1.2 van deze bijlage.

de CBE. Het uitputtingsaspect van dergelijke stoffen is direct gekoppeld aan het voorraadbeheer van fossiele energie-dragers. In dit MER wordt verder rekening gehouden met de zogenaamde 'vermeden emissies' in situaties waarin door hergebruik of nuttige toepassing primaire grondstoffen vervangen worden. Deze vermeden emissies zijn relatief laag als een ruwe grondstof wordt vervangen en relatief hoog als bijvoorbeeld produkthergebruik plaatsvindt. In het laatste geval zijn immers al meer produktiestappen (met de daaraan gerelateerde emissies) doorlopen. Op deze wijze wordt direct rekening gehouden met de voordelen van een zo hoogwaardig mogelijk hergebruik. Toch blijkt soms dat bij uitvoering van een LCA een vooraf hoogwaardig lijkende optie relatief slecht scoort. Onjuistheden in de LCA daargelaten kan het dan bijvoorbeeld zo zijn, dat om tot 'hoogwaardig' hergebruik te komen een zeer energie-intensieve of milieubelastende opwerkingsstap nodig is die alle milieuwinst teniet doet. Juist door de systematische beoordeling van alle relevante ketens en effecten die met een LCA-benadering plaatsvindt kunnen dergelijke vanuit voorraadbeheer niet gewenste situaties goed worden herkend.

De in dit MER gebruikte milieuthema's zijn opgesomd in tabel B1.1.1. De volgende paragraaf behandelt het omrekenen van emissies naar water, bodem en lucht en andere milieu-ingrepen in scores op de milieuthema's. De gebruikte omrekenfactoren (classificatiefactoren) zijn weergegeven in een tabel op de laatste pagina van deze bijlage. De tabel geeft daarmee aan, welke soort emissie bijdraagt aan welk thema. Paragraaf 1.3 en 1.4 gaan vervolgens in op de normalisatie- en wegingsstap.

1.2 Classificatie

1.2.1 Inleiding

Na de inventarisatie van milieu-ingrepen wordt hun kwantitatieve bijdrage aan een milieuthema berekend. Deze weging is gebaseerd op één van de volgende methodieken op dit gebied:

- de equivalentie- of classificatiefactoren uit de methodiek voor de LevensCyclusAnalyse van produkten (LCA) (Heijungs, 1992). De voorlopers van deze classificatiefactoren zijn reeds gebruikt in de McKinsey studie "Integrated Substance Chain Management" (VNCI/McKinsey, 1991);
- de thema-indicatoren die ontwikkeld zijn in het kader van de Milieubeleidsindicatoren (Adriaanse, 1993).

LCA-classificatiefactoren zijn ontwikkeld voor alle genoemde milieuthema's. De thema-indicatoren zijn ontwikkeld voor vijf van de zes genoemde thema's: er is geen aparte thema-indicator voor fotochemische smogvorming. Deze valt bij de thema-indicatoren onder het thema verzuring².

De LCA-classificatiefactoren zijn sterk verwant met en soms zelfs identiek aan de thema-indicatoren die gebruikt worden als milieubeleidsindicatoren (Adriaanse, 1993). Zoals aangegeven in de vorige paragraaf is in het geval van verschillen om praktische en weten-

² In Adriaanse (1993) wordt de bijdrage van ozonvormende verbindingen aan verzuring echter nog niet gekwantificeerd.

schappelijke redenen de CML-handleiding gevolgd. Hieronder wordt per milieu-effect een korte beschrijving gegeven van de gebruikte classificatiefactor.

1.2.2 Versterking van het broeikaseffect

Voor het thema versterking van het broeikaseffect zijn op verschillende plaatsen modellen ontwikkeld die de bijdrage van emissies van verschillende stoffen aan dit effect kwantificeren. Om verschillende emissie-scenario's van broeikasgassen met elkaar te kunnen vergelijken zijn de zogenaamde *global warming potentials* (GWP's) ontwikkeld. De GWP van een stof is de verhouding van de over de tijd geïntegreerde bijdrage aan het warmtestraling-absorberend vermogen ten gevolge van een momentane uitstoot (=puls) van 1 kg van een broeikasgas ten opzichte van een even grote uitstoot van kooldioxyde (CO₂). In deze studie worden de internationaal breed gedragen GWP's gehanteerd van het Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (Houghton et al., 1992). De manier waarop GWP's worden berekend geeft al aan dat ze gerelateerd zijn aan een bepaalde tijdhorizon. In deze studie zal gebruik gemaakt worden van GWP's met een tijdhorizon van 100 jaar: de GWP₁₀₀. Voor de versterking van het broeikaseffect wordt de effectscore van een bepaalde emissie berekend volgens:

$$\text{versterking broeikaseffect} = \sum_i \text{GWP}_i \times m_i \quad (1)$$

waarbij:

<i>versterking broeikaseffect</i>	= hoeveelheid CO ₂ -equivalenten (kg/j);
<i>m_i</i>	= emissies naar lucht (kg stof/j);
<i>GWP</i>	= Global Warming Potential relatief t.o.v. CO ₂ (-);

1.2.3 Afbraak van de ozonlaag

Analoog aan GWP's gelden voor ozonlaag aantastende stoffen zogenaamde *ozone depletion potentials* (ODP's). Een ODP is gedefinieerd als de verhouding van afbraak van ozon in evenwichtstoestand ten gevolge van een jaarlijkse emissie (flux in kg/jr) van een hoeveelheid stof naar de atmosfeer en de afbraak van ozon in evenwichtstoestand tengevolge van eenzelfde hoeveelheid van CFK-11. In deze studie worden internationaal breed gedragen ODP's gehanteerd van het *Scientific Assessment Panel* (WMO, 1989), waarin alle vooraanstaande wetenschappers op dit gebied zitting hebben. Voor de afbraak van de ozonlaag wordt de effectscore berekend volgens:

$$\text{aantasting ozonlaag} = \sum_i \text{ODP}_i \times m_i \quad (2)$$

waarbij:

<i>aantasting ozonlaag</i>	= hoeveelheid CFK-11 equivalenten (kg/j);
<i>m_i</i>	= emissies naar water (kg stof/j);

ODP = ozone depletion potential (-).

1.2.4 Verspreiding: humane toxiciteit

Om de bijdrage van verschillende stoffen aan het thema humane toxiciteit te bepalen zijn verschillende modellen ontwikkeld. In de methodiek uit de Handleiding Milieugerichte levenscyclusanalyse voor produkten wordt met een voorlopig model gewerkt van zogenaamde HCLs, HCWs en HCBs (respectievelijk Humaan-toxicologische Classificatiefactoren voor Lucht, Water en Bodem). Een nadeel van deze factoren is dat het gedrag van stoffen in het milieu, dat wil zeggen distributie en transformaties, niet zijn meegenomen in de berekening ervan. Hieronder volgt een beschrijving van de uitwerking van de classificatiefactoren uit de LCA-handleiding (Heijungs, 1992).

Methodische uitwerking: voorlopige classificatiefactor lucht

De voorlopige classificatiefactor is het produkt van de voorlopige blootstellingsfactor en de voorlopige effectfactor. De voorlopige *humaan-toxicologische classificatiefactor lucht* (HCL) bedraagt daarmee:

$$HCL = B_l \times E_l = \frac{\dot{V}_l \times W \times M}{V_l \times (TCL \text{ of } AQG) \times \dot{V}_l} \quad \text{of} \quad \frac{\dot{V}_l \times W}{V_l \times (TDI \text{ of } ADI)} \quad (3)$$

waarbij:

<i>HCL</i>	= voorlopige classificatiefactor lucht (kg lichaamsgewicht·kg ⁻¹ stof);
<i>B</i>	= blootstellingsfactor;
<i>E</i>	= effectfactor;
<i>I</i>	= lucht
\dot{V}_l	= menselijk ademvolume (= 20 m ³ lucht·dag ⁻¹ ·persoon ⁻¹);
<i>W</i>	= wereldbevolking (= 5·10 ⁹ personen);
<i>M</i>	= menselijk lichaamsgewicht (= 70 kg lichaamsgewicht·persoon ⁻¹);
V_l	= luchtvolume modelwereld (= 3·10 ¹⁸ m ³);
<i>TCL</i>	= toelaatbare concentratie in lucht (kg stof·m ⁻³ lucht);
<i>AQG</i>	= <i>air quality guideline</i> (kg stof·m ⁻³ lucht);
<i>TDI</i>	= <i>tolerable daily intake</i> (kg stof·dag ⁻¹ ·kg ⁻¹ lichaamsgewicht);
<i>ADI</i>	= <i>acceptable daily intake</i> (kg stof·dag ⁻¹ ·kg ⁻¹ lichaamsgewicht).

Methodische uitwerking: voorlopige classificatiefactor water

Analoog aan de voorlopige classificatiefactor lucht kan de voorlopige *humaan-toxicologische classificatiefactor water* (HCW) worden berekend als:

$$HCW = B_w \times E_w = \frac{\dot{V}_w \times W}{V_w \times (TDI \text{ of } ADI)} \quad (4)$$

waarbij:

HCW	=voorlopige classificatiefactor water (kg lichaamsgewicht·kg ⁻¹ stof);
w	= water;
\dot{V}_w	=menselijk waterconsumptie (= 2 l water·dag ⁻¹ ·persoon ⁻¹);
W	=wereldbevolking (= 5·10 ⁹ personen);
V_w	=watervolume modelwereld (= 3,5·10 ¹⁸ l);
TDI	=tolerable daily intake (kg stof·dag ⁻¹ ·kg ⁻¹ lichaamsgewicht).
ADI	=acceptable daily intake (kg stof·dag ⁻¹ ·kg ⁻¹ lichaamsgewicht);

Methodische uitwerking: voorlopige classificatiefactor bodem

De voorlopige *humaan-toxicologische classificatiefactor bodem* (HCB) kan worden berekend als:

$$HCB = B_b \times E_b = \frac{M \times W \times N}{V_b \times C\text{-waarde}} \quad (5)$$

Waarbij:

HCB	= voorlopige classificatiefactor bodem (kg lichaamsgewicht·kg ⁻¹ stof);
b	= bodem;
M	= menselijk lichaamsgewicht (= 70 kg lichaamsgewicht);
W	= wereldbevolking (= 5·10 ⁹ personen);
N	= bij de TDI behorende onzekerheidsreductiefactor;
V_b	= bodemmassa modelwereld (= 2,7·10 ¹⁸ kg droge stof).

Berekening van de effectscore

De voorlopige *humaan-toxicologische classificatiefactoren* voor de compartimenten lucht, water en bodem worden gegeven in een tabel in de bijlage van de handleiding. Als bron voor de benodigde toxiciteitsgegevens is gebruik gemaakt van: Vermeire *et al.* (1991), FAO/WHO (1990), Staarink & Hakkenbrak (1985 en 1987), WHO (1987), Kleijn & Van der Voet (1991), Van den Berg (1991) en Van den Berg & Roels (1991).

Bij het uitvoeren van een praktijkstudie wordt de effectscore per stof berekend door vermenigvuldiging van de bij de functionele eenheid behorende emissies naar de diverse compartimenten met de bijbehorende (voorlopige) classificatiefactoren. Alle effectscores van de emissies naar lucht, water en bodem kunnen worden opgeteld, en leveren dan de totale effectscore voor *humane toxiciteit*:

$$\text{humane toxiciteit} = \sum_i ((HCL_i \times m_{l,i}) + (HCW_i \times m_{w,i}) + (HCB_i \times m_{b,i})) \quad (6)$$

waarbij:

humane toxiciteit	= hoeveelheid verontreinigd lichaamsgewicht (kg lichaamsgewicht);
$m_{l,i}$	= emissie naar lucht (kg stof i);
$m_{w,i}$	= emissie naar water (kg stof i);
$m_{b,i}$	= emissie naar bodem (kg stof i);

HCL_i	=	voorlopige humaan-toxicologische classificatiefactor lucht (kg lichaamsgewicht·kg ⁻¹ stof \hat{I});
HCW_i	=	voorlopige humaan-toxicologische classificatiefactor water (kg lichaamsgewicht·kg ⁻¹ stof \hat{I});
HCB_i	=	voorlopige humaan-toxicologische classificatiefactor bodem (kg lichaamsgewicht·kg ⁻¹ stof \hat{I});

Dit kan worden voorgesteld als de totale hoeveelheid tot aan de grens van "maximale toelaatbaarheid" verontreinigd menselijk lichaamsgewicht waarvoor de functionele eenheid verantwoordelijk kan worden gesteld. In verband met het hanteren van *voorlopige* blootstellingsfactoren, dient de effectscore met nadruk als indicatief te worden beschouwd.

1.2.5 Verspreiding: ecotoxiciteit

Net als bij het thema humane toxiciteit is bij het thema ecotoxiciteit gebruik gemaakt voorlopige classificatiefactoren uit de LCA methodiek (Heijungs, 1992). De ecotoxicologische classificatiefactor voor aquatische ecosystemen (ECA) bedraagt:

$$ECA = B_a \times E_a = \frac{1}{MTC_{EPA}} \quad (7)$$

waarbij:

ECA	=	voorlopige ecotoxicologische classificatiefactor voor aquatische ecosystemen (m ³ water·mg ⁻¹ stof);
MTC_{EPA}	=	<i>maximum tolerable concentration</i> , bepaald volgens de EPA-methode voor het betreffende compartiment (mg stof·m ⁻³ water).

De ecotoxicologische classificatiefactor voor terrestrische ecosystemen (ECT):

$$ECT = B_t \times E_t = \frac{1}{MTC_{EPA}} \quad (8)$$

waarbij:

ECT	=	voorlopige ecotoxicologische classificatiefactor voor terrestrische ecosystemen (kg bodem·mg ⁻¹ stof);
t	=	terrestrisch;
MTC_{EPA}	=	<i>maximum tolerable concentration</i> , bepaald volgens de EPA-methode voor het betreffende compartiment (mg stof·kg ⁻¹ bodem).

Berekening van de effectscores

De voorlopige ecotoxicologische classificatiefactoren voor de compartimenten water en bodem worden gegeven in de desbetreffende tabel in de bijlage van de handleiding (Heijungs, 1992). Bij het uitvoeren van een praktijkstudie wordt de effectscore per stof berekend door

vermenigvuldiging van de bij de functionele eenheid behorende emissies naar de betreffende compartimenten met de bijbehorende (voorlopige) classificatiefactoren. De effectscore voor aquatische ecotoxiciteit kan worden berekend als:

$$\text{aquatische ecotoxiciteit} = \sum_i ECA_i \times m_{w,i} \quad (9)$$

waarbij:

- aquatische ecotoxiciteit* = hoeveelheid verontreinigd aquatisch ecosysteem (m³ water);
m_{w,i} = emissies naar water (mg stof);
ECA = voorlopige ecotoxicologische classificatiefactor voor aquatische ecosystemen (m³ water·mg⁻¹ stof).

De effectscore voor terrestrische ecotoxiciteit wordt berekend door:

$$\text{terrestrische ecotoxiciteit} = \sum_i ECT_i \times m_{t,i} \quad (10)$$

waarbij:

- terrestrische ecotoxiciteit* = hoeveelheid verontreinigd terrestrisch ecosysteem (kg bodem);
m_{t,i} = emissies naar bodem (mg stof);
ECT = voorlopige ecotoxicologische classificatiefactor voor terrestrische ecosystemen (kg bodem·mg⁻¹ stof).

De resulterende waarden voor *terrestrische ecotoxiciteit* en *aquatische ecotoxiciteit* hebben als eenheid kg bodem respectievelijk m³ water, en zijn voor te stellen als de hoeveelheid juist tot aan de MTC_{EPA} verontreinigd terrestrisch respectievelijk aquatisch ecosysteem. In deze voorlopige methode is de *critical-volumes*-benadering dus voor wat betreft de classificatie van ecotoxiciteit gehandhaafd. Ook hier geldt dat in verband met het hanteren van *voorlopige* blootstellingsfactoren, de effectscore met nadruk als indicatief dient te worden beschouwd. Voor de berekening van de potentiële effecten van de blootstelling wordt gebruikt gemaakt van toxicologische normen: *No (adverse) Effect Concentration* (NEC). NEC's worden via extrapolatie afgeleid van toxiciteitsdata voor individuele soorten. Verschillende extrapolatiemethoden zijn mogelijk. In deze studie wordt gekozen voor de methode van het *Environmental Protection Agency* (EPA). Deze methode is niet de meest geavanceerde maar levert wel data voor het grootste aantal stoffen.

Bij de processen in deze studie blijkt de terrestrische ecotoxiciteit volledig af te hangen van de uitloging van metalen uit te storten of her te gebruiken slak, vliegashoudend materiaal. Aangezien deze emissies, zeker op langere termijn, niet goed te voorspellen zijn is afgezien van een beoordeling op dit thema. Elk cijfer zou slechts een schijnnaauwkeurigheid weergeven.

1.2.6 Fotochemische oxidantvorming

Analoog aan GWP's en ODP's zijn Photochemical Ozone Creation Potentials (POCPs) ontwikkeld om een beoordeling van verschillende emissiescenario's van vluchtige organische stoffen (VOS) mogelijk te maken (Derwent & Jenkins, 1990). In een protocol van UNECE wordt de volgende definitie van POCP gegeven: de POCP van een bepaalde emissie is de verhouding tussen de verandering in de ozonconcentratie tengevolge van de emissie van een kg stof ten opzichte van de verandering tengevolge van de emissie van 1 kg etheen. De UNECE berekent POCP's met behulp van een model. Dit model behoeft echter op een aantal belangrijke punten verbetering. Aangezien de UNECE een vrij uitgebreide lijst van POCP's levert, en gezien het internationale kader waarin deze waarden zijn bepaald, zullen deze toch worden gebruikt. Voor de fotochemische oxydantvorming wordt de effectscore berekend volgens:

$$\text{fotochemische oxydantvorming} = \sum_i \text{POCP}_i \times m_i \quad (11)$$

waarbij:

<i>fotochemische oxydantvorming</i>	= hoeveelheid etheen equivalenten (kg/j);
m_i	= emissies naar water (kg stof/j);
<i>POCP</i>	= Photochemical Ozone Creation Potential (-).

Deze benadering is identiek aan de benadering die gevolgd is bij de LCA-classificatiefactoren. In de thema-indicatoren komt het thema fotochemische smogvorming niet voor, de effecten worden door Adriaanse ondergebracht bij het thema verzuring, maar niet gekwantificeerd.

1.2.7 Verzuring

De maat voor de relatieve bijdrage aan het thema verzuring is het vermogen om H⁺ af te splitsen ten opzichte van zwaveldioxide (SO₂). Analoog aan GWP en ODP is de Acidification Potential (AP) daarmee een maat voor de relatieve bijdrage van een stof aan verzuring ten opzichte van de referentiestof SO₂. Voor de verzuring wordt de effectscore berekend volgens:

$$\text{verzuring} = \sum_i \text{AP}_i \times m_i \quad (12)$$

waarbij:

<i>verzuring</i>	= hoeveelheid SO ₂ -equivalenten (kg/j);
m_i	= emissies naar water (kg stof/j);
<i>AP</i>	= Acidification Potential (-).

1.2.8 Vermesting

Voor vermisting is als maat de Nutrifcation Potential (NP) gekozen, die een maat is voor het vermogen om biomassa te vormen ten opzichte van fosfaat (PO_4^{3-}). De emissie naar lucht, water of bodem wordt met behulp van de NP omgerekend tot een qua vermisting equivalente emissie van fosfaat:

$$\text{vermesting} = \sum_i NP_i \times m_i \quad (13)$$

waarbij:

vermesting	= hoeveelheid PO_4 -equivalenten (kg/j);
m_i	= emissies naar lucht, water of bodem (kg stof/j);
NP	= Acidification Potential (-).

1.2.9 Afvalstort / ruimtegebruik

Wat na de diverse be- en verwerkingsstapen als finaal afval overblijft wordt gestort. Een van de effecten van stort is het ruimtebeslag dat kan worden uitgedrukt in ton. Verder zullen als gevolg van stort emissies optreden naar het milieu. De omvang van deze emissies is afhankelijk van het type stort. Voor de inschatting is gebruik gemaakt van aannamen van het AOO (1995a). Het AOO neemt aan dat uit afval dat wordt gestort 0,1 % van de anionen en metalen uitlogen naar bodem. Voor afval dat nuttig wordt toegepast is dit cijfer op 1 % gesteld. De *effecten* van de uitgelogde stoffen zijn echter niet van belang voor het hier behandelde thema 'ruimtegebruik', maar worden meegenomen onder de toxiciteitsthema's. In principe zou ook het (tijdelijk) ruimtebeslag door inrichtingen meegenomen kunnen worden. In praktijk is het (tijdelijk) ruimtebeslag, gegeven de relatief grote doorzet van afval dat een inrichting gedurende zijn levensduur be-/verwerkt, per ton be-/verwerkt afval zeer beperkt. Hier is ervoor gekozen alleen het aantal tonnen definitief gestort afval als maat voor het ruimtebeslag aan te houden.

1.2.10 Verspilling/primair energieverbruik

Om zicht te krijgen op het overall energieverbruik dat verband houdt met een verwijderingsroute zijn alle verbruikte of geproduceerde energiedragers uitgedrukt in MegaJoule (MJ). Door optelling is zo een totaal energie-verbruik over de gehele keten verkregen. Hierbij is ook rekening gehouden met 'opgeslagen' energie (ook wel aangeduid als 'feedstock'), in bijvoorbeeld kolen, kunststof of oplosmiddel. Ook is bijvoorbeeld het elektriciteitsverbruik via de hiervoor geldende ingreep tabel omgerekend in een totale hoeveelheid fossiele of andere primaire energie (zie tabel 2.4). Het beperken van de beoordeling van uitputtingsaspect tot energie is voor de LCA's in dit MER aanvaardbaar, daar feitelijk alleen LCA's worden uitgevoerd voor verbrandbaar (in de regel oliehoudend) afval. Hergebruik en nuttige toepassing van materiaal heeft in dit geval daarom direct betrekking op organische vloeistoffen. Het uitputtingsaspect hiervan is direct gekoppeld aan het voorraadbeheer van fossiele energiedragers. Een verdere differentiatie naar schaarste per energiedrager is in dit MER achterwege gelaten.

1.3 Normalisatie

1.3.1 Inleiding

Om een betere indruk te krijgen van de betekenis van de verschillende effectscores, kunnen ze worden gedeeld door de totale omvang van de betreffende problemen uitgedrukt in dezelfde scores. Deze stap is afkomstig uit de methodiekontwikkeling op het gebied van de LCA en wordt normalisatie genoemd. Met normalisatie kan een beeld worden verkregen van de mate waarin het onderzochte systeem bijdraagt aan de totale omvang van de milieuproblemen. Ook kunnen op deze manier verschillen op dit punt tussen de diverse effectscores worden achterhaald (Guinée, 1995). In formule:

$$N_i = S_i / A_i \quad (14)$$

Waarin: N_i = genormaliseerde score

S_i = score van het beschouwde systeem (b.v. een verwijderingsketen voor 1 ton afval) op thema i

A_i = totale score per jaar van alle activiteiten in een bepaald gebied op thema i

Normalisatie kan plaats vinden op verschillende ruimtelijke schaalnivo's. Gezien het niet-lokatie-specifieke karakter van dit type studies wordt bij het uitvoeren van LCA's vaak gekozen voor normalisatie op wereldniveau. In deze studie is gekozen voor normalisatie op Nederlands niveau. De reden hiervoor is dat de studie gericht is op de Nederlandse situatie en emissies uit de Nederlandse afvalverwijderingsstructuur zijn geïnventariseerd. Gegeven deze nadruk op de Nederlandse situatie ligt het voor de hand om te vergelijken met de totaalemissies van hetzelfde geografische systeem, te weten Nederland. Op deze manier worden alle emissies uitgedrukt in een fractie van de totale Nederlandse emissies.

1.3.2 Data voor de normalisatiestap

De gegevens die gebruikt worden bij de normalisatie zijn gebaseerd op een rapport dat geschreven is in het kader van de methodiekontwikkeling voor LCA (Guinée, 1993). Hierin worden voor milieuthema's die in deze studie van belang zijn, behalve voor stortvolume en energie-verbruik wereldtotalen afgeleid. Later heeft Guinée zijn totalen aangepast (Guinée, 1995). Deze aangepaste wereldtotalen zijn opgenomen in de tabel B1.3.1. Guinée heeft zijn wereldemissies voor broeikasgassen en ozonlaag aantastende stoffen afgeleid uit de publikaties van het Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC; zie Houghton e.a., 1991). Van de overige stoffen zijn geen wereldemissies bekend. Voor deze stoffen heeft Guinée een grove schatting gemaakt van de werelddata. Hiertoe werden de Nederlandse emissies uit de Emissieregistratie eerst vermenigvuldigd met de equivalentiefactoren om Nederlandse thema-totalen te krijgen; deze werden vervolgens vermenigvuldigd met een factor 100. Deze factor 100 is de verhouding tussen het BNP van de wereld en het BNP van Nederland.

In deze studie wordt genormaliseerd op Nederlands schaalniveau. De Nederlandse totalen zijn weergegeven in tabel B1.3.1. Zij zijn als volgt vastgesteld.

Versterking van het broeikaseffect

Het Nederlands totaal voor versterking van het broeikaseffect is afkomstig uit de door Adriaanse ontwikkelde Milieuindicatoren (Adriaanse, 1993).

Ozonlaagaantasting

Adriaanse geeft ook een Nederlands totaal voor ozonlaag aantastende stoffen. De emissies van tetra, 1,1,1-trichloorethaan en HCFK's neemt Adriaanse echter niet mee in zijn berekeningen waardoor dit totaal niet compleet is. Het Nederlandse totaal voor aantasting van de ozonlaag is gebaseerd op het Nederlands *gebruik* van ozonlaag aantastende stoffen in 1990 (CFK-commissie, 1993). Aangezien niet al het gebruik in hetzelfde jaar tot emissies leidt zal de *emissie* van ozonlaag aantastende stoffen in 1990 lager geweest zijn dan het gebruik. Het Nederlands totaal is daarom een overschatting. Dit betekent dat de als fractie van het Nederlands totaal uitgedrukte bijdrage van emissies uit een verwijderingsketen aan dit thema relatief te laag is.

Verzuring

Voor verzuring zijn de totale Nederlandse emissies van NH_3 , NO_x en SO_2 in 1990 uit de Nationale Milieuverkenning 3 als basis genomen voor de totale Nederlandse score (RIVM, 1993b). Deze totale emissies zijn vermenigvuldigd met de bijbehorende equivalentiefactoren uit de Handleiding LCA (Heijungs et al., 1992) om te komen tot de Nederlandse totaalscore zoals gegeven in tabel B1.3.1.

Vermesting

De totaalscore voor vermisting is overgenomen uit Sas (1994). Deze baseert zich op cijfers uit het Milieuprogramma 1994-1997 (VROM, 1993e).

Afvalstort

Het Nederlands totaal voor stortvolume in 1990 is afkomstig uit de Nationale Milieuverkenning 3 (RIVM, 1993).

Energieverbruik

Het totale Nederlandse energieverbruik voor 1990 is afkomstig uit de Milieubalans 1995 (RIVM, 1995).

Overig

Voor de thema's humane toxiciteit, aquatische ecotoxiciteit en fotochemische oxydantvorming kan geen gebruik worden gemaakt van totalen uit Adriaanse (1993) of de Nationale Milieuverkenning 3 (RIVM, 1993c). Daarin zijn thema's anders ingedeeld of totalen anders berekend dan bij de hier gehanteerde LCA-classificatie (zie de vergelijking in de voorgaande paragrafen van dit hoofdstuk). Daarom is voor deze thema's gebruik gemaakt van totalen van Guinée (1995) die in het kader van deze studie nogmaals zijn herzien. Ten eerste zijn de scores van de emissies van stoffen die waren gebaseerd op de wereldemissiecijfers vervangen door de scores van de emissies uit de Nederlandse emissieregistratie. Guinée is voor de scores op Nederlands niveau uitgegaan van de Individuele EmissieRegistratie (ER-I), hetgeen slechts een beeld geeft van de procesemissies. In het kader van deze studie zijn de scores van emissies van de Collectieve EmissieRegistratie (ER-C) hierbij opgeteld zodat ook scores van de emissies uit diffuse bronnen zijn opgenomen in de totalen (Pulles & v.d. Most, 1992). De gegevens zijn afkomstig uit de vierde ronde ER met 1988 als basisjaar. In het kader van deze studie was het niet mogelijk de gegevens voor alle 600 stoffen te vervangen door de getallen

uit inmiddels verschenen vijfde ronde ER met als basisjaar 1990. Voor humane toxiciteit, ecotoxiciteit en smogvorming is derhalve gebruik gemaakt van Nederlandse totalen van 1988. In het algemeen zullen de emissies in de periode 1988-1990 gedaald zijn. Dat wil zeggen dat de totalen voor 1988 waarschijnlijk hoger zijn dan die voor 1990. Dit heeft een kleine onderschatting tot gevolg van de bijdragen van emissies van een verwijderingsketen aan de genoemde problemen.

1.3.3 Onzekerheden in de Nederlandse totaalscores

De gebruikte Nederlandse totalen zijn gezien de manier waarop ze tot stand zijn gekomen van een voorlopig karakter. De totalen voor verzuring, vermisting, energieverbruik, ozonlaag aantasting en het broeikaseffect lijken binnen een marge van maximaal enige tientallen procenten betrouwbaar. Het gaat om een beperkt aantal stoffen, waarvan de emissies goed bekend zijn en waarvoor er geen grote aantallen classificatie-factoren ontbreken. Het totaal van afvalstort is afkomstig uit diverse registraties. De onzekerheidsmarge lijkt hierbij minder dan enige tientallen procenten.

Het Nederlands totaal voor ecotoxiciteit kan tot in de grootte orde van een factor 2-3, en mogelijk meer, zijn onderschat. Guinée heeft bij zijn berekening van het Nederlands totaal maar een zeer beperkt aantal bestrijdingsmiddelen meegenomen: of de emissies, of de equivalentiefactoren waren niet bekend. In de recent uitgekomen chloorketenstudie is een redelijk beeld verkregen van de *emissies* van *chloorhoudende* bestrijdingsmiddelen. Hoewel voor slechts zo'n 25 % van deze middelen equivalentiefactoren beschikbaar zijn maken zij in 1990 al 12 % uit van het Nederlands totaal zoals bepaald door Guinée (Tukker, 1995, zie Deel 1, hoofdstuk 4.3 en bijlage 4). Rekening houdend met *chloorvrije* middelen en het ontbreken van equivalentiefactoren zou het geen verrassing zijn, als een diepgaande studie naar het Nederlands totaal voor ecotoxiciteit een getal op zou leveren dat factoren hoger ligt dan het cijfer dat Guinée als eerste aanzet gegeven heeft³.

Op basis van de cijfers uit onderhavige studie lijkt het Nederlands totaal voor humane toxiciteit niet significant te worden beïnvloed door de scores van bestrijdingsmiddelen. Eventuele fouten in het Nederlands totaal voor humane toxiciteit kunnen nog zijn opgetreden in het geval in de ER-I en ER-C belangrijke emissies ontbreken, of stoffen niet scoren door het ontbreken van equivalentiefactoren. De lijst met equivalentiefactoren lijkt echter voor deze thema's minder incompleet dan voor ecotoxiciteit. Verder mag verwacht worden dat de ER-I en de ER-C samen een redelijk beeld geven van de totale Nederlandse emissies. Voor geur en smogvorming geldt een vergelijkbare analyse.

Ondanks deze onzekerheden in de totalen is normalisatie een zinvolle stap. Het geeft immers inzicht in de bijdrage aan een Nederlands totaal, al is het voor een thema als ecotoxiciteit maar qua grootte-orde. Om de verschillende scores op verschillende thema's via de hierna te behandelen weegmethode op te kunnen optellen is deze stap onontbeerlijk. De effectscores op de verschillende thema's zijn immers uitgedrukt in verschillende, onvergelijkbare eenheden.

³ Guinée waarschuwt in zijn proefschrift overigens nadrukkelijk voor de onzekerheden in de door hem gegeven totalen.

Tabel B1.3.1: Wereld- en Nederlandse totaalscores per milieuthema in 1990.

THEMA	WERELD	NEDERLAND	EENHEID
humane toxiciteit	3.24 10 ¹¹	1.25 10 ⁹	kg lg.j ⁻¹
eq. ecotoxiciteit	9.08 10 ¹⁴	9.08 10 ¹²	m ³ .j ⁻¹
verzuring	2.86 10 ¹¹	1.02 10 ⁹	kg SO ₂ .j ⁻¹
vermesting	p.m.	961 10 ⁹	kg PO ₄ ³⁻ -eq
aantasting ozonlaag	1.00 10 ⁹	1.13 10 ⁷	kg CFK 11.j ⁻¹
broeikasewfect	3.77 10 ¹³	2.44 10 ¹¹	kg CO ₂ .j ⁻¹
smogvorming	3.74 10 ⁹	5.73 10 ⁷	kg etheen.j ⁻¹
energieverbruik	p.m.	2827 10 ⁹	MJ
stortvolume	p.m.	1.67 10 ¹⁰	kg.j ⁻¹

1.4 Weegfactoren voor milieu-thema's

1.4.1 Inleiding

Na de classificatie en normalisatie verkrijgt men per thema scores uitgedrukt als fractie van de totaalscore op een milieuthema in een bepaalde periode in een bepaalde regio. Wil men de scores in één maat uitdrukken, dan zullen deze op de een of andere manier moeten worden gewogen. Voor het wegen van milieuthema's kan een aantal principes worden onderscheiden. Het betreft (Lindeijer, 1995)⁴:

1. panelmethoden;
2. monetaire methoden op basis van schadekosten;
3. methoden op basis van doelstellingsniveaus voor de individuele thema's.

De eerste methode is bijvoorbeeld bij de VNCI-McKinsey studie gebruikt. Een panel wordt gevraagd een gewicht aan (een score op) een milieuthema toe te kennen (VNCI-McKinsey, 1991). De tweede methode gaat ervan uit, dat de score op een milieuthema op de een of andere manier in schadekosten kan worden uitgedrukt. In feite rekent men de emissie-effectketen verder door tot feitelijke effecten en kosten. Deze worden dan als grondslag voor weging gebruikt. Bij de laatste methode gaat men er van uit dat de weegfactor een functie is van het huidige belastingsniveau en een doelstellingsniveau (of wel 'target') op een thema. De filosofie hierbij is, dat een grote afwijking van het doelstellingsniveau relatief ernstig is en dus een relatief hoog gewicht voor het thema tot gevolg moet hebben.

Het Ministerie van VROM onderzoekt op dit moment of deze laatste 'Distance-to-target' (DtT)-benadering in Nederland als standaard kan gaan gelden (RMB, 1994). Het CE heeft op deze

⁴ Er zijn ook methoden die de kosten of de exergie die nodig is om een ingreep niet te laten plaatsvinden als uitgangspunt voor weging nemen. Hierbij moet men aannamen maken over de (preventie)technologie die wordt toegepast. Deze methoden baseren de evaluatie niet op een waardering van het milieu als zodanig, maar stellen het 'nut' in termen van kosten of exergiebehoefte centraal.

basis weegfactoren afgeleid voor de VROM-beleidsthema's (Sas, 1994). Om pragmatische redenen is in deze studie daarom deze benadering gevolgd.

1.4.2 Het distance-to-target principe

Het DtT-principe gaat ervan uit dat de weegfactor voor een thema een functie is van het huidige belastingsniveau en van een doelstellingsniveau. In principe is een groot aantal formules denkbaar, dat een dergelijke functie beschrijft (zie bijvoorbeeld (Heijungs, 1994), (Tukker, 1994a en 1994b), (Mueller Wenck, 1995) en (SETAC-WIA, 1994)). Een veel gebruikte en door het Ministerie van VROM als standaard voorgestelde formule is (Adriaanse, 1993; Sas, 1994; RMB, 1994) :

$$W_i = \frac{A_i}{T_i} \quad (15)$$

Waarin: W_i = gewicht voor thema i;
 A_i = huidige Nederlandse totaalscore op thema i (in 1990);
 T_i = doelstelling voor de Nederlandse totaalscore op thema i (bijvoorbeeld een duurzaamheidsniveau of een beleidsdoel in 2000).

Er is discussie over de mate waarin de intrinsieke ernst van een milieuprobleem tot uitdrukking komt in een DtT weegfactor. Formule (15) gaat er in feite van uit dat bij het doelstellingsniveau de 'ernst' van de milieuproblemen voor thema (i) even groot is als de 'ernst' van de milieuproblemen voor thema (j). In dat geval is zowel voor thema (i) als (j) de weegfactor 1. Deze aanname is verdedigbaar als men er van uit gaat dat de intrinsieke ernst van een milieuprobleem verdisconteerd is in de beleidsdoelstelling. De redenering luidt in dit geval dat voor een intrinsiek ernstig probleem een strengere norm zal worden gesteld dan voor een relatief minder ernstig probleem. Als men juist vindt dat er bij de doelstellingsniveaus een *verschil* in waardering van de milieu-effecten van de twee thema's bestaat, moeten de factoren die met formule (15) worden berekend worden gecorrigeerd door ze te vermenigvuldigen met een *inter-effectfactor*. Deze inter-effectfactor is een relatieve, subjectieve maat voor het verschil in ernst van milieuproblemen op verschillende thema's bij de respectievelijke doelstellingsniveau's. Het CE gebruikt naast de DtT-weegfactor een inter-effectfactor van 1 voor de intrinsieke ernst van het milieuprobleem. Deze factor is gebaseerd op het feit dat voor het Ministerie van VROM alle beleidsthema's even belangrijk zijn (Sas, 1994). Guinée (1995) stelt dat intereffect factoren nog niet beschikbaar zijn en dat het opstellen ervan een aparte studie zou vergen. Hij maakt daarom ook expliciet gebruik van een intereffect-factor van 1 voor alle milieuproblemen. Ook in dit MER zal deze lijn worden gevolgd.

1.4.3 Voorlopige distance-to-target weegfactoren voor de CML-classificatie

Uitgaande van het distance-to-target principe kan in beginsel een groot aantal wegingssets worden afgeleid. De grondslag voor de keuze van het doelstellingsniveau kan worden gevarieerd (b.v. beleidsdoel of duurzaamheidsniveau). Ook kunnen diverse geografische schaalniveaus gekozen worden waarop het huidige- en het doelstellingsniveau vergeleken worden. Onlangs heeft de Raad voor het Milieubeheer voorgesteld om duurzaamheidsniveaus als uitgangspunt voor weging te gebruiken. Deze aanpak is echter nog niet geoperati-

onaliseerd in de vorm van voorstellen voor concrete weegfactoren of keuzes voor duurzaamheidsniveaus (RMB, 1994). Om pragmatische redenen is daarom aangesloten bij weegfactoren op basis van Nederlandse beleidsdoelstellingen voor 2000, zoals ontwikkeld in de studie 'Verwijdering huishoudelijk kunststofafval' (Sas, 1994). Gegeven het nationale schaalniveau van onderhavige studie ligt aansluiting bij doelstellingen op Nederlands niveau voor de hand.

In genoemde studie heeft het CE heeft weegfactoren ontwikkeld voor de VROM-beleidsthema's. Deze sporen niet altijd met de hier gebruikte classificatie uit de CML-Handleiding voor LCA (Heijungs, 1992). Ook is door CE voor ozonlaagaantasting geen weegfactor ontwikkeld. Voor grondstofverbruik zijn in het geheel nog geen weegfactoren beschikbaar. Onlangs heeft het Ministerie van VROM het CE en IVAM een opdracht gegeven voor het thema 'Verspilling' alsnog weegfactoren te ontwikkelen; het zou te ver voeren dit werk in het kader van dit MER te dupliceren. DtT weegfactoren zijn voor het gebruik in onderhavige studie als volgt afgeleid.

Humane- en ecotoxiciteit

Het CE heeft een weegfactor ontwikkeld voor één geïntegreerd thema 'verspreiding'. De VROM-beleidsindicator 'verspreiding' kende in 1990 een waarde van $242 \cdot 10^{17}$ kg verontreinigd milieu. De doelstelling voor 2000 bedraagt $139 \cdot 10^{17}$ kg (Adriaanse, 1993; Sas, 1994). Het Ministerie van VROM heeft geen beleidsdoelen gesteld in termen van scores op de thema's humane- en ecotoxiciteit uit de CML-handleiding. Bij gebrek aan beter is de weegfactor die CE berekend heeft voor de beleidsindicator verspreiding toegepast op zowel humane als ecotoxiciteit. Soms wordt gecorrigeerd voor het feit dat één VROM-beleidsthema nu is gesplitst in twee thema's, en wordt de intereffect factor voor deze twee thema's op 0,5 gesteld (Tukker, Kleijn, v.d. Voet, 1995). Het argument is dat het thema door de splitsing immers anders 'dubbel' zou meetellen. Anderzijds kan ook worden beargumenteerd dat de twee thema's toch verschillende soorten effecten behelzen, zodat een correctie voor dubbeltelling niet nodig is. De laatste lijn is hier aangehouden. De beleidsmatig beoogde reductie op de beide thema's is 43 %.

De gevolgde benadering is niet bevredigend en slechts bij gebrek aan alternatief gevolgd. De thema-indicator verspreiding van het Ministerie van VROM bestaat uit een (gewogen) optelling van de milieubelasting veroorzaakt door 505 pesticiden, 11 radio-actieve stoffen en 34 prioritare stoffen. De reductiedoelstelling voor de thema-indicator is feitelijk de weerslag van de beleidsdoelstelling ten aanzien van bestrijdingsmiddelen. Een juistere benadering zou zijn geweest om reductiedoelstellingen te inventariseren per op de thema's humane- en ecotoxiciteit scorende stof, en vervolgens een (verwachte) LCA- score voor 2000 te berekenen. Dit valt buiten het kader van deze studie.

Verzuring

De score in 1990 bedraagt $1,02 \cdot 10^9$ kg SO_2 -equivalent. Het doelstellingsniveau voor 2000 bedraagt $396 \cdot 10^6$ kg SO_2 -equivalent (VROM, 1993e; Sas, 1994). De beleidsmatig beoogde reductie tussen 1990 en 2000 is 60 %. De gebruikte cijfers zijn identiek aan die gebruikt door Sas (1994).

Vermesting

De score in 1990 bedraagt $961 \cdot 10^6$ kg PO_4^{3-} -equivalent. Het doelstellingsniveau voor 2000 bedraagt $345 \cdot 10^6$ kg PO_4^{3-} -equivalent (VROM, 1993e; Sas, 1994). De gebruikte cijfers zijn identiek aan die gebruikt door Sas (1994).

Ozonlaagaantasting

De weegfactor van het CE voor klimaatverandering heeft alleen betrekking op versterking van het broeikaseffect en niet op aantasting van de ozonlaag. Daarom is in het kader van deze studie volgens formule (15) een voorlopige DtT-weegfactor afgeleid. De reductiedoelstelling voor het jaar 2000 voor CFK's, halonen, tetrachloormethaan en 1,1,1-trichloorethaan bedraagt 100 % (VROM, 1993e). Voor HCFC's geldt een productieplafond dat per 1-1-1996 maximaal de som mag bedragen van 2,6 % van het ODP van de CFK-productie in 1989 plus het HCFC-gebruik in 1989 (CFK-Commissie, 1994; EU, 1994). Het totale verbruik van CFK's bedroeg in 1989 9,65 kton ODP (CFK-Commissie, 1994). De doelstelling voor vervangend HCFC-verbruik in 1995 is dus 0,25 kton ODP. Het bestaande gebruik van HCFC's in 1989 was 0,13 kton ODP. Totaal betekent dit een plafond van 0,38 kton ODP in 1995 voor HCFC's. Volgens de EU-verordening inzake ozonlaagaantastende stoffen volgt na 1995 een reductietraject dat moet resulteren in 100 % reductie in het jaar 2015. In het tussenliggende jaar 2005 moet een reductie zijn bereikt van 35 % (EU, 1994). In deze studie is aangenomen dat de emissiereductie tussen 1996 en 2005 lineair zal verlopen, hetgeen inhoudt dat in het jaar 2000 van een reductie van 16 % is bereikt. Dit wordt beschouwd als het beleidsdoel voor dat jaar. Uitgaande van 0,38 kton ODP in 1995 levert dit een doel van 0,32 kton ODP in 2000. Het verbruik in 1990 was 11,3 kton ODP (zie tabel B1.3.1). Door accumulatie in de maatschappij was de feitelijke *emissie* lager, maar dit geldt ook voor de berekende waarde voor 2000. Aangenomen wordt dat deze twee effecten elkaar opheffen. De DtT weegfactor komt daarmee op $11,3/0,32 = 35,3$. De beleidsmatig beoogde reductie tussen 1990 en 2000 is 97 %.

Versterking van het broeikaseffect

De score op broeikaseffect bedroeg in 1990 $244 \cdot 10^9$ kg CO₂-eq (Adriaanse, 1993). Deze score is hoger dan die gebruikt in de CE-studie, omdat daar geen rekening gehouden is met de bijdrage van (H)CFK's. Voor 2000 geldt een beleidsdoelstelling van $195 \cdot 10^9$ kg CO₂-eq (Adriaanse 1993; Sas 1994). Dit cijfer is exclusief de bijdrage van HCFC's. Op basis van de aannamen weergegeven bij ozonlaagaantasting kan worden berekend dat het HCFC-verbruik in 2000 circa 7.000 ton zal zijn. Uitgaande van de gemiddelde GWP voor HCFC-22 en HCFC 142b (1.700 kg CO₂-eq./kg stof) is de gecorrigeerde score circa $205 \cdot 10^9$ kg CO₂-eq (inclusief de bijdrage van HCFC's). De reductiedoelstelling tussen 1990 en 2000 komt hiermee op 16 %.

Smogvorming

Er bestaat geen beleidsdoelstelling voor smogvorming als zodanig. Het CE heeft de beleidsdoelstelling voor smogvorming daarom afgeleid uit de beleidsdoelstelling voor VOS op het thema verzuring (447 kton VOS in 1990 en 194 kton VOS in 2000). Deze benadering is hier overgenomen. De reductiedoelstelling tussen 1990 en 2000 bedraagt dan 57 %. De VROM-beleidsdoelstelling is niet in dezelfde eenheden gegeven als de scores volgens de CML-methode. Daarom zijn de cijfers voor smogvorming in 1990 in tabel B1.3.1 niet vergelijkbaar met de hier gegeven VOS-emissie.

Volume afvalstort

In 1990 bedroeg het stortvolume 15,5 Mton (Adriaanse, 1993) of 16,7 Mton (RIVM, 1993b). Het beleidsdoel voor 2000 is 70 % reductie tot 5 Mton.

Volgens het NMP+ mag het energieverbruik in 2000 niet boven het niveau van 1989 uitkomen. Dit bedroeg 2777 PJ. Uit dit cijfer en het verbruik in 1990 van 2827 PJ (RIVM, 1995) kan een DtT-weegfactor van 1,02 worden afgeleid. In totaal gaat het om 2 % reductie.

De weegfactoren zijn weergegeven in tabel B1.4.1. De gewogen, geïntegreerde totaalscore van een emissie over de thema's wordt berekend volgens:

$$X_e = \sum_{i=1..n} G_i * N_{i,e} \quad (18)$$

Waarin: X_e = de in één maat geïntegreerde, gewogen totaalscore van de emissie van stof (e) over thema 1 t/m n (ook wel milieu-index genaamd);
 G_i = gewicht van thema i;
 $N_{i,e}$ = genormaliseerde score van de emissie van stof (e) op thema i (zie §1.3.1).

Tabel B1.4.1: Overzicht distance-to-target weegfactoren, inter-effectfactoren en resulterend totaalgewicht per thema

THEMA	NIVEAU 1990 ¹	DOEL 2000 ¹	DtT-FAC-TOR	INTEREFF. FACTOR	GEWICHT	GEW. T.O.V. BROEIKASEFF.
hum. toxiciteit	242 10 ¹⁷	139 10 ¹⁷	1,7	1	1,7	1,4
aq. ecotoxiciteit	id.	id.	1,7	1	1,7	1,4
verzuring	1,02 10 ⁶	396 10 ⁶	2,6	1	2,6	2,2
vermesting	961 10 ⁶	345 10 ⁶	2,8	1	2,8	2,3
aant. ozonlaag	11,3 10 ⁶	0,32 10 ⁶	35,3	1	35,3	30
broeikaseneffect	2,44 10 ¹¹	2,05 10 ¹¹	1,2	1	1,2	1
smogvorming	447 10 ³	194 10 ³	2,3	1	2,3	1,9
energieverbruik	2827 10 ¹⁵	2777 10 ¹⁵	1,02	1	1,02	0,86
stortvolume	15,5/16,7	5,0	3,1	1	3,1	2,6

¹ Eenheden: zie tekst

1.4.4 Weegfactoren volgens andere benaderingen

In het Eco-indicatorproject (Goedkoop e.a., 1995) zijn recent volgens een andere benadering weegfactoren voor milieu-thema's ontwikkeld (zie tabel B1.4.2). In deze studie is er voor gekozen om de (Europese) totaalscore op een thema om te rekenen in effecten die verder in de emissie-effect keten optreden. De (eind)effecten waar het om gaat zijn:

- aantal doden per miljoen mensen per jaar;
- % aantasting van het ecosysteem.

Verder is de (normatieve) keuze gemaakt dat 1 dode per jaar per miljoen gelijk wordt gesteld aan 5 % aantasting van het ecosysteem.

Energie

Er is berekend welke reductiefactor op een thema moet worden behaald om een doelstelling van 1 dode per miljoen per jaar of 5 % aantasting van het ecosysteem te realiseren. In feite is er dus ook sprake van een 'distance-to-target', nu echter met een doelstellingsniveau voor het thema dat is afgeleid van een norm van 1 dode per miljoen per jaar of 5 % aantasting van het ecosysteem.

Tabel B1.4.2: Overzicht weegfactoren uit het Eco-indicatorproject

MILIEUTHEMA	GEWICHT	GEWICHT T.O.V. BROEIKASEFF.
diverse stoffen met hu- maan-toxic. effecten		
- zware metalen in lucht	5	2
- zware metalen in water	5	2
- carcinogene stoffen	10	4
pesticiden	25	10
verzuring	10	4
aantasting ozonlaag	100	40
broeikaseffect	2,5	1
smogvorming		
- zomersmog	2,5	1
- wintersmog	5	2
geur	-	-
stortvolume	-	-

Het Eco-indicator project hanteert een iets andere indeling (classificatie) van milieuthema's dan de LCA-handleiding. De ontwikkelde weegfactoren zijn daarom slechts voor een paar thema's direct vergelijkbaar met die uit de vorige paragraaf. Vergelijking van tabel B1.4.1. met B1.4.2 leert dat de weegfactor uit onderhavig project voor ecotoxiciteit ruim een factor 10 lichter is dan die voor pesticiden uit het Eco-indicatorproject. Ondanks de afwijkende wijze van afleiden van weegfactoren wijken de overige weegfactoren maximaal een factor 2 tot 3 af.

1.4.5 Conclusies ten aanzien van weging in dit MER

Uit bovenstaande beschrijving blijkt dat de distance-to-target methode weegfactoren oplevert, die een duidelijke relatie hebben met de doelstellingen die in het Nederlandse milieu-beleid als uitgangspunt worden gehanteerd. Er is geen duidelijke discrepantie met de weegfactoren die in het Eco-indicatorproject zijn ontwikkeld. Anderzijds is ook duidelijk, dat nog geen wetenschappelijke, maatschappelijke of politieke consensus bestaat over het wegen van milieu-thema's. Over de volgende punten vindt bijvoorbeeld nog discussie plaats:

- is formule (15) wel de meest geschikte om een weegfactor te berekenen die een functie is van het huidig en het doelstellingsniveau? Een nadeel is bijvoorbeeld dat bij een doelstellingsniveau van 0 de weegfactor oneindig groot wordt;
- in hoeverre is het aanvaardbaar dat de inter-effectfactor op 1 wordt gesteld?

MER MJP-GA II

- moet er uitgegaan worden van beleidsdoelstellingen? En welk peiljaar hanteert men dan? Wordt onderscheid gemaakt naar ruimtelijk schaalniveau (regionaal, Nederland, Europa) - voor de beleidsdoelstelling? Of is het meer gewenst *duurzaamheidsniveaus* als uitgangspunt voor de doelstelling te nemen?

Dit MER kan niet het kader zijn om deze vragen op te lossen. Om althans een indruk van de verschillen weer te geven die kunnen ontstaan door het hanteren van verschillende uitgangspunten voor weging zijn in dit MER twee weegmethoden gehanteerd:

- één waarbij de DtT-weegfactoren uit tabel B1.4.1 zijn gebruikt;
- één waarbij de weegfactoren voor elk thema op 1 zijn gesteld.

Bijlage 1 - Beoordeling milieu-ingrepen

Tabel B1.4.4: Classificatiefactoren (ontleend aan: Heijungs, 1992; AOO, 1995a)

Emissie	Humaantox	Aq. ecotox	Broeikas	Ozon	Smogv.	Verzuring	Vermesting
Water							
Ag							
As	1.40E+00	2.00E-01					
Ba	1.40E-01						
Cd	2.90E+00	2.00E+02					
Co	2.00E+00						
Cr	5.70E-01	1.00E+00					
Cu	2.00E-02	2.00E+00					
Hg	4.70E+00	5.00E+02					
Mo	2.90E-01						
Ni	5.70E-02	3.30E-01					
Pb	7.90E-01	2.00E+00					
Sn	1.40E-03						
Zn	2.90E-03	3.80E-01					
Metalen							
Zwevend stof							
AOX/EOX	1.40E-01	2.70E-02					
F	4.10E-02						
Br	2.90E-03						
CN	2.20E-01						
PO ₄ ³⁻							1.00E+00
NO ₃ ⁻	7.80E-04						1.30E-01
NH ₃	1.70E-03						3.30E-01
Olie	9.20E-04	5.00E-02					
CZV							2.20E-02
C _x H _y	9.20E-04	5.00E-02					
BOD							
TCDD TEQ	2.90E+05	1.40E+03					
PCB	3.20E+01	1.00E+02					
HCB							
PAK	1.40E-01	5.70E+01					
Fenol	4.80E-02	5.90E+00					
BTEX	2.40E-01	1.30E-02					
Benzeen	6.60E-01	2.90E-02					
Tolueen	6.60E-03						
Ethylbenzeen	2.10E-02	2.30E-02					
Xyleen	2.90E-01						
Lucht							
Ag							
As	4.70E+03						
Ba	1.70E+00						
Cd	5.80E+02						
Co	2.40E+01						
Cr	6.70E+00						
Cu	2.40E-01						
Fe	4.20E-02						
Hg	1.20E+02						
Mn	1.20E+02						
Mo	3.30E+00						
Ni	4.70E+02						
Pb	1.60E+02						
Sn	1.70E-02						

Emissie	Humaantox	Aq. ecotox	Broeikas	Ozon	Smogv.	Verzuring	Vermesting
V	1.20E+02						
Zn	3.30E-02						
Metalen							
Stof							
VOX	5.00E-02				2.10E-02		
HCl						8.80E-01	
HF	4.80E-01					1.60E+00	
Br	3.30E-02						
SO _x	1.20E+00					1.00E+00	
H ₂ S	7.80E-01						
CN	2.60E+00						
P (PO ₄ ³⁻)							1.00E+00
NO _x	7.80E-01					7.00E-01	1.30E-01
NH ₃	2.00E-02					1.88E+00	1.30E-01
CO ₂			1.00E+00				
N ₂ O			2.70E+02				
CO	1.20E-02						
C _x H _y	1.70E+00*					3.77E-01	
CH ₄			1.10E+01			7.00E-03	
TEQ TCDD	3.30E+06						
PCB	3.70E+02						
HCB	1.90E-01						
PAK	1.70E+00						
Fenol	5.60E-01						
BTEX	1.00E+00					7.61E-01	
Benzeen	3.90E+00					1.89E-01	
Tolueen	3.90E-02					5.63E-01	
Eth-benz	1.50E+00					5.93E-01	
Styreen	1.50E-01						
t-chl-eth							
tri-chl-eth							
acrylaten							
Bodem							
As	4.30E-02						
Ba	1.90E-02						
Cd	7.00E+00						
Co	6.50E-02						
Cr	1.80E-02						
Cu	5.20E-03						
Hg	1.50E-01						
Mo	7.00E-01						
Ni	1.40E-02						
Pb	2.50E-02						
Sn	4.50E-05						
Zn	7.00E-03						
VOX	5.70E+00						
CN	5.40E+00						
C _x H _y							
TEQ TCDD							
PCB	1.30E+01						

* Gelijk gesteld aan de factor voor benzine en enkele hogere alkanen. Vormt mogelijk een overschatting

MER MJP-GA II

B/ 26

BIJLAGE 2: TECHNOLOGIEBESCHRIJVINGEN

2.1 Inleiding

Deze bijlage geeft een overzicht van technologie-beschrijvingen. Elke paragraaf beschrijft een (groep) techniek(en) en is meestal als volgt opgebouwd:

- een paragraaf met een beschrijving;
- een paragraaf met een overzicht van milieu-effecten.

Vanaf paragraaf 2.16 worden meerdere technieken in één paragraaf behandeld en hebben de paragrafen een wat andere opbouw. De bijlage bevat overzichtstabellen met de milieu-ingrepen per techniek, waar deze kwantitatief zijn geïnventariseerd en waar door bedrijven niet om geheimhouding is verzocht.

2.2 Draaitrommeloven

2.2.1 Beschrijving

In een draaitrommeloven (DTO) worden gevaarlijke afvalstoffen verwerkt die in drie hoofdvormen worden aangeleverd: verpompbaar afval (hoogcalorische stromen, laagcalorische stromen en sludges), steekvast afval en verpakt afval. De afvalstoffen worden in een bepaalde verhouding aan de oven toegevoerd, waarin thermische ontleding van het afval plaatsvindt. De DTO bestaat uit een cilindervormige kamer, die met een snelheid van circa 3 omwentelingen per minuut om zijn as draait. De denkbeeldige as van de DTO staat onder een hoek van circa 3°, om het transport van het vaste afval door de oven onder invloed van de zwaartekracht te doen plaatsvinden. Achter de DTO bevindt zich een naverbrandingskamer. Daarin worden de verbrandingsgassen gedurende minstens 2 seconden op een temperatuur van 1100-1200°C gehouden (ter vergelijking: bij een AVI is dit circa 800°C). De rookgassen worden op een vergelijkbare manier als bij een AVI gereinigd en moeten voldoen aan dezelfde normen. Bij afkoeling van de rookgassen vindt zoveel mogelijk energiet terugwinning plaats door opwekking van elektriciteit en productie van gedestilleerd water. De slakken en vliegassen van een DTO worden niet nuttig toegepast, maar moeten als C₃-afval worden gestort. Ook vindt geen terugwinning van ferro of non-ferro plaats. Het rookgasreinigingsresidu is net als bij een AVI C₂-afval. Bij AVR zijn 3 DTO's opgesteld (DTO 7, 8 en 9) met een capaciteit van resp. 35, 50 en 50 kton. DTO 9 werd in 1993 opgestart en werkt nog niet op volle capaciteit. DTO 7 wordt mogelijk binnen enkele jaren uit gebruik genomen, omdat de oven niet voldoet aan de eisen uit het Besluit luchtmissies afvalverbranding (Bla). Aanpassing is niet rendabel, omdat de oven aan het eind van zijn technologische levensduur is. AVR heeft vergunning verkregen voor het bouwen van een vervangende DTO 10 met een capaciteit van 50 kton. AVR start de bouw echter voorlopig niet, omdat het onzeker is of voor deze oven voldoende aanbod voorhanden is. De capaciteit van een dergelijke DTO is ongeveer als volgt over de diverse soorten afval verdeeld:

- hoogcalorisch vloeibaar: 12 kton

MER MJP-GA II

- laagcalorisch vloeibaar: 12 kton
- sludge: 7 kton
- steekvast afval: 8 kton
- verpakt: 12 kton

In 1993 werd het gehele aanbod verpakt gevaarlijk afval in een DTO verwerkt. Voor steekvast afval bestond een tekort aan capaciteit.

2.2.2 Milieu-effecten

AVR heeft TNO massabalansen voor DTO-9 ter beschikking gesteld voor anionen en metalen. TNO heeft op basis van deze balansen, gegeven de samenstelling van een bepaalde afvalstof, de componentgebonden emissies naar water en lucht en de vracht naar slak, vliegias en rookgasreinigingsresidu bepaald. Het slak, vliegias en rookgasreinigingsresidu wordt gestort. Het AOO neemt in het MER TJP.A II bij gebrek aan beter aan dat 0,1 % van de metalen en anionen over de gehele levensduur naar bodem zal uitlogen. Deze AOO-aanname is hier overgenomen. Bij de berekening van de componentgebonden emissies zijn de volgende formules gebruikt:

lucht: $E_l = f_l * H_a$

water: $E_w = f_w * H_a$

bodem: $V_r = f_r * H_a$
 $E_b = 0,001 * V_r$

Waarin:

H_a = hoeveelheid van de component in 1 ton afval (in ton)

f_l = fractie van de component die de oven verlaat naar lucht (conform massabalans)

f_w = fractie van de component die de oven verlaat naar water (conform massabalans)

$E_{l,w}$ = emissie naar lucht resp. water (in ton per ton afval)

f_r = fractie van de component die de oven verlaat met de reststoffen vliegias, slak en rookgasreinigingsresidu (conform massabalans)

V_r = vracht van de component in de reststoffen

E_b = emissie naar bodem (conform AOO-aannamen 0,1 % van de vracht in gestorte reststoffen)

De procesgebonden emissies per ton afval zijn berekend door de bekende emissies van DTO-9 over 1994 te delen door de doorzet in dat jaar. Verder is aangenomen dat de procesgebonden emissies evenredig zijn met de calorische waarde van het afval; deze bedroeg in 1994 gemiddeld 14.95 MJ/kg⁵. De cijfers voor de proces- en componentgebonden emissies worden hier om redenen van betrouwbaarheid niet gepubliceerd. Enkele ontbrekende waarden zijn

⁵ In de literatuur wordt in principe de voorkeur gegeven om procesgebonden emissies te alloceren naar rato van het rookgasvolume dat ontstaat bij het verbranden van 1 ton afval. Deze cijfers zijn echter meestal niet bekend. In dergelijke gevallen wordt meestal gealloceerd naar ratio van de calorische waarde. De gedachte hierbij is dat hoogcalorisch afval goed brandt en relatief meer rookgassen produceert dan laagcalorisch afval.

ontleend aan de revisievergunning-aanvraag van AVR uit 1994. Het gaat om de emissies van o.a. dioxinen en CZV naar water (AVR, 1994b).

Uit de door AVR ter beschikking gestelde emissiecijfers blijkt dat DTO-9 een zeer goed emissieprofiel heeft. De feitelijke emissie-cijfers liggen vaak een factor 10 of soms meer lager dan de normen uit de revisie-vergunningaanvraag (AVR, 1994b). Dit ligt aan de geavanceerde rookgasreiniging van DTO-9. Om dit verschil zichtbaar te maken zijn ook berekeningen uitgevoerd, waarbij voor SO_x , HCl, HF en NO_x gebruik is gemaakt van emissie-cijfers van DTO-8 die (in 1994) nog een minder geavanceerde rookgasreiniging bezat. Inmiddels is overigens de rookgasreiniging van deze DTO aangepast.

Volgens het MER voor DTO-10 wordt 1 MJ afval dat wordt verbrand in een DTO voor 19,8 % omgezet in elektriciteit en voor 14,6 % omgezet in gedestilleerd water. Hierdoor worden emissies die normaliter optreden bij de opwekking van elektriciteit en warmte als het ware 'vermeden'. Deze vermeden emissies zijn als 'winstpost' meegenomen bij verwerking in een DTO. De vermeden emissies zijn bepaald op basis van de gemiddelde emissies bij elektriciteitsproductie voor het Nederlandse net en productie van stoom d.m.v. gas, hetgeen representatief is voor de Nederlandse situatie. Omdat AVR geen stoom maar gedestilleerd water produceert is dit mogelijk een overschatting in het voordeel van AVR. In een aantal gevallen is overigens ook een extreem doorgerekend waarbij vermeden emissies zijn berekend op basis van elektriciteitsproductie door een kolencentrale en warmteproductie door middel van olie. Dit is nadrukkelijk een voorbeeld, en kan niet als representatief voor de Nederlandse situatie worden aangemerkt.

Een DTO heeft ook een eigen elektriciteitsverbruik. Het AOO hanteert voor de verwerking van 1 ton afval een elektriciteitsverbruik bij AVI's van 500 MJ per ton. Bij gebrek aan actuele data voor AVR is dit cijfer ook voor verwerking in een DTO aangehouden. De rookgasreiniging van een DTO verbruikt natronloog (NaOH) en kalk (CaO) voor het neutraliseren van verzurende emissies. AVR heeft kentallen voor het verbruik per ton verwerkt afval aangeleverd. De milieu-ingrepen gerelateerd aan de productie van 1 ton NaOH en CaO zijn ontleend aan de literatuur (Sas, 1994; zie ook de paragraaf Utilities in deze bijlage). Het verbruik aan NaOH en CaO is in de berekeningen gekoppeld aan het zwavel-, chloor- en fluorgehalte van een afvalstof. De milieu-effecten gerelateerd aan de productie van enkele andere hulpstoffen zijn niet onderzocht, omdat zij betrekking hebben op minder dan 0,1 % van de massabalans van de DTO. Van deze bijdrage wordt geen significante invloed op het milieu-profiel verwacht.

2.3 Combi-oven

2.3.1 Beschrijving

Een verwerkingsbedrijf heeft recent het initiatief genomen om een vergunningaanvraag voor het oprichten van een combi-oven in te dienen. Aanleiding voor het initiatief is de eis dat afgassen van bijvoorbeeld het purgen van tankers, transshipment activiteiten, strippen, drogen, opslag etc., in verband met de eis tot vermindering van VOS-emissies uit het KWS-2000 programma moeten worden vernietigd. Gegeven de grote hoeveelheden organische afvalstromen die in de eigen bedrijfsvoering vrijkomen (en nu nog naar o.a. DTO's en

cementovens worden afgevoerd), stelt het bedrijf voor een tweetal ovens te bouwen met een totale capaciteit van 70 kton, waarin de volgende stromen kunnen worden verbrand:

- gassen/dampen (hoeveelheid niet bekend)
- hoogcalorisch afval (11,4 kton)
- sludges/mid-calorisch afval (11,4 kton)
- sludges/laagcalorisch afval (11,4 kton)
- waterige afvalstromen (laagcalorisch afval; 15-30 kton)

In de (na)verbrandingskamer bereiken de afgassen gedurende 2 seconden een temperatuur van 1100°C. Via rookgasreiniging wordt voldaan aan de eisen uit het Bla. Bij deze reiniging ontstaat rookgasreinigingsresidu; de verbranding levert ook een slak op. Deze wordt als C₂/C₃-afval afgevoerd. Bij het proces vindt, voor zover uit de beschrijving in het MER op te maken, geen energieruigwinning plaats.

2.3.2 Milieu-effecten

De initiatiefnemer die de combi-ovens wil oprichten heeft een MER opgesteld. Dit geeft echter relatief weinig informatie over emissies naar lucht en water en over de samenstelling van de reststoffen (AVB, 1995a). Het opstellen van massabalansen is niet mogelijk. Het MER geeft voor geen van beide combi-ovens aan dat energie-terugwinning plaatsvindt. Het bedrijf is om haar moverende redenen niet bereid geweest om desgevraagd TNO van de benodigde informatie te voorzien (AVB, 1995b). In tweede instantie is slechts aangegeven, dat de prestaties van de combi-ovens vergelijkbaar zouden zijn met een DTO. Kort voor afronding van het MER is op beknopte wijze meer informatie geleverd. Voor één combi-oven werd het ontbreken van energie-terugwinning bevestigd. Doordat deze bedoeld is voor waterige stromen met een hoog zoutgehalte zou het plaatsen van een stoomketel in verband met corrosie problemen geven. Voor de andere werd de mogelijkheid van energie-terugwinning aangegeven. Het zou gaan om opwekking van processtoom voor eigen gebruik en derden. Kwantitatieve informatie over rendementen en dergelijke ontbrak echter; bovendien zou dergelijke informatie, indien aanwezig, voor afronding niet meer in het MER kunnen worden verwerkt. Hier is uitgegaan van de gegevens die per eind 1995 bij TNO beschikbaar waren en afkomstig zijn uit het MER van het bedrijf. Deze gegevens hielden in dat geen energieruigwinning plaats zou vinden.

Kort gezegd is daarom de combi-oven qua emissieprofiel en grondstofverbruik gelijk gesteld aan DTO-9, echter exclusief terugwinning van energie door elektriciteits- en warmte-opwekking. Er is dus geen sprake van vermeden emissies. Als de combi-oven alsnog anders wordt uitgevoerd zal de berekening kunnen worden aangepast, afhankelijk van het soort en de mate van energie-terugwinning.

2.4 Cementoven

2.4.1 Beschrijving

De inzet van afvalstoffen als secundaire brandstof vindt in hoofdzaak plaats in de cementindustrie. Cementovens produceren klinker door het sinteren van alkalische grondstoffen als krijt (CaCO_3), klei (SiO_2 en Al_2O_3) en gips (CaSO_4) in een klinkeroven bij een zeer hoge temperatuur (1450°C in de vaste fractie). De klinkeroven kan in feite gezien worden als een draaitrommeloven met een veel grotere lengte (200 meter) dan een DTO. Bovendien worden de vaste stoffen volgens een tegenstroomprincipe met de verbrandingsgassen gecirculeerd. De grote lengte van de oven leidt tot een verblijftijd van circa 4 tot 6 seconden op 1800°C en van circa 15 - 20 seconden op 1200°C (CdO, 1995b). Het zuurstofgehalte is belangrijk lager dan bij afvalverbrandingstinstallaties. Er zijn twee soorten processen om klinker (de grondstof voor cement) te produceren: een nat en een droog proces. Bij het droge proces worden de alkalische grondstoffen in een zo droog mogelijke vorm toegevoegd. Bij het natte proces wordt een slurry in de oven gevoerd. Welk proces wordt gebruikt, hangt mede af van de grondstofsituatie die voor de betreffende oven van toepassing is. Sommige ovens gebruiken bijvoorbeeld krijt, klei en gips dat wordt gewonnen uit grindgaten en dus reeds nat is. In dat geval is het natte proces een logische keuze. Een nadeel van het natte proces is de relatief hoge energiebehoefte (ruim 5.000 MJ/ton klinker, tegen 3.600 MJ/ton voor het droge proces). Bij het droge proces hoeft immers geen water worden verdampt. Bij de cementproductie worden zeer grote hoeveelheden energiedragers zoals (bruin)kolen, olie of gas ingezet. In praktijk worden meestal kolen met een hoog asgehalte ingezet, omdat deze enerzijds energie en anderzijds grondstof voor de klinker leveren. De energiekosten bij de cementproductie bedragen bij het natte proces circa 20 tot 25 % van de kosten van de klinker. Om kosten te kunnen drukken, heeft een aantal cementproducerende bedrijven onderzocht welke afvalstoffen inzetbaar zijn als vervanging van de energiedrager of als vervanging van de grondstof voor de klinker. Cementovens blijken uit de gegroeide praktijk in staat de volgende gevaarlijke afvalstoffen te verwerken:

- hoogcalorisch vloeibaar;
- laagcalorisch vloeibaar (o.a. afvalwater);
- sludges;
- steekvast afval.

Cementovens mogen volgens de EG-richtlijn verbranding gevaarlijke afvalstoffen maximaal 40 % van hun energiebehoefte betrekken uit afval. In dat geval gelden de emissie-eisen uit de richtlijn (vergelijkbaar met die uit het Bla) slechts voor het door verbranding van deze afvalstoffen ontstane deel van de rookgassen. Voor het overige deel van de rookgassen gelden de normen die door het bevoegd gezag zijn opgelegd wanneer de cementoven 'normaal' functioneert (zonder verbranden van afval). Daar de emissie-eisen voor (gevaarlijk) afvalverbranding in praktijk veel strenger blijken dan voor andere activiteiten, ontstaat de wat vreemde consequentie dat de emissie-eisen van een cementoven *strenger* worden naarmate meer afval wordt verbrand. Hetzelfde geldt overigens voor andere installaties waarin afval als energiedrager wordt toegepast, zoals electriciteitscentrales.

Door de hoge temperatuur worden organische stoffen met een zeer hoog rendement vernietigd. Zuurvormende stoffen zoals HCl en SO_x worden grotendeels geneutraliseerd door de alkalische grondstoffen, die de facto als 'basische wasser' functioneren. Vliegassen

worden met een elektrofilter afgevangen. Metalen uit het afval komen terecht in het vliegias of de klinker. Er ontstaan geen slakken of rookgasreinigingsresidu. Het afgevangen rookgasstof en vliegias wordt toegevoegd aan de klinker. Resumerend ontstaan bij cementovens dus emissies naar lucht en worden er componenten in de klinker afgevangen. Er worden geen afvalstoffen geproduceerd en er treedt geen lozing naar water op.

Een typische cementoven zoals toegepast bij een Belgisch bedrijf stoot ook bij inzet van gewone brandstof per Nm³ afgas wegens zijn soepeler emissienormen 20 % meer stof en een factor 6 meer SO₂ uit dan een afvalverbrandingsinstallatie die voldoet aan de normen uit de EG-richtlijn. Dit komt simpelweg omdat bij het gebruik van kolen als grondstof in cementovens, elektriciteitscentrales en andere stookinrichtingen meer SO_x mag worden geëmitteerd dan bij het verbranden van afval. Gemiddeld bevat het verbrande afval 0,3 % zwavel, hetgeen minder is dan een gemiddelde steenkoolsoort (CdO, 1995b). Acceptatiecriteria in de vergunning en invloed op de kwaliteit van de klinker bepaalt welke afvalstoffen wel en niet kunnen worden geaccepteerd. In praktijk blijkt dat slechts vier tot zes grote Nederlandse ontdoeners 80 % van de uitvoer als secundaire brandstof voor hun rekening nemen. Het gaat daarbij om stromen als dry en wet cokes van een flexikoker, enkele stromen van havenontvangstinstallaties en enkele andere bedrijven.

2.4.2 Milieu-effecten

Van een Belgische cementproducent zijn massabalansen verkregen ten aanzien van zware metalen (zoals Pb, Zn en Cd) en anionen (zoals S, Cl en F) voor de in- en uitgaande stromen. Deze balansen zijn in het algemeen op minder dan 20 % sluitend. Met behulp van deze balansen kan worden afgeschat, welk deel van een in de oven ingevoerde vracht van een component wordt geëmitteerd naar lucht en welk deel in de cement wordt afgevangen. De balansen kunnen hier om redenen van betrouwbaarheid niet worden gepubliceerd (CdO, 1995a, 1995b en 1995c).

Bij het verbranden van afval in een cementoven wordt primaire brandstof vervangen. Bij het maken van een LCA-doorrekening voor een bepaalde afvalstof is nagegaan in hoeverre er wijzigingen optreden in de *vracht* aan anionen en metalen die de cementoven instroomt. In praktijk blijkt het vrij lastig vast te stellen hoe de inzet van afval als brandstof doorwerkt in wijzigingen van de inputmix van de diverse brandstoffen en anorganische grondstoffen die een cementoven gebruikt. Daarom zijn verschillende vormen van vervanging doorgerekend. Eén variant gaat uit van het vervangen van relatief hoogzwavelige kolen met een hoog asgehalte (mixed coal). Een andere gaat uit van het vervangen van ruwe olie (crude). Een derde variant gaat uit van het vervangen van een laagzwavelige olie. De samenstellingen zijn weergegeven in bijlage 4. Er is telkens aangenomen dat 1 MJ afval 1 MJ brandstof vervangt. Op deze wijze is berekend of de vracht aan componenten als zwavel, chloor en metalen toe- of afneemt. In het geval dat kolen vervangen worden is aangenomen dat de berekening niet wordt beïnvloed door eventuele extra inzet van anorganische grondstoffen ter compensatie van de verminderde invoer van anorganisch materiaal uit kolen. Vervolgens is op basis van de verhoudingen uit de massabalansen nagegaan hoe deze extra of verminderde vracht doorwerkt in de emissie naar lucht en de concentratie in de cement. Wat het lot is van de eventuele extra vracht in de cement is op basis van bestaande kennis niet met zekerheid aan te geven. Het AOO heeft in het MER TJP.A II bij gebrek aan beter aangenomen dat bij afval dat nuttig wordt toegepast 1 % van de metalen en anionen over de gehele levensduur naar

bodem zal uitlogen. Deze AOO-aanname is hier overgenomen. Overigens blijkt uit de literatuur dat de uitloging van zware metalen uit cement niet significant toe zal nemen bij de inzet van afval als brandstof (Karstensen, 1994). Resumerend zijn de componentgebonden emissies als volgt berekend:

$$\text{lucht: } E_l = f_l * (H_a - H_k)$$

$$\begin{aligned} \text{bodem: } V_k &= f_k * (H_a - H_k) \\ E_b &= 0,01 * V_k \end{aligned}$$

Waarin:

- H_a = hoeveelheid van de component in 1 ton afval (in ton)
- H_k = hoeveelheid van de component in de hoeveelheid kolen die dezelfde energie-inhoud heeft als 1 ton afval (in ton)
- f_l = fractie van de component die de oven verlaat naar lucht (conform massabalans)
- E_l = verschil in emissie van de component naar lucht bij het verwerken van afval (in ton per ton verwerkt afval)
- f_k = fractie van de component die de oven verlaat met de klinker (conform massabalans)
- V_k = verschil in vracht van de component die wordt afgevoerd met de klinker bij het verwerken van afval (in ton per ton verwerkt afval)
- E_b = verschil in emissie naar bodem (conform AOO-aannamen 1 % van de vracht)

Naast componentgebonden emissies ontstaan bij cementovens ook procesgebonden emissies. Dit zijn emissies die in principe niet direct afhangen van de samenstelling van het in de oven ingevoerde materiaal. Zij hangen af van het proces als zodanig en de toegepaste rookgasreiniging. Voorbeelden van dergelijke emissies zijn (thermisch) NO_x , CO, C_xH_y en dioxinen. Omdat zij in principe niet direct afhangen van de samenstelling van het in de oven ingevoerde materiaal, is aangenomen dat zij niet verschillen voor 1 MJ in de cementoven ingebrachte kolen of 1 MJ in de cementoven ingebracht afval⁶. Onder deze aanname treedt er dus geen *toename* of *afname* van procesgebonden emissies op, zodat er geen verschil optreedt dat aan het afval moet worden gealloceerd.

De literatuur geeft tegenstrijdige informatie over de juistheid van deze aanname. De aanname wordt door onderzoeken van een aantal auteurs onderschreven: procesgebonden emissies, zoals dioxinen en C_xH_y , nemen bij hun proefnemingen niet wezenlijk toe (Dempsey e.a., 1993; Benestad, 1995; Schreiber, 1995). Ook lag bij het verbranden van een bepaalde afvalsludge de - door derden gemeten - dioxine-uitstoot bij de hier onderzochte cementoven zo laag, dat zelfs als deze volledig aan het afval en in het geheel niet aan het cement wordt gealloceerd de emissiefactor per ton afval niet veel hoger is dan bij een DTO (CdO, 1995c). Mogelijk is zelfs eerder een verlaging dan verhoging van de emissies te verwachten: zoals eerder vermeld worden als gevolg van EG-regelgeving de emissie-eisen juist strenger naar

⁶ De CO_2 -emissies zijn evenredig gesteld met de calorische waarde van het afval omdat in het algemeen geen cijfers over het koolstofgehalte of het rookgasvolume beschikbaar bleken. Onder deze aanname treedt ook geen extra CO_2 -emissie op.

mate men meer afval inzet⁷. Andere bronnen geven echter juist belangrijke twijfels aan. Bij Engelse cementovens zou sprake zijn van een extra dioxinenuitstoot van een factor 70 (Hellberg, 1995). De Fré (1995) heeft op basis van Amerikaanse emissiefactoren een aanzienlijke dioxinenemissie ingeschat vanuit de cementindustrie in België. Greenpeace (1995) heeft berekend dat bij deze uitstoot de emissie per ton afval veel hoger is dan bij DTO's. Hellberg (1995) benadrukt het gevaar, dat stookproeven onder gunstige omstandigheden worden uitgevoerd, en geen beeld hoeven geven voor de gemiddelde procescondities over een langere periode. Uit de stookproeven bij de hier onderzochte cementoven kan dan ook geen garantie worden ontleend dat de emissies onder alle omstandigheden en bij alle afvalstoffen beheersbaar zijn.

Deze onduidelijkheid leidt ertoe, dat de aanname dat procesgebonden emissies niet toenemen alleen lijkt te kunnen worden toegepast als afval wordt ingezet dat qua samenstelling en eigenschappen niet al te zeer afwijkt van de gebruikelijke brandstof. Onder die condities lijkt er geen reden om aan te nemen dat de procesgebonden emissies sterk zullen gaan afwijken. In andere gevallen is de literatuur tegenstrijdig. Het voorzorgsbeginsel vereist dat in dergelijke gevallen eerst zekerheid verkregen wordt voor een activiteit wordt toegestaan of een activiteit als MMA kan worden aangemerkt. Deze zekerheid kan verkregen worden door per installatie en afvalstof stookproeven en metingen uit te voeren, onder een aantal representatieve en gebruikelijk voorkomende procescondities, ook als deze ongunstig zijn. Zo kan worden tegemoet gekomen aan de door Hellberg (1995) genoemde bezwaren.

Het is overigens te verdedigen dat ook zwaveldioxide tot de proces-emissies gerekend moet worden. De klinker moet een bepaald gehalte aan sulfaat bevatten. Hier wordt voor gezorgd door een bepaalde vracht aan zwavelhoudende grondstoffen in de oven te voeren. De zwavel wordt omgezet in zwaveloxiden, die grotendeels als sulfaat in de klinker wordt opgeslagen. Kort gezegd wordt de zwavelinvoer in - en daarmee de SO_x-uitstoot uit - de oven binnen zekere grenzen gestuurd. De SO_x-uitstoot wordt daarmee onafhankelijk van de concentratie in een toevallige afvalstroom die in de oven wordt ingezet.

Bij het vervangen van kolen en olie worden de milieu-ingrepen uitgespaard, die normaliter optreden bij de winning ervan. Binnen het kader van dit project zou het te tijdrovend zijn de milieu-ingrepen te inventariseren die behoren bij de olie- en kolenketen die feitelijk voor de betreffende bedrijven van belang zijn. Daarom is uitgegaan van data die reeds in andere projecten zijn geïnventariseerd. De milieu-ingrepen die gemiddeld samenhangen bij het winnen van 1 MJ kolen of olie zijn weergegeven in tabel B2.4 in de paragraaf 'Utilities' van deze bijlage. Indien inderdaad normale kolen vervangen worden, is het logisch rekening te houden met de aan de vermeden produktie gerelateerde (uitgespaarde) emissies. In bepaalde gevallen wordt echter ook een vorm van afval uit de kolenwinning vervangen. In dat geval is het minder logisch te spreken over 'vermeden produktie' (en dus vermeden emissies), daar de afvalkolen nog steeds zullen blijven ontstaan. De vermeden produktie van olie staat minder ter discussie.

⁷ Inzet van anorganisch afval met een organische verontreiniging als vervanging voor *mergel e.d.* kan mogelijk juist wel een verhoging van emissies veroorzaken, met name van C_xH_y. In verband met het tegenstroomprincipe wordt dit materiaal aan de zgn. 'koude kant' van de oven ingevoerd. De C_xH_y verdampst in het begin van de oven en wordt teruggevoerd met de verbrandingsgassen - en heeft dus een relatief korte verblijftijd, waardoor deze mogelijk niet geheel verbrandt.

2.5 Energiecentrales

2.5.1 Beschrijving

Energiecentrales kunnen net zoals cementovens ook afval inzetten als vervanging voor brandstof. Concreet heeft één van de Nederlandse elektriciteitsproducenten het initiatief genomen om gevaarlijk afval als vervanging van brandstof bij te gaan stoken in een kolencentrale. Daarbij worden de kolen dus vervangen. Verbranding vindt plaats bij circa 1200°C gedurende 2-4 seconden. Nederlandse kolencentrales kennen een rookgasreiniging met electrofilter en een zwavel-scrubber, die een rendement heeft van ruim 95 %. Alle reststoffen (vliegashoudend en onzwevelingsgips) worden nuttig toegepast in de o.a. de cementproductie en de bouw. Energiecentrales gaan pas na uitgebreid onderzoek over tot een dergelijke manier van bijstoken. Zij zijn immers wettelijk vereist zorg te dragen voor een continue levering van electriciteit, terwijl de reststromen omvangrijk zijn. Het verstoken van afval dat leidt tot een kans op calamiteiten of tot een mogelijk onbruikbaar worden van de reststoffen voor nuttige toepassing heeft zodanige financiële en andere consequenties, dat dergelijke risico's niet worden genomen. In praktijk blijkt de inzetbaarheid van afval daarom beperkt tot relatief laag belaste, hoogcalorische vloeibare stromen. Het verwerken van vaste stromen is ook mogelijk indien zij (eventueel na voorbereiding) op een vergelijkbare manier in de vuurhaard kunnen worden gebracht als (vergruisde) kolen.

2.5.2 Milieu-effecten

De milieu-effecten kunnen worden bepaald volgens dezelfde aanpak als gevolgd bij de cementovens. Verwezen wordt naar de betreffende paragraaf. Wat betreft de componentgebonden emissies zou eigenlijk gebruik gemaakt moeten worden van specifieke massabalansen (met name ten aanzien van de verdeling tussen emissie naar lucht en afvoer met reststoffen). Uiteindelijk zijn dergelijke specifieke balansen niet ter beschikking gekomen. Ten aanzien van de vliegassen (metalen) kent een elektriciteitscentrale dezelfde emissiebeperkende voorzieningen als een cementoven. Het afvangstrendement van zwavel in de rookgasreiniging bij een energiecentrale is vergelijkbaar als die in klinker bij een cementoven. Vooralsnog zijn daarom dezelfde massabalansen gebruikt, waarbij er bij de energiecentrale overigens van uit is gegaan dat relatief laagzwevelige, hoogcalorische kolen worden vervangen (zie bijlage 4). Deze aannamen lijken niet strijdig met de emissiefactoren uit (Frischknecht, 1994) en zijn mogelijk eerder wat in het nadeel dan het voordeel van de energie-centrale. Voor de energiecentrale is geen extra transport in rekening gebracht, omdat verwerking in Nederland plaatsvindt.

2.6 AVI

2.6.1 Beschrijving

Een AVI is in principe gebouwd voor het verbranden van huishoudelijke en daarmee gelijk gestelde afvalstoffen. In een dergelijke oven wordt het afval, nadat het in een bunker is gestort en gehomogeniseerd, op een rooster gebracht. Deze bewegende roosters staan onder een hellend vlak en transporteren het brandende afval met een zodanige snelheid dat een zo volledig mogelijke verbranding plaatsvindt. Aan het eind van het rooster blijven uiteindelijk slakken over, die worden opgevangen en opgewerkt. Het opwerken is er op gericht de bodemassen geschikt te maken voor nuttige toepassing. Hiertoe worden de slakken in een aantal stappen ontdaan van ferro, non-ferro en nog onverbrande delen. De ontstane rookgassen worden in een aantal stappen ontdaan van verontreinigingen om te kunnen voldoen aan de eisen uit het Bla. De energie wordt hierbij zo veel mogelijk teruggewonnen, bij AVR o.a. door de produktie van gedestilleerd water (AOO, 1995a). Bij reiniging ontstaat vliegias (in 1993 voor 30 % nuttig toegepast) en rookgasreinigingsresidu (rgr; op basis van uitlooggedrag C₂-afval). De AVR gebruikt zijn AVI's ook voor het verbranden van gevaarlijk afval. Gegeven het fysisch voorkomen van huishoudelijk- en daarmee vergelijkbaar afval kan slechts *steekvast en sludge-achtig* gevaarlijk afval op een roosteroven worden verbrand. Hierbij moet er op worden gelet dat deze co-incineratie van gevaarlijk afval *de kwaliteit van de AVI-reststoffen* niet negatief beïnvloedt, met name de bodemas die grotendeels nuttig wordt toegepast. Verder mag de *rookgasreiniging* niet zodanig worden belast, dat de kwaliteit van de rookgassen boven de normen van het Bla uitkomt. Gegeven de zeer geavanceerde rookgasreiniging die inmiddels bij AVI's wordt toegepast worden op dit punt weinig knelpunten verwacht. Resumerend is het verbranden van gevaarlijk afval in AVI's dus gelimiteerd tot steekvast en sludge-achtig gevaarlijk afval, dat de kwaliteit van de AVI-reststoffen (m.n. bodemas) niet negatief beïnvloedt⁸.

2.6.2 Milieu-effecten

Het MER TJP.A II geeft voor roosterovenverbranding een overzicht van de emissies per ton verwerkt afval naar water en lucht. Tevens geeft dit MER de samenstelling van het slak, vliegias, rookgasreinigingsresidu, zuiveringsslib en sproeidroogprodukt dat bij AVI's ontstaat (AOO, 1995a). TNO heeft op basis van deze cijfers massabalansen opgesteld voor metalen en anionen. Het MER TJP.A II geeft geen cijfer voor het fluorgehalte in vliegias. Voor fluor in vliegias is een cijfer uit een overzichtsrapport van het RIVM gebruikt (Aalbers, 1992). De paragraaf over DTO's beschrijft de toegepaste formules voor het berekenen van emissies. Hierbij moet worden aangetekend dat bij een AVI niet alle reststoffen worden gestort, maar grotendeels nuttig worden toegepast. Op basis van aannamen van het AOO is voor de *nuttig toegepaste* stromen een percentage emissie naar bodem van 1 % aangehouden. Voor de *gestorte* stromen is net als bij de reststromen van DTO's gerekend met een percentage van

⁸ N.B. indien ten behoeve van kwaliteitsverbetering (b.v. volgens de normen van het bouwstoffenbesluit) een bewerkingsstap voor AVI-slak in de toekomst als standaard voor hergebruik zal worden toegepast, kan dit grote gevolgen hebben: mogelijk worden aan de kwaliteit van het ingaande afval dan aanzienlijk minder kritische eisen gesteld.

0,1 %. Proces-emissies zijn evenredig verondersteld met de energie-inhoud van het afval⁸. Voor gewoon bedrijfs- en huishoudelijk afval bedraagt deze energie-inhoud in 2005 10 MJ/kg (A00, 1995a).

Voor chloor, fluor en zwavel bleken deze balansen te leiden tot een relatief hoog percentage emissie naar lucht. Gegeven de zeer geavanceerde rookgasreiniging van AVI's konden deze cijfers niet als betrouwbaar worden beschouwd. Uit een vergelijking met enkele door TNO verrichte metingen bij AVI's bleek dat de feitelijke emissie naar lucht voor deze stoffen belangrijk lager ligt dan blijkt uit de cijfers uit het MER TJP.A II. Deze cijfers zijn vaak gelijk gesteld aan de normen uit het Bla. Voor deze stoffen zijn de cijfers voor de emissies naar lucht van het A00 vervangen door op metingen gebaseerde schattingen van TNO. Daarbij zijn de waarden aangehouden van de best presterende Nederlandse AVI's.

Volgens het A00 wordt in een AVI de energie-inhoud van verbrand afval voor 21,6 % omgezet in elektriciteit en voor 27 % in nuttig toepasbare stoom (A00, 1995a). Hierdoor worden emissies die normaliter optreden bij de opwekking van elektriciteit en warmte als het ware 'vermeden'. Deze vermeden emissies zijn als 'winstpost' meegenomen bij verwerking in een AVI. Het A00 hanteert relatief hoge waarden voor energieretourwinning. Deze waarden zijn bijvoorbeeld beter dan die van een DTO. Het moet worden benadrukt dat de situatie van AVI tot AVI kan verschillen. De AVI's van AVR hebben bijvoorbeeld vrijwel *dezelfde* rendementen als DTO's, omdat zij deel uitmaken van hetzelfde energie-terugwinningssysteem. Het eigen elektriciteitsverbruik en het gebruik aan hulpstoffen als natronloog en calciumoxide is overgenomen uit het MER TJP.A II. Net als bij de DTO is ook hier gecorrigeerd voor het zwavel-, fluor- en chloorgehalte in de afvalstof. Tabel B2.1 geeft de milieu-ingrepen gerelateerd aan de verwerking van 1 ton afval in een AVI.

2.7 Destillatie

2.7.1 Beschrijving

Destillatie is een scheidingstechniek waarbij een of meer componenten uit een vloeistof worden verdampt. Door toevoer van warmte wordt een vloeistof waarin zich vluchtige componenten bevinden gedeeltelijk verdampt. Door een verschil in vluchtigheid van de componenten wordt een scheiding aangebracht. De basisonderdelen van een destillatie-eenheid zijn een verdampingsruimte (destillatieketel), een koeler (condensor) en een opvangtank (destillaattank). Destillatietechnieken die op deze wijze werken zijn de eentrapdestillatie, dunne-filmverdamper, rectificerende destillatie en stoomstrippen. Het gebruik van een van deze technieken is onder meer afhankelijk van de gewenste zuiverheid en de vluchtigheid van de terug te winnen componenten. De verontreinigde oplosmiddelen die met de genoemde technieken worden verwerkt zijn doorgaans enkelvoudig van samenstelling.

⁸ De CO₂-emissie per ton afval uit het MER TJP.A II is betrekkelijk laag, omdat kortcyclisch CO₂ uit hout e.d. niet meegenomen is. De filosofie hierachter is dat alleen CO₂ uit fossiele bronnen aan de versterking van het broeikaseffect bijdraagt. Gevaarlijk afval bevat in hoofdzaak fossiel koolstof. Om hiervoor te corrigeren is aangenomen dat bij verbranding van 1 ton gevaarlijk afval in een AVI even veel CO₂ vrijkomt als bij verbranding van 1 ton afval in een DTO.

Tabel B2.1: Proces- en componentgebonden emissies bij AVI's (naar: AOO, 1995a)

Stof	Massabalans (in procenten)			Samenst. afval (ton/ton) ^b	Massabalans (in ton/ton afval) ^b			Uitloging reststoffen (ton/ton) ^c	Slak	Vliegas	Rgr	Spr.droogpr.	Slib
	% Afval	% Lucht	% Water		Lucht (ton/ton)	Water (ton/ton)	Reststoffen (ton/ton) ^a		100 % herg. kg/ton afval	28 % herg. kg/ton afval	0 % herg. kg/ton afval	0 % herg. kg/ton afval	0 % herg. kg/ton afval
Ag	-	-	-	2.32E-06	1.20E-09	3.50E-11	2.32E-06	1.56E-08	1.32E-03	8.00E-04	1.50E-04	5.00E-05	2.50E-09
As	99.95%	0.05%	0.00%	2.32E-06	1.20E-09	3.50E-11	2.32E-06	1.56E-08	1.32E-03	8.00E-04	1.50E-04	5.00E-05	2.50E-09
Ba	100.00%	0.00%	0.00%	1.60E-06	-	-	1.60E-06	1.60E-09	-	-	8.00E-04	8.00E-04	-
Cd	99.75%	0.22%	0.03%	1.46E-05	3.20E-08	4.55E-09	1.45E-05	4.81E-08	2.13E-03	8.00E-03	2.60E-03	1.80E-03	3.25E-07
Co	99.96%	0.04%	0.00%	2.54E-06	9.00E-10	-	2.54E-06	2.19E-08	2.07E-03	4.25E-04	2.70E-05	1.50E-05	-
Cr	99.97%	0.02%	0.01%	3.97E-05	9.00E-09	3.15E-09	3.97E-05	2.84E-07	2.42E-02	1.45E-02	4.95E-04	4.85E-04	2.25E-07
Cu	99.99%	0.01%	0.00%	4.69E-04	2.80E-08	3.85E-09	4.69E-04	4.47E-06	4.40E-01	2.30E-02	2.80E-03	3.25E-03	2.75E-07
Fe	100.00%	0.00%	0.00%	1.00E+00	-	-	1.00E+00	-	-	-	-	-	-
Hg	81.66%	18.34%	0.00%	6.00E-07	1.10E-07	1.68E-11	4.90E-07	5.92E-10	9.24E-06	1.05E-05	4.70E-04	1.70E-07	1.20E-09
Mn	99.99%	0.01%	0.00%	1.25E-04	7.50E-09	-	1.25E-04	1.25E-06	1.25E-01	-	-	-	-
Mo	100.00%	0.00%	0.00%	3.75E-06	-	-	3.75E-06	2.78E-08	2.42E-03	1.25E-03	4.95E-05	3.00E-05	-
Ni	99.85%	0.09%	0.06%	2.58E-05	2.30E-08	1.47E-08	2.57E-05	2.30E-07	2.20E-02	3.25E-03	2.45E-04	2.25E-04	1.05E-06
Pb	99.92%	0.07%	0.00%	3.76E-04	2.80E-07	8.40E-09	3.76E-04	2.72E-06	2.42E-01	9.50E-02	2.00E-02	1.85E-02	6.00E-07
Sb	100.00%	0.00%	0.00%	2.74E-05	-	-	2.74E-05	1.24E-07	6.60E-03	2.08E-02	-	-	-
Se	100.00%	0.00%	0.00%	3.25E-07	-	-	3.25E-07	9.10E-10	-	3.25E-04	-	-	-
Sn	100.00%	0.00%	0.00%	6.42E-05	-	-	6.42E-05	3.91E-07	3.08E-02	2.75E-02	2.70E-03	3.20E-03	3.95E-07
Sr	100.00%	0.00%	0.00%	6.00E-06	-	-	6.00E-06	1.68E-08	-	6.00E-03	-	-	-
V	100.00%	0.00%	0.00%	1.38E-05	2.50E-10	-	1.38E-05	1.19E-07	1.12E-02	2.48E-03	4.10E-05	3.00E-05	-
W	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zn	99.92%	0.08%	0.00%	7.92E-04	6.00E-07	1.54E-08	7.92E-04	4.76E-06	3.74E-01	3.35E-01	5.50E-02	2.75E-02	1.10E-06
Stof	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
AOX/EOX ^d	-	-	-	5.95E-10	-	4.90E-10	1.05E-10	1.05E-13	-	-	-	-	1.05E-07
Cl ^e	76.92%	0.05%	23.03%	4.07E-03	2.00E-06	9.38E-04	3.13E-03	9.68E-06	5.28E-01	1.00E+00	5.65E-02	1.48E+00	6.70E-02
F ^e	99.06%	0.30%	0.64%	1.02E-04	3.00E-07	6.51E-07	1.01E-04	7.88E-07	7.04E-02	-	-	1.25E-04	4.65E-05
S(SO ₄ ²⁻ /SO ₂) ^g	97.58%	0.68%	1.74%	1.47E-03	2.00E-05	7.70E-05	4.31E-03	3.06E-05	2.60E+00	1.60E+00	2.05E-02	8.55E-02	1.05E-02

Stof	Massabalans (in procenten)			Samenst. afval (ton/ton) ^b	Massabalans (in ton/ton afval) ^a			Uitloging reststoffen (ton/ton) ^c	Slak	Vliegas	Rgr	Spr.droogpr.	Slib
	% Afval	% Lucht	% Water		Lucht (ton/ton)	Water (ton/ton)	Reststoffen (ton/ton) ^a		100 % herg. kg/ton afval	28 % herg. kg/ton afval	0 % herg. kg/ton afval	0 % herg. kg/ton afval	0 % herg. kg/ton afval
S (H ₂ S) ^d													
N (NO _x)						2.50E-04							
NH ₃							2.52E-06	4.28E-07	4.28E-10				4.28E-04
CO ₂						7.81E-01							
CZV							4.90E-06	1.05E-06	1.05E-09				1.05E-03
CO						1.30E-04							
C _x H _y						1.50E-05							
TCDD TEQ						5.00E-13		2.99E-10	7.94E-13		2.75E-07	2.40E-08	
PCB						2.50E-09		3.51E-13	9.81E-16		3.50E-10	9.00E-13	
HCB						9.00E-08							
PAK							6.02E-11						
Benzeen						1.10E-05							
Tolueen						6.50E-06							
Eth-benz						9.00E-07							
Styreen						3.30E-07							
<i>t</i> -chl-eth						5.50E-06							
<i>tri</i> -chl-eth						1.10E-06							
Cal wrde (MJ)				1.00E+04									
Asrest				2.50E-01									

Toelichting:

- a) Uit de totale vracht in slak, vliegas, rgr, sproeidroogproduct en slib is de vracht in de AVI-reststoffen berekend. Emissies naar water en lucht zijn overgenomen uit het MER TJP.A (AOO, 1995a)
- b) Uit deze massabalans in tonnen is de theoretische samenstelling van het ingaangde afval berekend. Verder is op basis hiervan een massabalans in procenten opgesteld.
- c) De uitloging van reststoffen (emissie naar bodem) is 1% * de vracht in hergebruikte reststoffen en 0,1 %* de vracht in gestorte stromen. Slak wordt 100 %, vliegas voor 72 % hergebruikt.
- d) Emissie EOCi en H₂S evenredig verondersteld met de vracht Cl en S in het afval.
- e) Emissies C_xH_y, F, Cl, en SO₂ naar lucht zijn in werkelijkheid lager dan opgegeven door het AOO en geschat op basis van metingen van TNO. Samenstelling en massabalans in % bij zwavel betrokken op puur zwavel; de 'massabalans' in ton/ton afval geeft de emissies /hoeveelheid in ton SO₂ of ton sulfaat.
- N.B. 500 MJ eigen elektriciteitsverbruik per ton. Bij de gegeven afvalsamenstelling is er een inzet van 3 kg NaOH en 4,5 kg CaO per ton afval, per afvalstof is de hoeveelheid op basis van het potentiële zuurvormend vermogen, berekend op basis van het S- en Cl-gehalte, aangepast. Inzet van NH₃ en actief kool is verwaarloosd.
- Cursief* weergegeven stoffen/parameters zijn beschouwd als procesgebonden emissies.

Dit betekent dat één component, of een beperkt aantal componenten met vergelijkbare eigenschappen, wordt verwijderd. Gereinigde oplosmiddelen worden weer afgezet op de markt. Voorts komt een residu vrij dat ter verbranding wordt afgevoerd. De resterende waterfractie dient verder te worden behandeld.

Een andere vorm van destillatie is fractionatie. Fractionatie verschilt van destillatie door het gebruik maken van meerdere destillatiestappen in zogenaamde schotel- of gepakte kolommen. Hierdoor is het mogelijk twee of meerdere vluchtige componenten uit de te destilleren oplossingen in aparte fracties te scheiden. Het destillaat bereikt hiermee een grotere zuiverheid. Bij deze vorm van destillatie bestaan in de kolom een aantal vloeistof/gas-evenwichten. Op ieder punt in de kolom zal damp gedeeltelijk condenseren tot vloeistof, die minder vluchtige componenten bevat. Hoe langer de kolom is, hoe rijker de topfractie zal zijn aan de meest vluchtige component. De scheiding kan nog worden verbeterd door (een deel van) het condensaat terug te voeren in de kolom. Het destillaat kan in fracties worden opgevangen. Bij deze vorm van destillatie bestaat een bovengrens voor de hoeveelheid vaste stof in het te behandelen afval. De kolom kan anders verstopt raken. Veelal wordt als voorbehandeling gebruik gemaakt van dunne-film verdamping.

De via de Kga-inzamelaars afgevoerde stromen kunnen worden behandeld met fractionatie. Het betreft doorgaans gemengde stromen die meerdere vluchtige componenten bevatten. Het destillaat kan worden afgezet op de markt. Het destillatieresidu wordt ter verbanding afgevoerd. De waterfractie dient een behandeling te ondergaan voordat lozing conform de normen van de waterkwaliteitsbeheerder kan plaatsvinden.

De verwerking door destillatie levert oplosmiddelen op die primaire oplosmiddelen vervangen. Emissies die vrijkomen bij de produktie van oplosmiddelen of de winning van grondstoffen worden hierdoor voorkomen. Vrijkomende destillatieresiduen worden verbrand. Indien hierbij energie wordt teruggewonnen, dan wordt de produktie van energie alsmede de daarbij vrijkomende emissie voorkomen.

2.7.2 Milieu-effecten

De emissies naar lucht die optreden bij destillatie van afval zijn door één van de vergunninghouders op basis van een uitgebreid onderzoek bepaald. Het betreft met name een schatting van de emissie van C_xH_y en gechloreerde oplosmiddelen (InterChem, 1994). Daarbij is ingeschat dat circa 0,05 % van de doorzet naar lucht wordt geëmitteerd. Hierbij is reeds rekening gehouden met de inzet van een actief koolfilter om emissies te beperken. In de LCA is in verband hiermee rekening gehouden met een emissie van 0,5 kg per ton C_xH_y naar lucht bij het destilleren van chloorarme oplosmiddelen en een emissie van 0,5 kg chloorkoolwaterstoffen bij het destilleren van chloorhoudende oplosmiddelen. In principe zou rekening gehouden moeten worden met het soort oplosmiddel: vluchtige oplosmiddelen zullen voor meer emissie zorgen dan niet-vluchtige. Hierover zijn echter geen goed toegankelijke gegevens voorhanden, zodat hier noodgedwongen van is afgezien.

Het energie-verbruik per ton gedestilleerd oplosmiddel is bepaald op basis van de opgave van een ander bedrijf (Leto, 1995). Het betreft de inzet van gas voor opwekking van proceswarmte ten behoeve van het destillatieproces en de inzet van electriciteit voor aanpalende activiteiten. Voor zover bekend wordt geen warmte teruggewonnen. Het bedrijf heeft de

cijfers geleverd onder voorwaarde dat zij niet extern zouden worden gepubliceerd. De milieu-ingrepen gerelateerd aan het winnen en verbranden van gas voor het opwekken van thermische energie zijn bepaald op basis van waarden opgegeven in de literatuur (zie ook de paragraaf 'Utilities'). Hetzelfde geldt voor de milieu-ingrepen gerelateerd aan de opwekking van elektriciteit. Ook hier geldt dat de benodigde energie-inzet afhankelijk zal zijn van de samenstelling van de afvalstof. Omdat ook hierover geen goed toegankelijke gegevens voorhanden zijn, is hier noodgedwongen geen rekening mee gehouden.

Het destillatieproces levert een hoeveelheid secundair oplosmiddel en een hoeveelheid destillatieresidu, die moeten worden verbrand. Er zijn verschillende berekeningen uitgevoerd, waarin telkens een verschillende verhouding residu - destillaat is aangehouden. In de hoofdtekst is aangegeven hoe is omgegaan met de emissies die vermeden worden doordat minder primair oplosmiddel hoeft te worden geproduceerd.

2.8 Cryogene VBI

2.8.1 Beschrijving

Bij een cryogene scheidingsinstallatie kunnen de volgende stappen worden onderscheiden. Gcv wordt via transportband gevoerd naar de toevoertrechter van de shredderinstallatie. Hier worden GCV-stromen geshredderd, ontdaan van vloeistoffen en in een koudebehandelingseenheid ingevoerd. Deze eenheid bestaat doorgaans uit een dompelbad met vloeibaar stikstof (-196 °C). Het materiaal wordt door het dompelbad geleid. In het dompelbad wordt het materiaal diepgekoeld en hard. Door een verschil in uitzettingscoëfficiënten van de verschillende stoffen, neemt de hechting tussen deze stoffen af. Ook oliefilters kunnen zo worden bewerkt.

Het diepgekoelde en harde materiaal wordt vanuit het dompelbad geleid naar bijvoorbeeld een hamermolen. Hier worden de verontreinigingen van de geshredderde deeltjes afgeslagen. Soms wordt vloeibaar stikstof in de hamermolen worden toegevoegd om het materiaal diepgekoeld te houden. Vanuit de hamermolen worden de uit elkaar geslagen deeltjes afgevoerd naar een schudzeef waar scheiding plaatsvindt in een metaal- en kunststoffractie en een restfractie met verf. Voorts vindt een nabehandeling door een ferromagnetische scheiding plaats, waardoor het metaal wordt gescheiden van het kunststof. Het metaal kan worden afgezet bij de schroothandel.

2.8.2 Milieu-effecten

Het directe elektriciteitsverbruik van een cryogene VBI ligt volgens een opgesteld MER rond de 62,5 kWh/ton (Hoogers, 1995); uit een ander MER kan een vergelijkbaar cijfer worden afgeleid (InterChem, 1994). Per ton verwerkt afval wordt echter ook 800 tot 1000 kg vloeibare stikstof ingezet (ATF, 1993; Hoogers, 1995; InterChem, 1994)¹⁰. De produktie van

¹⁰ Eén bedrijf met een cryogene VBI heeft in een mondelinge reactie op een concept van dit MER aangegeven dat in principe 0,5 kg/kg materiaal haalbaar zou zijn. Dergelijke lage waarden worden in geen van de beschikbare schriftelijke bronnen genoemd. In de hoofdtekst is echter volledigheidshalve een variant met deze waarde

1 kg stikstof kost 1 kWh (3,6 MJ) elektriciteit (Hoogers, 1995); een uitgebreide LCA over energiesystemen noemt een waarde van 2 MJ/kg (Frischknecht, 1994). Bij 1 kWh/kg betekent dit uitgaande van 1 ton stikstof per ton afval 1000 kWh of 3600 MJ/ton.

Over de emissies naar lucht bestaan zeer uiteenlopende schattingen. In één MER wordt voor een VBI bij een doorzet van 10.000 ton per jaar een emissie van 28 kg C_xH_y naar lucht ingeschat (als toluene). Hierbij wordt uitgegaan van emissiebeperking met behulp van een koolfilter (ATF, 1994). Een ander MER gaat uit van emissiebeperking met behulp van een zogenaamde REOX, waarin de afgassen thermisch worden vernietigd. Bovendien houdt dat MER rekening met diffuse C_xH_y -emissies die optreden bij de opslag van verfafval (Hoogers, 1995). Gegeven deze grotere volledigheid wordt uitgegaan van de cijfers uit dit MER (Hoogers, 1995). Bij het behandelen van C_xH_y -emissies met behulp van een REOX ontstaat een beperkte vracht aan NO_x , SO_x en enkele andere stoffen. De REOX wordt ook gebruikt voor het behandelen van andere afgasstromen van het bedrijf. De emissies van de REOX zijn gealloceerd aan de VBI op basis van het aandeel van het debiet van de afgassen afkomstig uit de VBI. Er zijn geen emissies naar water. Er worden geen significante hoeveelheden hulpstoffen ingezet. De verhouding van de uitgaande stromen (blik, kunststof en sludge) is afhankelijk van de inputsamenstelling.

Tabel B2.2 geeft een overzicht van de op deze wijze afgeleide milieu-ingrepen per ton. Op basis van bestaande kennis is het vrijwel niet mogelijk om rekening te houden met verschillen in emissieprofiel door verschillen in samenstelling van de verwerkte afvalstof.

2.9 VBI op basis van een spoelprocédé

2.9.1 Beschrijving

Deze techniek bestaat uit enkele routes voor het shredderen en wassen van GCV en een route voor het verwerken van verfslib, oplosmiddelen en water tot een stabiele emulsie. De techniek is ook geschikt voor het scheiden van olielfilters. GCV wordt via rollenbanen naar een inertisatiekamer getransporteerd. Na afsluiting van de inertisatiekamer wordt gespoeld met gasvormige stikstof tot $> 6\% O_2$. Deze hoeveelheid is alleen bedoeld voor inertiseren en valt in het niet bij die nodig bij een cryogene VBI. Na het inertiseren valt het verfafval via een sluis in een shredder en wordt versnipperd.

Na het shredderen worden de snippers in drie wasstappen in strippers gereinigd met achtereenvolgens verfslib, oplosmiddelen en water. De strippers zijn voorzien van een roerwerk waardoor een zeer heftige mechanische reiniging plaatsvindt en vaste delen worden vormalen. De wasvloeistoffen worden in en uit de stripper gepompt vanuit een circulatiesysteem voor slib, oplosmiddelen en water. Na reiniging in de stripper zijn de verf en het oplosmiddel gescheiden van het metaal en kunststof en vallen de snippers via een sluis in een drainsluis. Hier komen zij terecht in een wasstraat waar wordt nagespoeld met schoon water en aanhangend water wordt afgeschud. Na de wasstraat worden de snippers door middel van magneetbanden gescheiden in een metaalfractie en een kunststoffractie. Verfslib, oplosmiddel en water worden vermengd tot een emulsie. Deze wordt ter verbranding afgevoerd. De

doorgerekend.

metaalfractione wordt afgevoerd voor nuttige toepassing. De installatie zal in praktijk circa 33.000 ton afval verwerken: 18.000 ton verfvpakkingen en 15.000 ton verfslibs en overig verfafval. Als spoelmiddel wordt 5.000 ton vloeibare organische stromen ingezet (ATM, 1995). Deze vloeibare organische stromen zijn voor ruim 40 % afkomstig van de organische drijfslagen uit AWZI voor scheepsafval en afvalwater, 25 % wordt geleverd door AVR, 25 % is afkomstig van Kga-inzamelaars en 10 % komt van primaire ontdoeners (ATM, 1996).

2.9.2 Milieu-effecten

Het elektriciteitsverbruik van een VBI ligt volgens het inrichting-MER van het betreffende bedrijf op 10 TJ per jaar bij een hoeveelheid verwerkte verfvpakking en verfslude van 33.000 ton. Dit laatste cijfer is een opgave van het bedrijf (ATM, 1993 en 1995). Hierbij is nog 0,5 TJ opgeteld, zijnde 10 % van de in het MER opgevoerde energiegebruik voor algemene doeleinden in het bedrijf (5 TJ). Er is 10 % aan de VBI gealloceerd omdat circa 10 % van het door het bedrijf verwerkte afval met de VBI wordt verwerkt. Verder is van het brandstofverbruik voor intern transport (30 TJ) ook 10 % aan de VBI toegerekend.

Er treedt geen emissie op naar water. Spoelwater is afkomstig uit afval (watergedragen verven) en wordt met de sludge ter verbranding afgevoerd. Het proces gebruikt als spoelmiddel de organische fractie die vrijkomt bij een zuiveringsinstallatie voor scheepsafval en ander organisch afval. In principe is het de bedoeling dat het afvalstoffen betreft, die anders direct zouden zijn verbrand. Noch het verbruik, noch de latere verwerking met de verfslude zijn daarom als milieu-ingreep meegenomen. Er wordt echter ook wel gesteld, dat het althans deels stromen betreft die gedestilleerd hadden kunnen worden. In dat geval is er dus voor een deel sprake van verschuiving van stromen van destillatie naar verbranden in een DTO. Volledigheidshalve is in de hoofdtekst daarom een variant opgenomen, waarin met een dergelijke verschuiving rekening gehouden is. Daarbij is voor de verschoven hoeveelheid per thema het verschil in score berekend tussen destillatie en verbranden in een DTO. Dit verschil is toegerekend aan bewerking met een oplosmiddel-VBI. Uitgegaan is van een oplosmiddel van 42,5 MJ/kg en een asgehalte van 5 % (zie de sectorparagraaf over destillatie in de hoofdtekst). Uit de beschrijving in de vorige paragraaf blijkt dat het vrijwel uitgesloten is dat van de 5.000 ton gebruikt oplosmiddel grote hoeveelheden destilleerbaar zijn. De stroom van de AWZI en AVR zijn dit zeker niet; AVR mag namelijk geen destilleerbaar afval accepteren. Een deel van de stromen van (Kga-en andere) inzamelaars is afkomstig van bedrijven die destilleren. Resumerend is minstens 65 %, en vrijwel zeker 75 % of meer van de 5.000 ton niet destilleerbaar. Een belangrijk aandachtspunt zijn de emissies van C_xH_y naar lucht. Deze worden bij het bedrijf vernietigd met behulp van een REOX. De totaalemissies van de REOX zijn opgenomen in het MER voor het bedrijf (ATM, 1993). Tevens zijn de relatieve vrachten aan C_xH_y afkomstig van de VBI en andere onderdelen van het bedrijf bekend. De emissies van de REOX en het verbruik aan steunbrandstof (propan) zijn naar ratio gealloceerd aan de VBI. Hierbij zijn emissies door intern transport opgeteld; deze zijn gesteld op 10 % van de totale emissies door intern transport (zie boven).

Tabel B2.2 geeft een overzicht van de op deze wijze afgeleide milieu-ingrepen per ton. Op basis van bestaande kennis is het vrijwel niet mogelijk om rekening te houden met verschillen in emissieprofiel door verschillen in samenstelling van de verwerkte afvalstof.

Tabel B2.2: Milieu-ingrepen per ton afval voor verschillende technieken (emissies in ton)

PROCES	BSSW- bewerking tie	Destilla- tie	VBI cryogeen	VBI op- losmiddel	TGI	CBE	VEBA (incl. rel. ketens)
Emissie water							
As	2.60E-09						
Cd	3.00E-09						
Cr	3.00E-09						
Cu	3.00E-09						
Hg	3.00E-11						
Mo						1.80E-08	
Ni	6.90E-08						
Pb						1.05E-08	
Sn	7.00E-09						
Zn	7.50E-08					5.25E-08	
Metalen (Zwevend) stof							
AOX/EOX	1.00E-07					4.86E-08	
PO ₄ ³⁻	1.94E-05						
N (NO ₃)						1.26E-06	
Olie						1.53E-06	-1.42E-04
CZV						5.84E-04	
BOD	3.14E-04					1.32E-05	
TCDD TEQ							
Fenol	1.20E-07					4.20E-09	
Benzeen						6.00E-09	
Tolueen						1.65E-08	
Ethylbenzeen						3.60E-09	
Xyleen						1.20E-08	
Trichloorethaan						3.24E-08	
Trichloorethy- leen						1.35E-08	
Emissie lucht							
Cd					1.98E-08		6.00E-08
Cr							2.00E-08
Cu							1.50E-08
Hg					1.98E-08		
Ni							2.70E-08
Pb							3.50E-07
Sb							2.00E-06
Zn							2.80E-07
Metalen					9.92E-07		
Stof			1.50E-05		4.96E-06		-4.29E-05
VOX	5.00E-04						
Cl (HCl)			2.27E-06	6.70E-06	4.96E-06		3.50E-07
F (HF)					1.98E-07		1.50E-06
SO ₂				1.98E-05	4.02E-05		-1.83E-04
CN					4.96E-06		
NO _x			7.94E-05	3.33E-05	1.64E-04		1.66E-04
NH ₃							
CO ₂				1.00E-02	1.24E-01		4.83E-01
N ₂ O							3.31E-04
CO				6.06E-06	3.02E-04		-9.93E-05

2.10 **Bewerking boor-, snij-, slijp- en walsolie**

2.10.1 Beschrijving

Bij een bedrijf in Nederland wordt boor-, snij-, slijp- en walsolie (BSSW) bewerkt. De scheiding van de emulsies geschiedt door middel van ultrafiltratie. Dit is een membraanproces, waarbij relatief grote moleculen en ionen door het membraan worden tegengehouden. Druk vormt hierbij de drijvende kracht. De installatie is er op gericht alle typen oliehoudend afvalwater op een zodanige wijze te kunnen verwerken, dat de oliefractie nuttig kan worden toegepast en de waterfractie na reiniging kan worden geloosd. Het bedrijf bewerkt grotendeels interne stromen. Een deel van de capaciteit wordt echter voor derden gereserveerd.

Het verwerkingsproces ziet er als volgt uit. Vanuit een opslagtank worden de oliehoudende stromen overgepompt naar voorbehandelingstanks. In deze tanks vindt fasenscheiding plaats onder invloed van opwarming. Er kunnen drie fasen worden onderscheiden. De topfase bestaat uit olie met enig water. Deze fase wordt verder bewerkt met andere oliën. De bodemfase, bestaande uit vaste stoffen en olie, wordt ter verbranding afgevoerd naar een externe installatie. De middenfase bestaat uit een stabiele emulsie van olie in water. Deze fase wordt verder afgevoerd naar de ultrafiltratie-installatie. De emulsiefase (middenfase) wordt naar circulatiebakken gepompt. Hierin vindt opnieuw afscheiding van vrije olie plaats. De opdrijvende olie wordt met behulp van een afroominstallatie afgevoerd. In de circulatiebakken wordt natronloog gedoseerd om de pH van de vloeistof op een niveau van circa 8,5 te brengen. De emulsie wordt met suppletiepompen in de circulatiesystemen van de membraan-eenheden geperst. Hierin circuleert de emulsie. Het permeaat uit de eenheden en het stoomcondensaat worden via pompbuffers en warmtewisselaars afgevoerd naar de biologische zuiveringsinstallatie. Na behandeling wordt het water geloosd. Het geloosde water bevat ook het natronloog dat in de installatie niet wordt afgebroken of tegengehouden. Een deel van de circulerende emulsie wordt teruggevoerd naar de circulatiebakken, waar afscheiding van olie plaatsvindt. Een beperkte hoeveelheid wordt teruggevoerd naar de ontvangsttank. De oliefractie wordt in het zogenaamde oliecentrum tot een secundaire brandstof opgewerkt, die in het Hoogovenproces wordt ingezet en daar kolen vervangt.

Voor het schoonmaken van de ultrafiltratiemembranen worden reinigingsmiddelen toegevoegd. Luchtverontreiniging komt voor bij het vullen van de tanks met emulsies die afkomstig zijn van derden. De uittredende lucht kan vluchtige organische componenten bevatten. Deze componenten komen vrijwel alleen voor in emulsies van derden.

2.10.2 Milieu-effecten

De beschrijving van de milieu-effecten is gebaseerd op de vergunningaanvraag van het bedrijf (Hoogovens, 1995). In de betreffende plant worden zowel interne als externe afvalstromen opgewerkt tot afvalolie. In totaal gaat het om circa 100.000 ton op jaarbasis, waarvan 15.000 ton externe stromen. In principe zouden de emissies en het verbruik aan grond- en hulpstoffen afhankelijk van de samenstelling van de verwerkte afvalstroom moeten worden gealloceerd. De vergunningaanvraag geeft hiervoor echter te weinig gedetailleerde informatie zodat noodgedwongen gewerkt is met gemiddelden voor het afval dat in de betreffende plant wordt verwerkt. Verder was het noodzaak om een aantal andere inschattingen te maken. De beschrijving van milieu-ingrepen voor de verwerking van 1 ton BSSW moet nadrukkelijk als

indicatief worden beschouwd. De daarop gebaseerde LCA-doorrekening geldt dan ook eerder als een vingeroefening dan als een kwantitatieve, volledige LCA. Daar de concurrerende alternatieven om logische redenen ('verbranden van water' zeer veel slechter scoren is dit voor de alternatiefvergelijking indit geval niet ernstig.

De afvalwaterstromen uit de verwerkingsplant voor oliehoudende afvalstromen worden in een centrale afvalwaterzuiveringsinstallatie (AWZI) verwerkt. De uitstroom van de AWZI naar het riool bedraagt circa 1,1 miljoen ton per jaar. De vergunningaanvraag geeft ook maximum-debietten voor de ingaande stromen van de AWZI. Het betreft effluenten van een aantal verschillende plants en een stroom grondwater. Wanneer de stroom (waarschijnlijk nauwelijks belast) grondwater buiten beschouwing wordt gelaten vormt het debiet vanuit het emulsiecentrum circa 9-10 % van de totale stroom die in de AWZI wordt verwerkt. Bij gebrek aan inzicht in de daadwerkelijke ingaande vrachten per afvalwaterstroom is aangenomen dat ruim 9 % van de *uitgaande* vracht uit de AWZI aan de bewerking van olie-watermengsel moet worden gealloceerd. Volgens deze aanname zijn de emissies naar water berekend. De vergunningaanvraag geeft geen emissies naar lucht. Indien sprake is van voldoende emissiebeperkende maatregelen bij opslagtanks voor olie e.d. zullen deze inderdaad gering zijn.

De vergunningaanvraag geeft een totaal elektriciteitsverbruik voor een aantal installaties gezamenlijk. Het elektriciteitsverbruik van het oliecentrum (100 kW gedurende 6000 uur per jaar) is geheel aan de bewerking van olie-watermengsels toegerekend. Verder is een totaal elektriciteitsverbruik voor het emulsie-centrum en de AWZI gegeven (400 kW gedurende 8700 uur per jaar). Het emulsiecentrum moet geheel aan de bewerking van olie-watermengsel worden toegerekend; voor de AWZI zou naar analogie van de allocatiemethode gevolgd voor emissies naar water circa 9-10 % aan de bewerking van olie-watermengsel kunnen worden gealloceerd. Omdat geen aparte cijfers voor de AWZI en het emulsiecentrum zijn gegeven wordt hier eenvoudigheidshalve uitgegaan van 50 % van de 400 kW gedurende 8700 uur per jaar. Per ton verwerkt olie-watermengsel levert dit een elektriciteitsverbruik van circa 8,42 MJ. Dit spoort redelijk met het energieverbruik per ton verwerkt afval bij HOI's, dat uit een aantal MER'en en vergunningaanvragen kan worden afgeleid (ATM, 1993; TCA, 1994). Het relatief lage verbruik aan hulpstoffen per ton verwerkt afvalwater ($< 0,1$ % van de doorzet) is verwaarloosd.

Bij de bewerking ontstaat per ton circa 6.000 ton afvalolie van 42,5 MJ/kg, die in Hoogovens als substituutbrandstof wordt ingezet. Het is niet duidelijk in hoeverre deze olie *volledig* uit het bewerkte olie-watermengsel afkomstig is, of dat mogelijk ook relatief olie-rijkere stromen worden verwerkt. Eenvoudigheidshalve is aangenomen dat de 100.000 ton ingaand olie-watermengsel 6.000 ton afvalolie oplevert en per ton dus 0,06 ton als energie-drager in te zetten afvalolie ontstaat.

Aangenomen is dat de kwaliteit van de afvalolie vergelijkbaar is met de normaliter door Hoogovens gebruikte brandstof en er dus geen extra proces- of componentgebonden emissies ontstaan. Voor het berekenen van de vermeden emissies is aangenomen dat de produktie van 1 MJ afvalolie de winning van 1 MJ kolen uitspaart.

2.11 Bewerking oliehoudende waterstromen

2.11.1 Beschrijving

Bewerking van oliehoudende waterstromen vindt plaats bij een 13-tal relatief kleine bedrijven (capaciteit meestal 10-20.000 ton) en 5 grote haven-ontvangstinstallaties (HOI's; capaciteit vaak meer dan 200.000 ton). Deze bedrijven hebben verschillende technieken in huis om oliehoudende watermengsels te scheiden en te zuiveren. Veelal wordt de olie eerst 'afgeroomd'; hierna kunnen diverse fysische scheidingstechnieken worden ingezet om bijvoorbeeld emulsies te breken en de olie zo goed mogelijk te scheiden. Bij deze stap worden wel hulpstoffen als natronloog, zwavelzuur en flocculanten gebruikt. De oliefractie wordt, mits van goede kwaliteit, opwerkt tot een substituutbrandstof. In andere gevallen wordt deze als gevaarlijk afval afgevoerd. De waterfractie wordt na afscheiding meestal biologisch gereinigd; soms worden hierbij extra stappen aan toegevoegd (poederkoolreiniging etc.)

2.11.2 Milieu-effecten

De milieu-effecten zijn moeilijk te alloceren naar een individuele afvalstroom, omdat voor de meeste bedrijven alleen jaarcijfers bekend zijn ten aanzien van energieverbruik, emissies, etc. Er kan wel een gemiddelde worden berekend per ton doorzet, maar het is vrijwel onmogelijk om te specificeren naar soort afval: waswaters, bilge-olie, o/w/s etc. Een globale vergelijking met het proces in 2.10 leert dat de milieu-effecten waarschijnlijk vergelijkbaar zijn. Het energieverbruik per ton verwerkt afval bij een grote HOI (TCA, 1994) is vergelijkbaar met die van het BSSW-proces. Ook de lozingsnormen (uitgedrukt in toegestane vracht per ton verwerkt afval) zijn vergelijkbaar. De ultrafiltratietechniek gebruikt ten opzichte van fysisch-chemische technieken relatief weinig hulpstoffen. Daar het verbruik aan hulpstoffen echter maar in de orde grootte van 0,1-0,5 % van de doorzet is, wordt niet verwacht dat hierdoor grote milieu-effecten ontstaan (TCA, 1994; Teeuwissen; 1995, ATM, 1993).

2.12 Thermische grondreiniging

2.12.1 Beschrijving

De zand/slibfractie van de o/w/s-bewerking kan in een thermische grondreinigingsinstallatie (TGI) worden ontdaan van verontreinigingen. Voor een deel gebeurt dit reeds in de praktijk. De mate waarin dit gebeurt is afhankelijk van de aard en samenstelling van de fractie, alsmede de acceptatiecriteria van een TGI. De criteria hebben met name betrekking op verontreinigingen, zoals bijvoorbeeld zware metalen. Voor de verbranding in een TGI is de aard van het materiaal, klei of zand/slib al dan niet met humus of lutum, van ondergeschikt belang. Zowel klei als zand/slib kunnen goed worden behandeld in een TGI. De door een aantal inzamelaars vermelde knelpunten bij het bewerken van een lutum-rijke slibfractie worden door de geraadpleegde bedrijven die een TGI operationeel hebben als niet juist beschouwd.

Het proces bij een TGI bestaat eruit dat, na enkele voorbereidingen, het materiaal in een roterende trommel wordt gebracht en verwarmd door middel van hete gassen. Door de verhitting verdampt de aanwezige waterfractie. Na dit droogproces wordt het materiaal

gezeefd en ingevoerd in een roterende buisoven. Door verhitting in deze buisoven worden de aanwezige verontreinigingen uitgedampt. De uitdamping wordt tot stand gebracht door de temperatuur in de droger en de oven te verhogen tot boven het kookpunt van de aanwezige verontreinigingen. De gasstroom met de uitgedampte verontreinigingen wordt via een keramisch filter naar de thermische naverbrander geleid.

2.12.2 Milieu-effecten

Tabel B2.2 geeft een overzicht van de milieu-ingrepen gerelateerd aan het verwerken van 1 ton verontreinigde grond in een TGI. De milieu-ingrepen zijn gebaseerd op een beschrijving van grondstofverbruik en emissies van een TGI in een MER voor een groot afvalverwerkend bedrijf (ATM, 1993). Volgens dit MER verwerkt de TGI 242.000 ton grond en slib per jaar. Er zijn geen emissies naar water anders dan koelwater naar het schoonwaterriool. De emissies naar lucht zijn direct overgenomen uit het MER en na deling door de 242.000 ton doorzet omgerekend in een emissie per ton. De emissies naar lucht zijn inclusief de in het MER opgenomen (beperkte) emissies door intern transport. Bij de TGI ontstaat 17.000 ton filterstof dat (waarschijnlijk als C₃-afval) moet worden gestort; verder ontstaat 2 kg/ton residu van de droge rookgasreiniging. Per ton verwerkt afval wordt 1,2 kg Ca(OH)₂ toegevoegd. Het elektrisch energieverbruik bedraagt 25 TJ per jaar. Hierbij is nog 3 TJ opgeteld, zijnde 60 % van de in het MER opgevoerde energiegebruik voor algemene doeleinden in het bedrijf (5 TJ). Er is 60 % aan de TGI gealloceerd omdat circa 60 % van het door het bedrijf verwerkte afval met de TGI wordt verwerkt. De TGI verbruikt 430 TJ per jaar aan brandstof. Verder is het brandstofverbruik voor intern transport (30 TJ) voor 60 % aan grondreiniging met de TGI toegerekend.

De emissie naar lucht is een *gemiddelde* emissie die optreedt bij het verwerken van sterk verschillende partijen grond of slib. Zonder aanvullende informatie is het in het kader van dit project niet mogelijk de *feitelijke* emissie en het *feitelijke* energieverbruik te alloceren aan een partij grond of slib met een bepaalde samenstelling. De gemiddelde waarden zijn ook voor het slib uit de o/w/s-bewerking gebruikt; hierdoor kan een onnauwkeurigheid zijn ontstaan. Verder gebruikt de TGI *afvalolie* als brandstof. Uiteraard moet het energie-verbruik van de TGI desondanks worden gealloceerd aan het verwerken van 1 ton grond of slib. De afvalolie kan immers niet meer voor andere doeleinden worden ingezet. Wel is gecorrigeerd voor het feit dat het een mindere kwaliteit brandstof betreft dan reguliere stookolie; voor de produktie van de olie is uitgegaan van het eco-profiel van ruwe olie.

2.13 CBE

2.13.1 Beschrijving

In de te realiseren Centrale Bewerkingseenheid (CBE) voor afgewerkte olie kunnen ook afvaloliën en de oliefractie die afkomstig is van o/w/s-bewerkers worden bewerkt tot brandstof. De beoogde manier van bewerking is alleen mogelijk als deze op voldoende grote schaal kan plaatsvinden. Derhalve is gekozen voor een installatie met destillatieve scheiding en chemische behandeling van afgewerkte olie en afvalolie. De procesroute bestaat uit een combinatie van in de petrochemische industrie gangbare destillatiestappen (flash-, vacuüm- en gefractioneerde destillatie), gekoppeld aan een behandeling met metallisch natrium voor het verwijderen van chloor. De produkten zijn marine dieselolie en asfaltflux (bestaande uit

sediment en zware metalen). Deze worden respectievelijk gebruikt als brandstof en als verjongingsmiddel bij nuttige toepassing van oud asfalt of als bitumen. De aan het proces toe te voegen hulpstoffen zijn stikstof (voor het verdrijven van de lucht uit de destillatie-units) en natrium (verwijdering chloor).

2.13.2 Milieu-effecten

Tabel B2.2 geeft een overzicht van de milieu-ingrepen gerelateerd aan het verwerken van 1 ton onbewerkte afgewerkte olie in de CBE. De milieu-ingrepen zijn gebaseerd op een beschrijving van grondstofverbruik en emissies van de CBE in twee MER'en voor een CBE (Paktank, 1993; North Refinery, 1993). In deze MER'en wordt uitgegaan van het verwerken van 50.000 ton afgewerkte olie. Emissies naar water vinden bij de beoogde locatie voor de CBE plaats via een centrale AWZI, die behalve het afvalwater van de CBE ook het afvalwater van andere installaties verwerkt. Het MER geeft echter een specifiek overzicht van de samenstelling en debieten van de ruwe afvalwaterstromen uit de CBE. Tevens geeft het MER per component een zuiveringsrendement van de AWZI; hieruit is vervolgens de vracht naar water berekend die veroorzaakt wordt door de CBE (Paktank, 1993, p. 73). De emissies naar lucht zijn overgenomen uit het hoofdstuk 'vergelijking van initiatieven', omdat zij daar het meest toegankelijk zijn weergegeven (North Refinery, 1993). Hierbij wordt opgemerkt dat *indien onvoldoende* maatregelen tegen adem- en vulverliezen uit tanks etc. worden genomen er een aanzienlijke C_xH_y -emissie zal optreden (circa 270 ton per jaar). Bij adequate maatregelen is dit slechts 3 ton per jaar. Het is niet duidelijk of bij de beoogde CBE dergelijke maatregelen worden getroffen (North Refinery, 1993). Daarom is in onderhavig MER zowel met de lage als de hoge C_xH_y -emissie rekening gehouden. Deze onzekerheid geldt overigens voor alle alternatieven voor het be-/verwerken van oliehoudende stoffen, omdat in alle gevallen (tussen)opslag en transport zal plaatsvinden.

Het energieverbruik voor het destillatieproces bedraagt circa 368,5 kWh/ton olie. Volgens het betreffende MER wordt deze energie geleverd door middel van inzet van aardgas (Paktank, 1993). TNO is voor het berekenen van de milieu-ingrepen die door het opwekken van deze thermische energie plaatsvinden uitgegaan van standaard data voor het met aardgas opwekken van warmte (Sas, 1994). Verwezen wordt naar de paragraaf 'Utilities' in deze bijlage. Enkele kleinere hoeveelheden hulpstof (zoals natrium voor dehalogenering) bedragen veel minder dan 1 % van de doorzet. De productie van deze hulpstoffen levert daarom naar verwachting geen significante bijdrage aan het totaal van milieu-ingrepen gerelateerd aan de verwerking van afgewerkte olie. Zij zijn daarom verwaarloosd.

Bij het bewerken van 1 ton afgewerkte olie wordt 0,765 ton marine dieselolie geproduceerd. Bij de LCA-berekening is aangenomen dat de emissies die worden uitgespaard die vergelijkbaar zijn met emissies die normaliter ontstaan bij de productie van dieselolie. Ook hiervoor zijn cijfers uit een referentiebestand gebruikt (Sas, 1994). Verwezen wordt naar de paragraaf 'Utilities' in deze bijlage. Circa 15 % van de input wordt afgevoerd als residuale stookolie. Deze kan mogelijk worden ingezet als (secundaire kwaliteit) asfaltverjonger. Het is niet duidelijk in hoeverre in dat geval gesproken kan worden van 'uitgespaarde productie' van bijvoorbeeld bitumen. Daarom zijn twee berekeningen gemaakt: één waarbij geen rekening is gehouden met uitgespaarde productie van bitumen en één waarbij dit wel het geval is. Bij deze laatste berekening zijn de uitgespaarde milieu-ingrepen eenvoudigheidshalve gelijk

gesteld aan die van de produktie van olie-produkten in het algemeen. De overige input (8,5 %) is water en wordt via de AWZI geloosd.

Bij de berekening is ervan uitgegaan dat de milieu-ingrepen voor de bewerking van de olie-fractie van de o/w/s-bewerking c.q. bewerking van scheepsafval gelijk zijn aan die van de bewerking van *afgewerkte olie* met de CBE. Op basis van bestaande kennis is het niet goed mogelijk om milieu-ingrepen van de CBE te specificeren naar de *soort* in de CBE te bewerken organische vloeistof.

2.14 Back-to-feedstock kunststofrecycling met het VEBA-proces

2.14.1 Beschrijving

Er is een aantal processen operationeel, waarmee tot materiaalhergebruik van kunststofafval kan worden gekomen ('back-to-feedstock' recycling). Het VEBA-proces is hiervan een belangrijke en goed onderzochte representant. Het is gebaseerd op gecombineerde kraaktechnologie voor de hydrogenering van zware olieprodukten. Kunststoffen worden in het VEBA-proces verwerkt tot een opnieuw in te zetten grondstof en enkele reststromen. Met deze techniek kan gemengd kunststofafval worden omgezet in chloorvrije (< 1 ppm) synthetische ruwe olie en een energetisch gas. Het olieprodukt is inzetbaar in gangbare raffinage-processen en het gas is als een reguliere brandstof toe te passen.

Bij het VEBA-proces is het noodzakelijk dat niet polymeermaterialen zoveel mogelijk worden verwijderd, zoals papier, ander organisch en inert materiaal. Voorts dient het materiaal geagglomereerd te worden. Het na voorbewerking verkregen gemengde kunststofafval wordt in een depolymerisatie-sectie gekraakt in een licht produkt en een zwaar bodemprodukt. Door de procescondities komt 71 gewichtsprocent van de voeding in het topprodukt terecht. Hierin bevindt zich meer dan 99 % van het aanwezige chloor in de vorm van zoutzuur of organisch gebonden chloor.

Het zoutzuur wordt door middel van een wasstap verwijderd, waarna het het gas zo mogelijk gecondenseerd wordt. De niet condenseerbare gassen gaan voor verdere opwerking naar de kraakinstallatie. Onder bepaalde condities wordt het organisch gebonden chloor door toevoeging van waterstof verwijderd. Hierbij wordt het omgezet in zoutzuur. Via de wasinstallatie wordt verwijderd. Het ontstane water wordt behandeld in een zuur-waterstripper. Zwavel en stikstof worden omgezet in H₂S en NH₃ en door middel van wassen verwijderd. Vervolgens ontstaat een synthetische ruwe olie.

Het bodemprodukt wordt met vacuumresidu gemengd en onder hoge druk gekraakt. Vacuumresidu is afkomstig van het scheiden van ruwe olie in fracties. Bij het kraken ontstaat synthetische ruwe olie, een gasstroom met lichte kraakprodukten en een kraakresidu. Het kraakresidu bevat zware koolwaterstoffen, assen, metalen en inerte zouten. Deze stroom moet worden verbrand. Het hiervoor beschreven VEBA-proces is gebaseerd op resultaten van een demonstratie-installatie, laboratoriumexperimenten en nieuwe ontwerp-specificaties.

2.14.2 Milieu-effecten

De milieu-ingrepen gerelateerd aan het verwerken van kunststof in het VEBA-proces, inclusief de daaraan gerelateerde ketens, zijn reeds onderwerp van onderzoek geweest in een uitgebreide LCA inzake de verwerking van kunststofafval (Sas, 1994). De ingreep tabel die in dat onderzoek is opgesteld is nagenoeg zonder wijzigingen overgenomen, in navolging van het AOO bij het opstellen van het MER TJP.A II. De ingreep tabel zoals opgenomen in (Sas, 1994) bevat enkele typefouten, die in de tabel die het AOO heeft opgenomen in het MER TJP.A II zijn gecorrigeerd. Kort gezegd gaf de eerstgenoemde ingreep tabel aan dat de *gehele* vracht aan zware metalen die terecht komt in het hydrogeneringsresidu bij verwerking (verbranding) naar lucht wordt geëmitteerd. Het AOO geeft belangrijk lagere emissies naar lucht en alloceert het overige deel van de vracht aan de residuen uit het verbrandingsproces. Het AOO gaat er van uit dat deze worden gestort en dat daarbij uiteindelijk 0,1 % van de vracht naar bodem emitteert. Op de aangegeven onderdelen is gebruik gemaakt van de aangepaste, door het AOO weergegeven cijfers. Tabel B2.2 geeft de gebruikte ingreep tabel. In deze studie is het VEBA-proces doorgerekend voor kunststofafval afkomstig van VBI's. Volgens opgave van één van de bedrijven met een VBI bevat dit kunststofafval 0,4 % chloor, tegen 4 % in het gebruikelijke huishoudelijke kunststofafval waarvoor de ingreep tabel is opgesteld. Om hiervoor te corrigeren zijn alle aan chloor gerelateerde emissies uit het VEBA-proces met een factor 10 verminderd. Bij gebrek aan andere gegevens is er van uit gegaan dat de samenstelling van het kunststofafval voor het overige vergelijkbaar is.

Doordat gebruik is gemaakt van een ingreep tabel die al rekening houdt met de milieu-effecten die toegerekend moeten worden aan de zijketens van grond- en hulpstoffen, is het mogelijk dat er enigszins andere data zijn gebruikt dan weergegeven in de paragraaf 'Utilities' van dit MER. Hiermee ontstaat mogelijk een (beperkte) inconsistentie, die gegeven het verkennende karakter van de voor dit MER uitgevoerde LCA's, gekoppeld aan de in de opdracht aan TNO besloten beperkingen, moet worden geaccepteerd.

2.15 Opwerkingsprocessen verfsludge

2.15.1 Beschrijving

Verfrestanten, verfsludge en shreddergranulaat kunnen worden verwerkt door drogen, malen en scheiden in een installatie voor Scheiding-Destructie-Inertisering (SDI). De fracties die hier vervolgens bij ontstaan kunnen mogelijk worden opgewerkt tot verfprodukt, of worden gebruikt als stabiel vulmiddel bij de verfproductie. Afhankelijk van de verontreinigingen behoort afvoer als gevaarlijk afval ook tot de mogelijkheden. Verfsludge die niet via de SDI-installatie kan worden verwerkt wordt gepyrolyseerd. Onder zuurstofarme condities vindt onder verhitting ontleding plaats van organische bestanddelen. Hierbij worden pigmenten teruggewonnen (Interchem, 1994).

Een andere verwerkingsmethodiek betreft het zodanig opwerken van verfsludge dat metaalhoudende minerale bestanddelen kunnen worden vrijgemaakt en nuttig kunnen worden toegepast. Via een thermische behandeling van de vaste verfsludge is het mogelijk om bijvoorbeeld harsen en oplosmiddelen af te branden. Naar deze mogelijkheid wordt door een bedrijf momenteel onderzoek gedaan (Metrex, 1995).

2.15.2 Milieu-effecten

Eén van de bedrijven is door TNO verzocht meer informatie over de milieu-ingrepen te leveren die optreden bij het recyclen van bindmiddelen en het terugwinnen van pigmenten uit de verfludge. Het betreffende inrichting-MER geeft hierover te weinig informatie. Omdat het bedrijf de technologie zelf heeft ontwikkeld en zo lang mogelijk wil beschermen heeft het bedrijf afgezien van het leveren van informatie over milieu-ingrepen e.d. (InterChem, 1994 en 1995). Informatie van het andere bedrijf geeft evenmin voldoende informatie om een kwantitatief overzicht van milieu-ingrepen per ton verwerkt afval op te stellen (Metrex, 1995). De beoordeling van milieu-effecten vindt daarom plaats op basis van de kwalitatieve beschrijving uit de vorige paragraaf. De belangrijkste aspecten voor deze beoordeling zijn:

- bij het terugwinnen van bindmiddelen en met name pigmenten wordt de verspreiding van zware metalen met afvalstromen voorkomen;
- de produktie van primaire bindmiddelen en pigmenten wordt uitgespaard. Het is echter op basis van goed toegankelijke kennis niet duidelijk hoe groot de hieraan gerelateerde vermeden emissies zijn;
- met name het pyrolyseproces vergt inzet van energie en levert emissies naar lucht.

2.16 Be-/Verwerkingstechnieken Fga

2.16.1 Beschrijving

De meeste huidige verwerkers van Fga lozen de waterige fractie van zwart-wit fotochemicaliën na een relatief eenvoudige bewerking op het riool. Een ambtelijke werkgroep van het CUWVO heeft dit in een rapportage als een onwenselijke situatie aangemerkt (CUWVO, 1987). Het restant van kleur-fotochemicaliën wordt meestal verbrand.

Er is een drietal bedrijven in Nederland dat processen operationeel of in voorbereiding heeft die (waarschijnlijk) wel voldoen aan de wens om geen relatief eenvoudig behandelde fotochemicaliën op het riool te lozen. Eén bedrijf maakt gebruik van een door het bedrijf zelf als pyrolyse beschreven proces. Het betreft een behandeling in pyrolyse-ovens gedurende een aantal dagen, waarbij de oven wordt gevuld met een mengsel van foto-films, papier en diverse andere afvalstoffen. Wanneer de oven op temperatuur is worden de fotochemicaliën ingebracht. De rookgassen worden gereinigd; na enkele dagen ontstaan een slak die in een volgende oven wordt verglaasd. Het verglazingsprodukt zou na een langdurige periode van verwerking nuttig kunnen worden toegepast in de bouw (Edelchemie, 1994). Een ander bedrijf stelt een proces voor waarbij Fga wordt ingedampt. De warmte wordt geleverd door elektrisch aangedreven warmtepompen. Het concentraat zou vervolgens koud of thermisch moeten worden geïmmobiliseerd. Ook verassing is een optie (Argentia, 1994). Een derde bedrijf stelt ook een indampproces voor kleur-chemicaliën voor, maar zet in op een specifieke microbiologische behandeling van zwart-wit chemicaliën. Hierbij worden o.a. natronloog en ethanol als hulpmiddel ingezet (van Vlodrop, 1994).

2.16.2 Milieu-effecten

De milieu-effecten die gerelateerd zijn aan het pyrolyse-verglazingsproces zijn niet toegankelijk beschreven in de vergunningaanvraag van het betreffende bedrijf. Op basis van de daarin vermelde cijfers is het niet mogelijk om een verantwoorde uitspraak te doen over de emissies naar lucht, die moeten worden gerelateerd aan de verwerking van 1 ton Fga. Wel worden concentraties in afgassen opgegeven, maar het volume aan afgassen dat bij de verwerking van 1 ton Fga ontstaat is niet duidelijk. Ook het energie-verbruik is moeilijk te schatten. De pyrolyse-ovens worden blijkens een patent-aanvraag gevuld met circa 40 ton materiaal met een calorische waarde van circa 12 MJ/kg, in totaal 48.000 MJ. Hieraan wordt 11-14 ton Fga toegevoegd. Men zou dus kunnen stellen dat de verwerking van 1 ton Fga circa 38.000 MJ energie zou kosten. Een knelpunt hierbij is dat de energie geleverd wordt door het verwerken van ander afval, zodat een volledige allocatie van de verbruikte energie aan Fga voor discussie vatbaar is. In extremo zou men zelfs kunnen stellen, dat de energie uit het vernietigen van afval 'gratis' is en dus in het geheel niet aan de Fga hoeft te worden toegerekend. Dit extreem is echter niet verdedigbaar, bijvoorbeeld omdat bij verwerking in een AVI of DTO een energierugwinningsrendement van circa 20 % voor elektriciteit en meer dan 20 % voor warmte haalbaar is. In principe is dit allocatieprobleem oplosbaar door te zoeken naar een optimum voor de verwerking van Fga en het papier, met bijvoorbeeld als mogelijke opties: gezamenlijke pyrolyse, indampen van het Fga en verbranden van het andere afval met energierugwinning, etc. Omdat het niet de bedoeling is in dit MER ook dergelijk ander afval nog te behandelen is er hier voor gekozen vooralsnog het gehele energieverbruik aan de Fga toe te rekenen, maar bij de alternatievergelijking wel na te gaan of een fors andere allocatie doorslaggevend kan zijn voor de conclusies. De energie nodig voor de verglazingsstap is niet te schatten op basis van de voorhanden zijnde gegevens. Er zijn, voor zover bekend, geen emissies naar water.

Bij de andere twee processen is er geen directe emissie naar lucht, afgezien van directe emissie van ammoniak uit het Fga zelf. De emissies naar water zijn overgenomen uit de door de bedrijven opgestelde MER'en. Na deling door de in de MER'en opgevoerde doorzet aan Fga is een emissie per ton Fga berekend. De MER'en geven ook inzicht in het directe elektrische en overige energieverbruik. Het biologische proces verbruikt daarnaast relatief grote hoeveelheden hulpstoffen: enkele honderden tonnen natronloog, zwavelzuur en ethanol. De energie nodig voor de *produktie* van natronloog en ethanol is zodanig hoog, dat het energieverbruik van het proces niet veel meer onderdoet voor het indampproces¹¹. Hierbij moet nog worden aangetekend dat bij het indampproces een residu ontstaat dat verder moet worden verwerkt, zodat het energieverbruik waarschijnlijk toch in het voordeel van het biologische proces uitvalt. Het biologische proces is overigens een extra stap die wordt toegevoegd aan een reeds bestaande installatie. Het is niet duidelijk of het betreffende MER het energieverbruik en de emissies van de bestaande installatie heeft meegenomen (van Vlodrop, 1994). Tabel B2.3 geeft een overzicht van de indicatieve milieu-ingrepen veroorzaakt door de verwerking van 1 ton zwart-wit chemicaliën.

¹¹ Volgens het bedrijf dat deze installatie wil bouwen zullen ten opzichte van de situatie in het inrichting-MER wijzigingen worden aangebracht, die een belangrijk lagere inzet van ethanol en natronloog tot gevolg zullen hebben

Tabel B2.3: Indicatie van milieu-ingrepen gerelateerd aan de verwerking van 1 ton zwart-wit Fga (emissies in ton)

Ingreep\Techniek	INDAMPEN	BIOLOGISCH REINIGEN	PYROLYSE
Emissie water			
Ag	2,81E-08	3,16E-05	
Cd	1,00E-10	1,17E-07	
Cr		2,35E-06	
Cu		3,13E-07	
Ni		1,96E-07	
Pb		3,13E-07	
Zn		1,21E-06	
Metalen	1,00E-07		
AOX/EOX	1,41E-09		
Cl		3,99E+04	
Br		1,99E-03	
Sulfaat		1,00E-02	
CN	1,00E-07		
N (NO ₃)		6,02E-05	
NH ₄ *		7,39E-04	
CZV	1,88E-04	2,71E-03	
BOD		9,22E-04	
Benzeen	5,00E-10		
Trichloorethaan	2,03E-10		
hydrochinon e.d.	6,09E-09	3,52E-06	
Emissie lucht			
Divers	Enige emisie van NH ₃	Enige emissie van NH ₃	Diverse emissies naar lucht. Niet goed te herleiden op 1 ton Fga.
EC. INPUTS			
Netto electr.(MJ)	4,69E+02	3,13E-01	
Gas (m ³)			
Overig (MJ)			3,69E+04
NaOH (ton)		1,69E-02	
ethanol (ton)		3,22E-02	
H ₂ SO ₄ (ton)		5,90E-02	
EC. OUTPUTS			
Zilver	p.m.	p.m.	p.m.

N.B. Indampproces exclusief verwerking concentraat. Pyrolyseproces exclusief verglazingsstap. Bioloog mogelijk exclusief enkele voorbereidingen.

2.17 HTO-proces voor kwikhoudend afval

2.17.1 Beschrijving

Het HTO-proces is een oxidatief proces waarbij in één stap in een draaitrommel de organische componenten uit afvalstoffen worden verbrand en kwik en water vervluchtigen. Door de hoge temperatuur waaronder het proces bedreven wordt, vallen vrijwel alle kwikverbindingen (organisch en anorganisch) uit elkaar, waardoor dit kwik vervluchtigt, uit de afvalstof verwijderd wordt en geconcentreerd kan worden afgevangen. De draaitrommel wordt indirect (elektrisch) verhit tot een temperatuur van maximaal 1000°C. Een schroef brengt het te verwerken materiaal in de roterende trommel, die van interne schoepen, is voorzien ten behoeve van een gecontroleerd materiaaltransport.

Het residu verlaat de draaitrommel met een temperatuur van ca. 400°C via een sluis, terwijl de afgassen via een zogenaamde afgaslans naar een naverbrander met een werktemperatuur van 1050-1200°C worden geleid. Hierin worden eventueel gevormde dioxines gedestruueerd. De afgassen worden vervolgens in een eerste waskolom (een sproeier), zeer snel afgekoeld (gequenched) en vervolgens in een tweede waskolom (een gepakt bed), verder afgekoeld en gewassen. In deze twee kolommen condenseert het kwik tot elementair kwik. Het grootste deel van het kwik condenseert in de eerste kolom bij een temperatuur van ca. 30°C. De tweede waskolom wordt onder nog lagere temperatuur (10°C) bedreven en dient als polishing stap voor de verdere reductie van kwikdampen en stofdeeltjes, die de eerste kolom hebben gepasseerd. De waskolom dient dus ook als "demister" van kwikdeeltjes in mistvorm. Het water van beide kolommen wordt afgevoerd naar een recirculatietank waarna het wordt gekoeld en gerecirculeerd naar de waskolommen. Kwik en stof blijven achter in de recirculatietank. Kwik wordt periodiek uit deze recirculatietank verwijderd.

Voordat de gereinigde afgassen worden geëmitteerd worden ze opgewarmd om de relatieve vochtigheid te verlagen en over een met zwavel geïmpregneerd actief koolfilter geleid. De actieve kool kan in het HTO proces verbrand worden.

2.17.2 Milieu-effecten

Uit bovenstaande beschrijving blijkt dat de volgende milieu-ingrepen een rol spelen bij het HTO-proces:

- inzet van elektrische energie voor het verwarmen van de oven;
- inzet van brandstof voor het naverbranden van de afgassen;
- inzet van wasvloeistof in de gaswasser;
- emissies naar lucht;
- residuen.

Een kwantificering van milieu-ingrepen zoals voor een aantal eerder genoemde gangbare technieken is nog niet mogelijk voor het HTO-proces. De alternatiefvergelijking moet daarom op kwalitatieve basis geschieden.

2.18 Destillatie van kwikhoudende afvalstoffen

2.18.1 Beschrijving

Een destillatieproces is een proces waarbij in een eerste stap vluchtige componenten door middel van verwarming verdampen en in een tweede stap door middel van afkoelen condenseren. Een destillatieproces kan onder atmosferische condities of onder vacuüm bedreven worden. Een destillatieproces kan zowel continu als batchgewijs bedreven worden.

Het toepassen van vacuüm kan in een aantal gevallen voordelen opleveren ten opzichte van destillatie onder atmosferische condities. Een van de voordelen is dat het kookpunt van een groot aantal stoffen onder vacuüm aanzienlijk lager ligt dan onder atmosferische condities, waardoor de temperatuur van de behandeling minder hoog hoeft te zijn om de componenten te vervluchtigen. Na condensatie worden de verontreinigingen in een residuïnstroom geconcentreerd, die vervolgens onder optimale condities vernietigd of mogelijk zelfs nuttig toegepast kan worden. Doordat bij de behandeling onder vacuüm nauwelijks zuurstof aanwezig is en er bovendien een volledig inerte atmosfeer kan worden gecreëerd door de toevoeging van stikstofgas, wordt de kans op de vorming van toxische afbraakproducten aanzienlijk verkleind. Slechts een beperkte hoeveelheid "afgassen" hoeft te worden gereinigd.

Nadelen van het werken onder vacuüm zijn de benodigde vacuümbestendige apparatuur en extra apparatuur en energie om het vacuüm in stand te houden. Tenslotte is onder vacuüm de warmteoverdracht in de condensors slecht, waardoor deze dus groter moeten zijn dan onder atmosferische condities.

Een mogelijke uitvoeringsvorm voor de behandeling van kwikhoudende afvalstoffen is een continu werkend destillatieproces onder vacuüm dat uit twee units bestaat. In de eerste unit worden bij een relatief kleine onderdruk (100-900 mbar) water en eventueel aanwezige organische componenten verwijderd en in de tweede unit onder dieper vacuüm (10 mbar) het aanwezige kwik. De verdampte componenten zoals water, olie en kwik worden gecondenseerd in condensors. De laatste sporen kwik worden verwijderd met een actief koolfilter.

2.18.2 Milieu-effecten

Uit bovenstaande beschrijving blijkt dat de volgende milieu-ingrepen een rol spelen bij de destillatie van kwikhoudend afval:

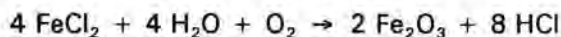
- inzet van energie voor de destillatie;
- (beperkte) emissies van kwik naar lucht;
- residuen.

Een kwantificering van milieu-ingrepen zoals voor een aantal eerder genoemde gangbare technieken is nog niet mogelijk voor dit proces. De alternatievergelijking moet daarom op kwalitatieve basis geschieden.

2.19 Pyrometallurgie, pyrohydrolyse en hydrometallurgie

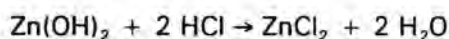
Pyrohydrolyse is gebaseerd op de reactie van metaalchloriden met water en zuurstof waarbij het metaal omgezet wordt in oxide terwijl het chloride gebonden wordt in de vorm van zoutzuur. Als voorbeeld kan de verwerking van afvalbeitszuren (FeCl_2) worden genomen.

De optredende reactie van ijzer(II)chloride met water en zuurstof tot ijzer(III)oxide kan met de volgende reactievergelijking beschreven worden:



Ook chroom-, mangaan-, magnesium- en nikkelchloride worden gehydrolyseerd tot, in het algemeen niet vluchtige, metaaloxiden.

Een aantal andere metalen, waaronder zink, cadmium, lood, kwik, koper, tin; maar bijvoorbeeld ook goud, zilver en bismuth, hebben nauwelijks de neiging te hydrolyseren. Deze metalen zullen, vanuit de oxidische of zoutvorm, omgezet worden in chloriden. De omzetting van zinkhydroxide in zinkchloride verloopt bijvoorbeeld volgens de reactievergelijking:



Voor deze reactie dient zoutzuur aan het systeem toegevoegd te worden.

In het algemeen kan worden gesteld dat metalen, die niet worden gehydrolyseerd, als chloride een hoge vluchtigheid hebben. Dit verschil in chemische eigenschappen van verschillende metalen kan gebruikt worden om een scheiding van metalen te bewerkstelligen. Alle elementen die hydrolyseren, dan wel niet-vluchtige chlorides vormen, verlaten de reactor via het calcinaat, terwijl niet of moeilijk te hydrolyseren elementen via het afgas de reactor verlaten. Deze elementen kunnen vervolgens uit het afgas teruggewonnen worden.

Bij het verwijderen van vluchtige metaalchlorides uit het afgas, wordt een geconcentreerde, zure oplossing van metaalchlorides verkregen. De aanwezige metalen zullen vervolgens uit deze oplossing teruggewonnen moeten worden. Dit geeft aan dat pyrohydrolyse in het algemeen niet als een op zich staand proces mag worden beschouwd. Zeker wanneer sprake is van een (complex) mengsel van metalen dient het eerder beschouwd te worden als een schakel binnen het totale verwerkingsproces. De pyrohydrolyzer alleen als een op zichzelf staand proces worden toegepast in toepassingen waarin alle componenten in het calcinaat worden opgenomen, zoals bij de verwerking van ijzerchloride oplossingen en de produktie van zuivere oxides en mengoxides.

Bij pyrometallurgie wordt gebruikt gemaakt van verschillen in vluchtigheid en smeltgedrag van metalen. Als 'sturingsmechanisme' dient het reducerend respectievelijk oxiderend karakter van het milieu waarin pyrometallurgie wordt bedreven.

In de pyrohydrolyse wordt zoutzuur gebruikt om een scheiding te kunnen maken tussen vluchtige metaalchlorides en niet-vluchtige oxides. Hierdoor is het niet nodig metaalionen te reduceren; de aanwezige kationen kunnen als zodanig behandeld worden. Aangezien het vervluchtigen van de metaalchlorides veelal bij een aanzienlijk lagere temperatuur uitgevoerd kan worden dan de vervluchtiging van de overeenkomstige metalen, en de metaalionen

bovendien niet gereduceerd behoeven te worden, is het energieverbruik van pyrohydrolyse lager dan van conventionele pyrometallurgie.

Hydrometallurgie maakt ook gebruik van het oplossen, scheiden en weer als monoslib neerslaan van metalen door diverse behandelingen met zuren, basen, complexvormers en scheidingsstappen. De scheiding is echter niet gebaseerd op een thermische stap, maar bijvoorbeeld extractie van een metaal in complexvorm in een apolair oplosmiddel en/of elektrolyse.

2.20 Immobilisatietechnieken

2.20.1 Inleiding

Immobilisatie is een techniek waarbij verontreinigingen in afvalstoffen duurzaam worden vastgelegd. De volgende definitie voor immobilisatie wordt gehanteerd:

Immobilisatie is een technologische ingreep, waarbij de fysische en/of chemische eigenschappen van een afvalstof worden gewijzigd, zodanig dat de kans op verspreiding van milieugevaarlijke stoffen door uitloging, erosie of verstuiving op de korte en lange termijn wordt verminderd.

Er zijn drie immobilisatietechnieken te onderscheiden:

- a. technieken gebaseerd op anorganische toevoegingen / bindmiddelen ('koude' immobilisatie);
- b. technieken gebaseerd op organische bindmiddelen;
- c. thermische technieken ('warme' immobilisatie).

De volgende paragrafen gaan in op de genoemde technieken. Daarbij wordt tevens ingegaan op de te verwachten milieu-effecten. Een generieke, kwantitatieve weergave van milieu-effecten is nog niet goed mogelijk.

2.20.2 Koude immobilisatie op basis van anorganische toevoegingen / bindmiddelen

Procesvoering

Bij deze technologie wordt de afvalstroom gemengd met chemische stabilisatiemiddelen en vervolgens wordt meestal cement of een mengsel van kalk en (poederkool-)vliegashoeveel toegevoegd. Deze vorm van immobilisatie wordt meestal 'koude' immobilisatie genoemd. Hierna vindt eventueel verdichting en tenslotte uitharding plaats om een vorm-vast immobilisaat te verkrijgen. De verontreinigingen worden op deze wijze opgesloten in een calcium-silicaat matrix en de additieven die worden toegevoegd (additieven ten behoeve van neutralisatie, oxydatie, reductie, ionenwisseling e.d.) kunnen bovendien een extra chemische binding van de verontreinigingen bewerkstelligen. De keuze van additieven hangt af van de te verwerken afvalstof. Het proces is met relatief eenvoudige apparatuur uit te voeren en daarom weinig complex. Tevens is het energieverbruik van dit koude immobilisatieproces gering. Emissies naar de lucht in de vorm van vluchtige organische componenten of in de

vorm van stof kunnen worden beperkt door te werken met gesloten systemen. Indien een ontwatering van de afvalstroom nodig is voorafgaand aan het proces kan afvalwater ontstaan. Met deze techniek kan bijvoorbeeld verwerkt worden: afvalzuur uit de galvanische industrie en ertsbereiding, galvanische slibben, slakken, vliegassen, grond(residu) en zuiveringsslibas.

Eindprodukt

Het eindprodukt is een vast materiaal die in een aantal gevallen ingezet zou kunnen worden als bouwstof. Voorbeelden hiervan zijn toepassing in dijklichamen, geluidswallen, afdekking van stortplaatsen, wegenbouw, bouwmaterialen (onder andere in beton). Afhankelijk van de uitlooggegevens kan het zijn dat de eindbestemming storten is, maar dan in een gunstiger stortregime. De regelgeving hieromtrent is nog niet geheel ingevuld. Met name ten aanzien van de beoordeling van de duurzaamheid van immobilisaten bestaan nog aanzienlijke kennisleemtes.

Stand van Zaken

Zoals aangegeven in de hoofdtekst, is de regelgeving omtrent nuttig toepassen van immobilisaten nog niet uitgekristalliseerd. Hierdoor wordt het toepassen van immobilisaten sterk belemmerd. Op kleine schaal wordt immobiliseren gevolgd door storten toegepast. Echter, grootschalige toepassing van anorganische immobilisatie is in Nederland nog niet uitgevoerd. In het buitenland wordt deze technologie wel veelvuldig toegepast.

2.20.3 Koude immobilisatie op basis van organische toevoegingen / bindmiddelen

Procesvoering

Bij deze techniek worden thermoharders of thermoplasten als bindmiddel gemengd met de afvalstoffen. Hierbij treedt geen chemische interactie op tussen de afvalstof en de matrix, zodat de immobilisatie geheel fysische van aard is. De matrix is nauwelijks doorlaatbaar voor water zodat de uitloging van verontreinigingen gering is. De uitloging op langer termijn kan echter onzeker zijn door degradatie van de matrix. Indien de afvalstof geïmmobiliseerd wordt door middel van een thermoharder, dan worden de afvalstof en een organisch monomeer gedispergeerd waarna een uithardingsreactie kan plaatsvinden. Bij insluiting van een afvalstof in bitumen of een andere thermoplast, worden de matrix en de afvalstof gemengd door middel van bijvoorbeeld een extruder.

Het proces vraagt slechts een gering energieverbruik. Doordat de afvalstof min of meer droog moet zijn, kan er afvalwater ontstaan. Tevens kunnen enkele gasvormige emissies optreden doordat er gewerkt wordt bij verhoogde temperatuur; het gebruik van gesloten mengapparatuur is daarom in veel gevallen noodzakelijk.

Eindprodukt

Producten met bitumen als bindmiddel worden nuttig toegepast in de wegenbouw. Er bestaat echter nog onzekerheid over de milieuhygiënische consequenties van het op deze wijze nuttig toepassen van immobilisaten. De eindproducten met andere organische bindmiddelen worden overwegend gestort.

Stand van Zaken

Het immobiliseren van AVI-vliegas met bitumen in de wegenbouw wordt grootschalig toegepast. Daarentegen is bij de toepassing van andere thermoplasten en thermoharders de

technologie duur en wordt daardoor tot nu toe alleen gebruikt voor het immobiliseren van radio-actief afval.

2.20.4 Thermische immobilisatie

Bij thermische immobilisatie zijn twee varianten te onderscheiden:

- sinteren, waarbij het materiaal tot net onder het smeltpunt wordt verhit;
- smelten, waarbij het materiaal geheel gesmolten wordt.

Bij het sinterproces blijft de kristalstructuur van het materiaal voor een groot gedeelte intact. Het sinterproces geeft daarom vooral een fysische inkapseling van de verontreinigingen. Daarentegen ontstaat bij smeltprocessen na afkoeling een nieuw silicaat-rooster waarin de niet-vluchtige zware metalen opgenomen kunnen worden. Hierdoor zal de beschikbaarheid voor uitloging van deze verontreinigingen sterk verminderen. Een deel van de verontreinigingen of andere resten uit de afvalstroom worden niet in het kristalrooster opgenomen.

Procesvoering

De samenstelling van de afvalstroom speelt een bepalende rol bij de procesvoering vanwege:

- * de mogelijke aanwezigheid van vluchtige componenten. Deze componenten zullen zich bij smelten van de afvalstof verdelen over de slak, het vliegias of het rookgasreinigingsresidu.
- * de aanwezigheid van voldoende matrixvormende componenten. Er kunnen eventueel toeslagstoffen worden gebruikt om de samenstelling van het materiaal dusdanig te optimaliseren dat een goed glasachtig of kristallijn produkt kan ontstaan.
- * de hoeveelheid organisch materiaal. Organisch materiaal kan dienen als energiebron voor het smeltproces.

Als de samenstelling van de afvalstroom redelijk constant is, kan gekozen worden voor een gecombineerde verbrandings-/smeltoven. Indien de samenstelling echter een grote variatie vertoont, kan beter gewerkt worden met afzonderlijke verbrandings- en smeltovens. Als de samenstelling sterk varieert, worden hoge eisen gesteld aan de procesbesturing. Verder zal een rookgasreinigingsinstallatie in bijna alle gevallen noodzakelijk zijn. Bij afvalstoffen met een hoog vochtgehalte kan het wenselijk zijn ze voor de thermische immobilisatie te ontwateren. Hierbij zal dan afvalwater ontstaan. Er zijn hoge investeringskosten bij deze vorm van immobiliseren noodzakelijk.

Afvalstoffen die met deze techniek verwerkt kunnen worden zijn bijvoorbeeld: vliegassen, slakken, olieraffinaderij afval, jarosiet, baggerspecie, zuiverings-slib(as), verontreinigde grond en vliegias.

Eindprodukt

Thermische immobilisatieprocessen leveren vaak eindprodukten op die nuttig kunnen worden toegepast. Voorbeelden hiervan bij de sinterprocessen zijn straattegels, bakstenen, en kunstgrind.; bij de smeltprocessen gaat het bijvoorbeeld om granulaat voor toepassing in cement, wegfundering of geluidswallen, minerale wol, bouwmaterialen en zandstraalmiddelen. Tevens kunnen vormgegeven blokken geproduceerd worden. Ook hier geldt weer dat de regelgeving voor het nuttig toepassen nog niet is afgerond.

Stand van Zaken

Er is een aantal proefinstallaties in Nederland in aanbouw (voor bijvoorbeeld baggerspecie en zuiveringsslib). In het buitenland wordt al grootschalige met behulp van deze technologie geïmmobiliseerd.

2.21 Deeltjesscheidingstechnieken (DST)

2.21.1 Inleiding

Een scheidingstechniek scheidt materiaal in twee of meer delen namelijk een gewenste fractie en een of meer restfracties. Dit scheiden gebeurt op een verschil in fysische grootheden (grootte, dichtheid, etc.) Het scheiden van een verontreinigd bulkmateriaal is gericht op het verkrijgen van een hoeveelheid gereinigd produkt die veel groter moet zijn dan de hoeveelheid geconcentreerde verontreiniging (restfractie) en bovendien een zodanige kwaliteit bezit dat nuttige toepassing mogelijk wordt (al dan niet na een nabewerking).

De af te scheiden deeltjes zullen andere fysische eigenschappen moeten hebben dan het bulkmateriaal. Klassiek onderscheiden we een aantal voorkomensvormen van verontreiniging. De vorm van voorkomen bepaald de toepasbaarheid van technieken. De volgende voorkomensvormen onderscheiden worden:

Deeltje:

de verontreiniging komt voor in een ander soort deeltje als het bulkmateriaal. door de vreemde deeltjes af te scheiden, wordt tevens de verontreiniging verwijderd.

Coating:

de verontreiniging zit aan het bulkmateriaal versmeerd. Het deeltje kan hierdoor andere fysische eigenschappen hebben. Deze verschillen zijn echter minder nadrukkelijk dan bij een voorkomen als deeltje.

Geadsorbeerd:

de verontreiniging is diffuus aanwezig in een dunne laag op of in het deeltje. De fysische eigenschappen van de deeltjes worden niet beïnvloed door de verontreiniging. Deeltjesscheidingsstechnieken hebben geen effect op deze voorkomensvorm.

Opgelost:

de verontreiniging bevindt zich niet aan de deeltjes maar in de waterfase tussen de deeltjes.

Verontreinigd materiaal bevat vaak meerdere van de genoemde categorieën. Om scheidingstechnieken te kunnen toepassen is het veelal noodzakelijk dat het verontreinigd materiaal wordt gemengd met water tot een slurry. Er wordt dan gesproken over natte deeltjesscheidingsstechnieken.

2.21.2 Beschrijving scheidingssystemen

De volgende technieken kunnen worden onderscheiden:

- scheidingssystemen op basis van een zeefwerking (geschikt voor afscheiding van grotere deeltjes met afmetingen vanaf 500 μm , diverse uitvoeringsvormen, o.a. zeefbochten, trilzeven, etc.)-scheidingssystemen op basis van zwaartekracht (geschikt voor afscheiding van deeltjes groter dan 50 μm à 100 μm , scheiding op verschil qua vorm, grootte of dichtheid, uitvoeringsvormen o.a. opstroomkolom en bezinker)
- scheidingssystemen op basis van centrifugaalkrachten (hydrocyclonen, voor deeltjes groter dan 10 à 20 μm ; scheiding op verschil in grootte, vorm of dichtheid)
- scheidingssystemen op basis van flotatie (scheiding op basis van verschil in oppervlakte-eigenschappen)
- gravitatieve scheidingssystemen uit de ertsverwerking (scheiding op basis van verschil qua vorm, dichtheid of grootte, uitvoeringsvormen o.a. jig, spiraaltechnieken)

De meest bekende en toegepaste scheidingstechnieken zijn zeven, hydrocyclonen, spiraaltechnieken en flotatie.

Zeven

Het zeven van materiaal heeft tot doel twee of meer partijen te creëren met verschillende deeltjesgrootteverdelingen. Het zeven kan zowel onder droge condities als in of met behulp van een vloeistof plaatsvinden. Veelal zijn er meerdere redenen om tot zeven over te gaan. Vaak heeft het zeven als nevendoel de verontreinigingen te verwijderen dan wel te concentreren.

Zeven kan worden toegepast op vaste stoffen met granulair karakter, al dan niet in een slurry. Van belang is dat de te scheiden deeltjes niet sterk onderling verkleefd zijn. In de praktijk ligt de maaswijdte van zeefdek en dus de scheidingsdiameter tussen minimaal circa 0.04 mm en minimaal circa 300 mm.

Hydrocyclonage

Hydrocyclonage is een classificatietechniek, waarbij de deeltjes van elkaar worden gescheiden, voornamelijk op basis van hun gewicht. Door centrifugale krachten veroorzaakt door de tangentiële stroming in een hydrocycloon, worden de bulkdeeltjes naar de buitenwand van de hydrocycloon en bovendien langs de wand naar beneden getransporteerd. De deeltjes worden aan de onderzijde met een klein deel van de vloeistof afgevoerd (onderloop). Omdat de verblijftijd in de cycloon beperkt is worden deeltjes naarmate ze lichter zijn steeds slechter afgescheiden. De lichtere deeltjes gaan grotendeels met het grootste deel van de vloeistof naar boven en verlaten de cycloon aan de bovenzijde (bovenloop). De verontreinigingen zoals zware metalen en organische verontreinigingen zijn meestal sterk geadsorbeerd aan de kleine deeltjes en de organische stof. Deze lichte fracties worden bij hydrocycloneren gescheiden van de relatief schone zandfractie.

Flotatie

Flotatie of schuimscheiding is een scheidingstechniek waarbij gebruik gemaakt wordt van een verschil in oppervlaktelading van de afzonderlijke deeltjes. Verontreinigde deeltjes worden in de waterfase uit de bulkmatrix afgescheiden. Een voorwaarde voor de toepassing van flotatie voor het verwijderen van verontreinigingen is dat de verontreiniging als deeltje gekarakteriseerd moet zijn. Het verschil in oppervlaktelading, dat aanwezig is tussen een verontreinigd deeltjes en een zand- of kleideeltje, wordt benut door een oppervlakteactieve stof aan het oppervlak van de verontreiniging te laten hechten. Door deze hechting wordt de verontreiniging hydrofoob. Dit verschil in fysieke eigenschappen wordt vervolgens benut door

toevoeging van luchtbellens aan de slurry. De hydrofobe deeltjes hechten zich aan de luchtbellens en worden afgevoerd.

Spiraaltechniek

De scheiding in een spiraal berust op ontmenging van twee deeltjes uit suspensie bij doorstroming door een spiraalvormige stroomgoot. Door de centrifugale kracht beweegt de suspensie zich tegen de buitenzijde van de spiraal, terwijl de zware deeltjes zich tengevolge van de zwaartekracht ontmengens uit de suspensie en concentreren aan de binnenzijde van de spiraal. Een spiraal is geschikt voor afscheiding van zware en/of lichte verontreinigde deeltjes uit materiaal met een korrelgrootte van 1.7 mm tot circa 0.075 mm. De te scheiden deeltjes moeten echter minimaal 1000 kg/m³ in dichtheid verschillen om een goede scheiding te verkrijgen.

Eindprodukt

Als eindprodukt ontstaat een gereinigd produkt en een reststroom met hierin geconcentreerd de verontreinigingen. Het eindprodukt zal altijd nog een restconcentratie aan verontreinigingen bevatten. De haalbare eindconcentratie is afhankelijk van de beginconcentratie, aard en heterogeniteit van het materiaal, aard en verdeling van de verontreinigingen, etc. Afhankelijk van de te stellen eisen aan het eindprodukt kan een nareinigingsstap volgen (polishing).

Stand van zaken

Scheidingstechnieken worden oa. toegepast bij (natte) grondreiniging, baggerspecieverwerking en verwerking van bouw- en slooafval. De meest toegepaste technieken zijn zeven, hydrocyclonen, spiraaltechnieken en flotatie. De keuze van een deeltjesscheidingstechniek of een combinatie van technieken wordt bepaald door de verdeling van de verontreinigde deeltjes over de diverse korrelfracties, en vorm en dichtheid van de verontreinigde deeltjes.

2.22 Produktie van algemeen toegepaste goederen ('utilities')

In vrijwel elke LCA wordt gebruik gemaakt van een aantal toegeleverde diensten: de zogenaamde 'utilities'. Het betreft basisprocessen binnen de huidige economie zoals:

- het opwekken van elektriciteit;
- het genereren van warmte door middel van het verstoffen van gas of olie;
- het transporteren van goederen per truck.

De milieu-ingrepen die die samenhangens met het leveren van een dergelijke dienst of een dergelijk produkt zijn meestal uit de literatuur bekend of zijn reeds opgeslagen in LCA-databases. Binnen dit project is gebruik gemaakt van de data die ook in de zogenaamde 'Kunststofstudie' (Sas, 1994) en het MER TJP.A II zijn gebruikt (AOO, 1995a). Tabel B2.4 geeft deze data weer. Voor warmte-opwekking met olie zijn data overgenomen uit de rapportage uit het Eco-indicatorproject (Goedkoop, 1995). Voor elektriciteitsproductie met kolen is gebruik gemaakt een classificatietabel beschikbaar bij TNO. Per MJ elektriciteit gaat het om de volgende scores: Humane toxiciteit: 1.33E-06 ton Ig/jr.; Aquatische ecotoxiciteit: 1.32E-10 m³ water; Broeikaseneffect: 2.66E-04 ton CO₂-equivalent; Ozonlaagaantastend vermogen: 0; Smogvorming: 8.28e-09 etheen-equivalent; Verzuring: 1.02E-06 SO₂-equivalent; Vermesting: 7.60E-08 fosfaat-equivalent; Volume afvalstort: 3.11E-06 ton; Energieverbruik: 3.38 MJ. De score op afvalstort is laag ten opzichte van de CE-data voor de

gemiddelde Nederlandse elektriciteitsproductie; mogelijk is in de CE data rekening gehouden meer een hoger stortvolume van mijnsteen. Bijgaande tabel geeft de milieu-ingrepen gerelateerd aan de productie van de overige utilities:

- 1 ton 50 % NaOH;
- 1 ton CaO;
- 1 ton zand (AOO, 1995a); deze milieu-ingrepen worden vooral veroorzaakt door het transport van zand naar de locatie waar dit wordt toegepast;
- 1 ton ijzer (AOO, 1995a); overigens is in deze AOO-cijfers waarschijnlijk een te laag energie-gebruik gehanteerd (Dusseldorp, 1996);
- 1 km transport met een truck die minimaal 16 ton vervoert; hierbij zijn de milieu-ingrepen onafhankelijk verondersteld van de belading (Sas, 1994);
- 1 MJ elektriciteit;
- 1 MJ thermische energie met behulp van aardgas (inclusief de ingrepen bij de aardgaswinning);
- 1 MJ thermische energie met behulp van olie (inclusief de ingrepen bij de oliewinning)
- 1 MJ dieselolie (inclusief de ingrepen bij olie-winning, transport en raffinage);
- 1 MJ aardgas;
- 1 MJ steenkool;
- 1 MJ ruwe olie.

In principe zijn alle aangegeven milieu-ingrepen *inclusief* de milieu-ingrepen die optreden in de voorafgaande ketens. De opgegeven milieu-ingrepen voor de productie van 1 MJ elektriciteit zijn dus *inclusief* de winning van de voor de Nederlandse situatie relevante mix aan kolen, olie en gas. De achterliggende aannamen zijn uitgebreid beschreven in (Sas, 1994) en (AOO, 1995a). Net als in het MER TJP.A II wordt er daarom van afgezien deze beschrijving hier te herhalen. Verwezen wordt naar het betreffende rapport. Op twee punten is beargumenteerd afgeweken van de data uit deze literatuur:

- de N_2O -emissie bij warmteopwekking met aardgas uit (Sas, 1994) is even hoog als de NO_x -emissie. Dit lijkt onjuist, daar bij de meeste processen deze verhouding 1 : 10 is. De hoge N_2O -emissie heeft veel invloed op scores op broeikas-effect. Er is daarom gerekend met een N_2O -emissie die 10 % van de NO_x -emissie bedraagt;
- de C_xH_y -emissie bij warmteopwekking met behulp van oliestook uit het Eco-indicator-rapport is direct overgenomen uit het zogenaamde BUWAL-rapport (Ahbe, 1990). Inmiddels is echter bekend dat voor een realistische beoordeling op humane toxiciteit en smogvorming deze data moeten worden uitgesplitst in CH_4 en andere C_xH_y . De data uit (Sas, 1994) zijn in overleg met de ETH Zurich wel op een dergelijke wijze gecorrigeerd. Sas geeft tevens aan, dat bij de *winning* van olie de C_xH_y -emissie vrijwel volledig uit CH_4 bestaan, en voor de overige processtappen vrijwel geheel uit overige koolwaterstoffen. Volgens het Eco-indicatorrapport is voor 1 MJ warmte 1,08 MJ olie nodig. Bij winning van 1,03 MJ olie ontstaat 111 mg CH_4 ; voor 1,08 MJ is dit circa 120 mg. De overige C_xH_y -emissies uit het Eco-indicatorrapport zijn als overige koolwaterstoffen aangemerkt.

Tabel B2.4: Milieu-ingrepen voor de productie van enkele basisgoederen of diensten (emissies in ton)

PROCES STOF	Stoom/Warmte 1 MJth, olie	Ijzer 1 ton	NaOH 50 % 1 ton	CaO 1 ton	Zand e.d. 1 ton	Transport 1 km>16 ton	Electra 1 MJe	Stoom/Warmte 1 MJth, gas	Diesel 1 MJ	Aardgas 1 MJ	Steenkool 1 MJ	Ruwe olie 1 MJ
Emissie water												
Cd		7.00E-09										
Cr		1.00E-07										
Cu		1.60E-07										
Ni		1.00E-07										
Pb		2.00E-07										
Zn		1.10E-06										
NO ₃		2.70E-04										
Olie	3.97E-09	1.23E-06	1.52E-05	1.23E-06	2.52E-08	6.00E-08			4.10E-09			3.80E-09
PAK		1.00E-08										
CZV	4.39E-10											
BOD	1.46E-10											
Emissie lucht												
As		6.60E-08										
Cd		9.00E-08										
Cr		6.40E-08										
Cu		1.20E-06										
Hg		7.03E-08	4.21E-08	1.17E-09			7.80E-12					
Ni		7.00E-09										
Pb		7.00E-06										
Zn		2.80E-07										
Stof	2.68E-08	2.63E-05	7.19E-05	1.62E-05	5.46E-07	1.30E-06	9.40E-09	4.00E-10	5.70E-09	2.00E-10	4.50E-09	1.50E-09
Cl (HCl)		7.20E-04										
F (HF)		9.26E-06	9.72E-06	2.70E-07			1.80E-09					
SO ₂	7.52E-07	2.51E-02	1.78E-03	2.03E-04	7.14E-07	1.70E-06	2.62E-07	5.20E-08	9.90E-08	4.70E-08	1.10E-08	1.70E-08
H ₂ S		9.60E-05										
NO _x	2.20E-07	1.53E-03	2.04E-03	1.17E-04	7.39E-06	1.76E-05	3.44E-07	6.10E-08	4.90E-08	1.10E-08	9.30E-09	1.10E-08
CO ₂	8.65E-05	7.48E-01	1.01E+00	8.49E-01	4.62E-04	1.10E-03	1.82E-04	6.30E-05	6.90E-06	6.20E-06	5.60E-06	1.90E-06
N ₂ O	1.61E-08	1.17E-05	1.50E-04	1.71E-05	8.40E-09	2.00E-08	2.70E-08	6.10E-09	1.20E-09	1.20E-09	3.60E-09	3.00E-10
CO	1.22E-08	1.17E-04	1.10E-04	1.73E-05	2.69E-06	6.40E-06	1.60E-08	1.40E-08	6.40E-09	3.60E-09	1.80E-09	5.50E-09
C _x H _y	4.96E-08	6.58E-04	2.20E-04	3.08E-05	1.60E-06	3.80E-06	6.40E-09	2.10E-09	5.00E-08	1.90E-09	3.80E-09	1.50E-09
CH ₄	1.25E-07	3.80E-04	4.95E-03	2.40E-03	6.72E-07	1.60E-06	8.40E-07	6.00E-08	1.11E-07	4.50E-08	7.66E-07	1.11E-07
TCDD		4.00E-12										
PAK		7.20E-07										
NH ₃	4.87E-10											
Ec. input												
MJ en. drager	1.13E+00	1.32E+03	1.79E+04	6.18E+03	6.05E+00	1.44E+01	2.56E+00	1.18E+00	1.09E+00	1.10E+00	1.09E+00	1.03E+00
Ec. output												
Afvalstort		9.24E-03	8.52E-04	2.88E-05	1.47E-07	3.50E-07	1.40E-07		2.60E-08			
Stort mijnafval	3.80E-08		1.19E-01	6.40E-02	6.72E-08	1.60E-07	2.20E-05	9.00E-08	1.40E-08	8.00E-08	2.16E-05	1.40E-08

N.B. Ingrepen voor NaOH, CaO en ijzer zijn inclusief energie-verbruik en andere grond- en hulpstoffen

BIJLAGE 3: ALLOCATIE VAN EMISSIES

3.1 Inleiding

De meeste afvalverwerkende processen kennen een zogenaamde 'meervoudige input of output'. Zij leveren behalve de dienst 'afvalverwerking' nog een aantal andere produkten of diensten. Dit betekent dat de emissies uit een afvalverwerkend proces op de een of andere manier aan het afval en de andere inputs of outputs moet worden gealloceerd. Deze bijlage bespreekt twee methoden: allocatie op basis van het concept van 'vermeden emissies' en allocatie op basis van een verdeelsleutel gebaseerd op economische waarde. Bij deze laatste methode wordt nog korte een derde mogelijke variant behandeld: 'open loop' recycling. Paragraaf 3.2 van deze bijlage geeft een theoretische vergelijking. Tevens beargumenteert deze paragraaf de voorkeur voor het concept van vermeden emissies. Paragraaf 3.3 geeft een aantal rekenvoorbeelden. Omdat de discussie met name speelt voor verbrandbaar afval zijn de voorbeelden toegesneden op cementovens en DTO's. Paragraaf 3.3 geeft daarmee tevens de achtergrond achter een aantal berekeningen gepresenteerd in het hoofdstuk 'Te verbranden afvalstoffen' in de hoofdtekst. Onder andere wordt de berekening van de score van niet-surplusstromen toegelicht.

3.2 Allocatiemethoden -theorie

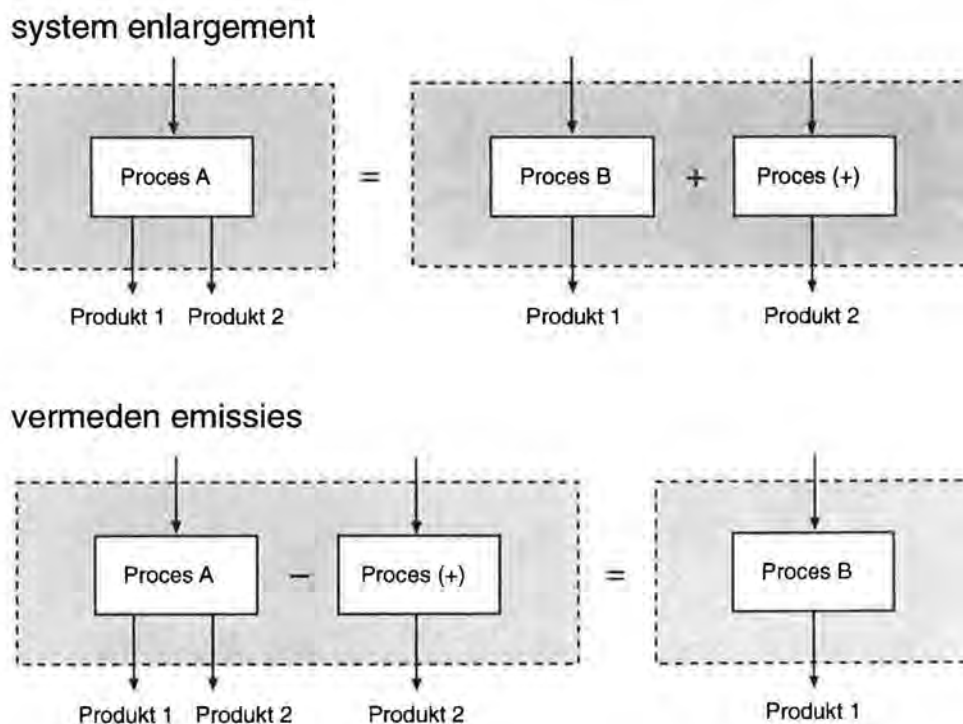
3.2.1 Inleiding

De meeste afvalverwerkende processen leveren behalve de dienst 'afvalverwerking' nog een aantal andere produkten of diensten. Vaak zal het nevenprodukt van afvalverwijderingsproces A een ander nevenprodukt zijn dan van verwijderingsproces B. Proces A en B mogen op dat moment niet direct met elkaar vergeleken worden. Ze leveren immers een verschillend pakket aan diensten en produkten. Er zal op de een of andere manier een correctie moeten worden aangebracht, waardoor de vergeleken opties *wel* betrekking hebben op hetzelfde pakket aan diensten en produkten. Dan pas is er sprake van een eerlijke vergelijking.

De LCA-theorie kent twee gangbare methoden om dit zogenaamde allocatieprobleem op te lossen.

De *eerste* methode corrigeert door aan de proces A een *extra* proces toe te voegen waarmee op een gangbare wijze het nevenprodukt uit proces B wordt gemaakt en omgekeerd. Door het toevoegen van dergelijke processen ontstaan twee nieuwe systemen A^+ en B^+ , die *wel* exact hetzelfde pakket aan diensten en produkten leveren. Dit wordt ook wel 'system enlargement' genoemd. Een variant op system enlargement is de het concept van 'vermeden emissies'. Hierbij wordt van proces A een proces *afgetrokken* waarmee op een gangbare wijze het nevenprodukt uit proces A wordt gemaakt. Zo houdt men een gecorrigeerd systeem A over, dat alleen nog betrekking heeft op de dienst afvalverwerking. Bij proces B gebeurt hetzelfde. Qua resultaat voor is er voor de onderlinge vergelijking van A en B geen verschil tussen 'system enlargement' en 'vermeden emissies'. De resulterende verschillen in scores zijn absoluut gezien hetzelfde. Figuur B3.2.1 geeft de gevolgde werkwijze bij 'system enlargement' en 'vermeden emissies' weer.

Figuur B3.2.1: Allocatie volgens system enlargement en vermeden emissies



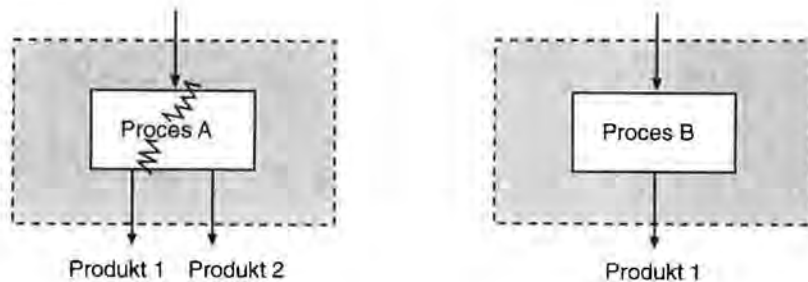
Een *tweede* methode is het bepalen van een verdeelsleutel waarmee de emissies uit de multifunctionele processen aan de individuele produkten of diensten worden toegerekend. Als basis voor het bepalen van de verdeelsleutel zijn verschillende mogelijkheden denkbaar:

- *op basis van massa*: de milieu-ingrepen worden toegerekend naar de verhouding in massastromen van de verschillende produkten;
- *op basis van economische waarde*: de milieu-ingrepen worden toegerekend naar de verhouding van de economische waarde van de individuele produkten;
- *op basis van causaliteit*: men kan proberen de individuele emissies op basis van fysisch-chemische causaliteit zoveel mogelijk logisch beredeneerd aan één van de twee produkten toe te rekenen.

Bij afvalverwerking is het vaak lastig om de hoofd- en nevenprodukten in gewicht uit te drukken (denk bijvoorbeeld aan de 'dienst' afvalverwerking waarbij gecombineerd het 'nevenprodukt' elektriciteit wordt gemaakt). Ook is een causale toerekening vaak onmogelijk. In praktijk wordt daarom vaak de economische waarde van de geproduceerde goederen en diensten als verdeelsleutel gebruikt. Figuur B3.2.2 geeft deze werkwijze weer.

Op basis van de LCA-theorie is in het geval van afval nog een derde variant mogelijk: 'open loop'-recycling. Deze vorm van recycling vindt plaats als een afvalstof ingezet wordt als grondstof in een andere kringloop. De inzet van afval als brandstof kan eventueel op deze manier worden beschouwd. Aan de keten waar het afval uit afkomstig is wordt de

Figuur B3.2.2: Verdeling op basis van economische waarde



milieubelasting veroorzaakt door eventuele opwerking aangerekend. Die keten heeft echter wel het voordeel dat de ingrepen die normaal met afvalverwerking gepaard gaan vervallen. De milieu-ingrepen die gepaard gaan met het *toepassen* van de afvalstof worden geheel aan de nieuwe keten toegerekend. Dergelijke milieu-ingrepen waren echter ook ontstaan bij het toepassen van grondstof. De nieuwe keten heeft echter wel het voordeel dat de normale grondstofwinning niet meer hoeft plaats te vinden. Deze situatie is eigenlijk een extreem van de allocatiemethode in figuur B3.2.2: er is geen sprake meer van een het *leveren* van een tweede 'dienst' afvalverwerking, maar van *inzet* van een grondstof. In feite leidt dit tot een verdeelsleutel die geheel geen emissies aan de inzet van het afval toekent.

3.2.2 Uitwerking 'vermeden emissies' en 'system enlargement'

Voor verwerking van afval in cementovens en DTO's leidt allocatie op basis van 'vermeden emissies' en 'system enlargement' tot de volgende situatie.

De cementoven produceert cement en zet het afval in in plaats van brandstof. Netto heeft men dus te maken met het verschil in emissies van het verbranden van afval en het verbranden van brandstof. De procesgebonden emissies hangen niet van de samenstelling van een (afval)brandstof af, maar hebben te maken met de procescondities. Een voorbeeld is de emissie van thermisch NO_x , die afhangt van o.a. de temperatuur, verblijftijd en zuurstofgehalte in het proces. Omdat verondersteld wordt dat door de inzet van afval geen wijziging optreedt, worden geen extra procesgebonden emissies aan het afval gealloceerd. Het verschil in componentgebonden emissies is afhankelijk van het verschil in samenstelling van de normaliter gebruikte brandstof en de samenstelling van het afval. Een knelpunt is dat het in de praktijk vrij lastig is om vast te stellen welke primaire grondstof bij cementovens nu exact door het verstoken van afval wordt vervangen. Dit is ondervangen door een aantal mogelijke vervangingsopties door te rekenen: kolen, ruwe olie of stookolie. De invloed van de vervanging op de hoeveelheid ingezette *anorganische* grondstoffen is verwaarloosd.

Door de inzet van afval in plaats van brandstof hoeft deze laatste niet meer te worden geproduceerd. De normaliter optredende emissies bij het produceren van brandstof kunnen daarom ook als 'vermeden' beschouwd. Als uitgegaan wordt van het vervangen van kolen is dit mogelijk niet in alle gevallen een juiste aanname, omdat cementovens ook wel afval uit de kolenwinning inzetten. De produktie van dit bijprodukt zal door de inzet van afval in een cementoven niet vermeden (kunnen) worden.

De DTO levert bij de verwerking van afval elektriciteit en warmte. De emissies die normaliter ontstaan bij het maken van elektriciteit en warmte worden als 'vermeden' beschouwd en afgetrokken van de emissies die de DTO genereert. In principe moet men daarbij uitgaan van gemiddelde, representatieve processen voor de Nederlandse situatie, net zoals dit bijvoorbeeld bij het *verbruik* van elektriciteit in LCA's gebeurt.

In het geval van 'system enlargement' wordt juist omgekeerd geredeneerd. Als het afval in een cementoven wordt ingezet moet daarnaast nog de produktie van een hoeveelheid elektriciteit en warmte in rekening worden gebracht, omdat die anders door de DTO was geleverd. Als het afval in de DTO wordt verwerkt zal er nog steeds energiedrager moeten worden ingezet voor de produktie van cement. De normaliter optredende emissies bij het produceren van brandstof en het verbranden ervan in een cementoven worden opgeteld bij die van de DTO.

3.2.3 Uitwerking 'economische waarde'

De DTO en cementoven worden beschouwd als installaties die meerdere produkten of diensten leveren. Elk van die produkten of diensten moet dus 'gestraft' worden door het toerekenen van een *deel* van de emissies uit dat proces. Als verdeelsleutel kan bijvoorbeeld de *economische waarde* van de verschillende produkten of diensten worden gebruikt. Bij DTO en de cementoven gaat het om de volgende produkten en diensten:

Cementoven:

- produkt 1: cement;
- produkt 2: afvalverwerking;

DTO:

- produkt 1: elektriciteit;
- produkt 2: warmte;
- produkt 3: afvalverwerking.

Na verdeling kan het produkt 'afvalverwerking' van de cementoven vergeleken worden met het produkt 'afvalverwerking' van de DTO.

Indien men uitgaat van 'open loop' recycling wordt de cementoven geacht geen tweede produkt 'afvalverwerking' te hebben. De inzet van afval wordt voor de cementproduktie volledig als inzet van grondstof beschouwd, alle emissies worden toegerekend aan de cement.

3.2.4 Discussie

Het voordeel van de in de vorige paragraaf genoemde methode is dat 100 % van de emissies worden toebedeeld aan de diverse diensten. Een ander voordeel is dat geen tot op zekere hoogte arbitrair gekozen 'extra' processen hoeven te worden toegevoegd aan het systeem. Tegelijkertijd is dit ook een nadeel. Men richt zich in de vergelijking bewust nog maar op één van de produkten: afvalverwijdering. Voordelen die bij een alternatief bij de *andere* produkten/diensten optreden blijven buiten beschouwing.

Een voorbeeld: het verstoken van 1 MJ brandstof en 1 MJ afval in een cementoven leidt tot dezelfde procesgebonden emissies. Deze emissies worden echter bij de inzet van afval anders toegerekend dan bij de inzet van brandstof. Brandstof wordt immers gezien als een grondstof voor de functie 'cement maken'; de emissies worden voor 100 % aan het produkt cement toegerekend. Bij het verbranden van afval wordt echter de functie 'afvalverwerking' aan het systeem toegevoegd. Deze nieuwe functie krijgt nu een deel van de (in totaal even hoge) procesgebonden emissies toegerekend. De logische consequentie van deze overboeking is dat de emissies van de functie 'cement maken' met dezelfde hoeveelheid *vermindere*n. Schematisch weergegeven (met x als verdeelsleutel is tussen de functie cement maken en afvalverwerking):

Cementoven met kolenstook (procesgebonden emissies = 100 %):

- produkt 1: cement (100 % procesgebonden emissies)

Cementoven met bijstoken van afval (procesgebonden emissies = 100 %):

- produkt 1: cement ((100-x) % procesgebonden emissies)
- produkt 2: afvalverwerking (x % procesgebonden emissies)

Binnen de allocatiemethodiek is dit een logische consequentie. Verwacht wordt, dat deze allocatiemethode meestal tot een voorkeur zal leiden voor een DTO boven een cementoven, omdat de emissie-eisen voor gewone stookinstallaties nu een keer veel minder streng zijn dan bij DTO's. Als deze hoge emissies voor een deel aan het afval toegerekend zullen gaan worden zal dit al snel slechter scoren dan verwerking in een DTO. Een keuze voor de DTO leidt voor de functies afvalverwerking en cementproductie *gezamenlijk* echter tot een *toename* van de (procesgebonden) emissies:

Alternatief 1: cement maken in cementoven, afvalverwerking in DTO

- | | |
|---|-------|
| - emissies cementoven: | a |
| - emissies DTO gealloceerd aan afvalverwerking: | b |
| Totale milieubelasting: | a + b |

Alternatief 2: cement maken en afvalverwerking in cementoven

- | | |
|--|-----|
| - emissies cementoven, gealloceerd aan cement: | a-c |
| - emissies cementoven, gealloceerd aan afval: | c |
| Totale milieubelasting: | a |

Kort gezegd: ook als c) groter is als b), en de functie *afvalverwerking* in alternatief 2) dus slechter scoort dan in alternatief 1), verdient alternatief 2) voor de twee functies *gezamenlijk* de voorkeur.

De benaderingen van 'vermeden emissies' of 'system enlargement' kennen dit nadeel niet¹². Deze methoden proberen juist expliciet te maken hoe de maatschappij zich voorziet in de *gecombineerde* behoeften aan hoofd- en nevenprodukten die met de vergeleken processen geleverd kunnen worden. Bij het vergelijken van de cementoven en de DTO zijn dit dus:

- afvalverwerking;
- elektriciteit;
- warmte;
- energie voor het maken van cement.

Een nadeel is dat aannamen gemaakt moeten worden over welke processen nu precies vermeden worden. Dergelijke keuzen kunnen soms arbitrair zijn. Dit kan ondervangen worden door meerdere aannamen voor vervangen processen door te rekenen. Overigens kent de allocatiemethode op basis van economische waarde vergelijkbare arbitraire keuzen. Zo is er vaak behoorlijke discussie mogelijk over de economische waarde van een bepaald produkt. In het geval van de Nederlandse afvalverwijdering speelt daarbij dat de mate van concurrentie - en daarmee de prijsstelling - sterk door de overheid is gereguleerd. Een vrijer beleid (bijvoorbeeld ten aanzien van de grens afvalstof-grondstof en definitieve verwijdering - nuttige toepassing) kan dramatische gevolgen hebben voor de verwijderingskosten van bepaalde soorten afval.

3.2.5 Conclusies

De methode van toerekening op basis van economische waarde zoals weergegeven in paragraaf 3.2.3 neemt bewust niet op integrale wijze alle wijzigingen in het te beschouwen systeem mee, maar beschouwt deelsystemen met dezelfde functie. Hierdoor kunnen door 'overboekingen' tussen deelsystemen boekhoudkundige voor- en nadelen ontstaan. In het onderhavige geval leiden die op het niveau van deelsystemen gemakkelijk tot keuzen die tot gevolg hebben dat de emissies van het *totale systeem* zouden toenemen. Deze allocatiemethode is hier daarom niet gebruikt. Gekozen is voor de methode van 'vermeden emissies'. Die methode probeert juist expliciet te maken hoe de maatschappij zich voorziet in de *gecombineerde* behoeften aan hoofd- en nevenprodukten die met de vergeleken processen geleverd kunnen worden. Belangrijke randvoorwaarden waaraan moet worden voldaan zijn echter:

- a: de cementproductie en/of elektriciteitsproductie blijven noodzakelijk;

¹² De vergelijking kan ook nog als volgt worden toegelicht. Stel een snackbar verkoopt cola voor fl 4,- en broodjes voor fl 1,-. De snackbar heeft echter ook een aanbieding waarbij, als men de cola en het broodje gezamenlijk koopt men in totaal slechts fl 4,- hoeft te betalen. Men zou kunnen redeneren: dus zowel voor het broodje als de cola 20 % korting; hiermee zou de prijs voor het broodje op 80 ct. komen. De bakker op de hoek verkoopt dezelfde broodjes voor 50 cent. Duidelijk goedkoper dan de snackbar dus. Als men echter nergens anders cola kan kopen en men een cola én een broodje nodig blijft hebben, blijft de snackbar overall het goedkoopst. Daar kost een cola plus broodje fl 4,-, terwijl een cola bij de snackbar plus een broodje bij de bakker in totaal fl 4,50 kost. Vervang het broodje door gevaarlijk afval, de cola door cement, de snackbar door de cementoven en de bakker door een DTO en men verkrijgt de redentatie in de hoofdttekst. Merk overigens op dat twee uitgangspunten heel belangrijk zijn: de cola kan nergens anders (goedkoper) worden gekocht (de cement kan niet met een alternatieve techniek met minder milieu-effecten worden gemaakt) en men heeft de cola nodig (de cement moet hoe dan ook worden geproduceerd).

- b: er zijn voor deze functies geen alternatieve processen beschikbaar met veel lagere milieuconsequenties waarbij afvalinzet onmogelijk is;
- c: (bij cementovens:) het feit dat het lastig is een concreet gesubstitueerd materiaal aan te wijzen is niet wezenlijk voor de uitkomst van de berekening; een eventuele noodzakelijke extra input van mergel e.d. heeft relatief weinig consequenties;
- d: de (procesgebonden) emissies wijzigen niet daadwerkelijk.

Gekozen is daarom voor het gebruik van het concept van vermeden emissies, met een kwalitatieve toelichting dat er andere allocatiemethoden bestaan die tot andere uitkomsten kunnen leiden.

Het belangrijkste manco van de aanpak is dat die de huidige cementproductie als een gegeven beschouwt. Indien er andere, veel milieuvriendelijker alternatieven voor cementproductie bestaan waar geen afval ingezet kan worden loopt de vergelijking mank. Een (gecombineerd) milieuvriendelijk alternatief voor cementproductie en afvalverwerking gezamenlijk zou dan kunnen bestaan uit de (nieuwe vorm van) cementproductie en traditionele afvalverwerking. Soms wordt wel beargumenteerd dat de natte cementproductie wegens het hoge energieverbruik niet meer gewenst is en dat deze alleen nog mogelijk is door de inzet van afval als goedkope energiedrager. Aan de andere kant wordt wel beargumenteerd dat de keuze voor nat of droog afhangt van de grondstofsituatie (zie de vorige paragraaf). Dit MER is niet de plaats om deze discussie over de beste wijze van cementproductie te beslechten. Bovendien lijkt het evenzeer mogelijk afval in te zetten in het droge proces; hiervoor zijn in dit MER echter geen specifieke cijfers verkregen.

3.3 Enkele voorbeeldberekeningen

3.3.1 Inleiding

Deze paragraaf geeft een aantal voorbeeldberekeningen waarin de allocatie op basis van economische waarde, vermeden emissies en system enlargement op een rij worden gezet. Dit is gebeurd voor de drie afvalstromen behandeld in paragraaf 5.11 van de hoofdtekst over te verbranden afvalstoffen.

3.3.2 Grondslag berekening: economische waarde

Voor een vergelijking op basis van economische waarde moeten aannamen worden gemaakt over de prijzen van de geleverde diensten en produkten. Meestal wordt hierbij de marktwaarde gebruikt. Merk hierbij overigens op dat in dat geval ook hier aannamen gemaakt moeten worden over welk primair produkt als 'vervangen' moet worden beschouwd; dat vormt immers de basis voor het bepalen van de waarde van de dienst. Gewijzigde waarderingen leiden tot gewijzigde allocatiefactoren. De objectiviteit van de methode kan dus betrekkelijk zijn. Hier zijn kort gezegd de volgende berekeningsgrondslagen gebruikt:

Cementoven

- functie afvalverwerking; tarief fl. 250,- per ton;
- waarde energieleverantie voor cementproductie: fl. 0,01 of fl. 0,005 per MJ (overeenkomend met ongeveer 20-40 ct per liter brandstof);
- waarde leverantie anorganische grondstoffen voor cementproductie: fl. 50,- per ton (berekend op basis van het asgehalte van de afvalstof).

Voor een afvalstof met een calorische waarde van 30.000 MJ/ton en 0 % as volgt hieruit:

- | | |
|------------------------------------|------------------------|
| - functie afvalverwerking: | fl. 250,- |
| - functie cement maken: | |
| * energieleverantie: | fl. 150,- of fl. 300,- |
| * levering anorganische grondstof: | fl. 0,- |
| - TOTAAL: | fl. 400,- of fl. 550,- |

Aan de functie afvalverwerking zou zo 63 % of 45 % van de milieu-ingrepen veroorzaakt door het verbranden van het oplosmiddel moeten worden toegerekend. Als het verbranden van het afval echter als 'open loop' recycling wordt gezien vervalt de de functie afvalverwerking. Het oplosmiddel wordt gezien als grondstof voor de cementproductie. Aan de functie afvalverwerking mag dan 0 % van de milieu-ingrepen worden toegerekend.

DTO

- functie afvalverwerking: fl. 250,- of fl. 600,- (fl. 600,- is een gebruikelijke minimumprijs voor een DTO in de huidige marktsituatie; fl. 250,- is de prijs bij een cementoven);
- elektriciteitsproductie: fl. 0,022 per MJ (Sas, 1994)
- warmteproductie: fl. 0,005 per MJ (schatting TNO).

Voor een afvalstof met een calorische waarde van 30.000 MJ/ton en 0 % as volgt hieruit, rekening houdend met een rendement van 14,6 % voor warmteproductie, een rendement van 19,8 % voor elektriciteitsproductie en een eigen verbruik van 500 MJ elektriciteit:

- | | |
|--|------------------------|
| - functie afvalverwerking: | fl. 250,- of fl. 600,- |
| - elektriciteitsleverantie: $(0,198 \cdot 30.000 - 500) \cdot 0,022 =$ | fl. 120,- |
| - warmteleverantie: $0,146 \cdot 30.000 \cdot 0,005 =$ | fl. 22,- |
| TOTAAL | fl. 392,- of fl. 742,- |

Aan de functie afvalverwerking zou zo 81 % of 64 % van de totale emissies veroorzaakt door het verbranden van het afval moeten worden toegerekend.

Tabellen B3.3.1, B3.3.4, B3.3.7 en figuren B3.3.1, B3.3.6 en B3.3.9 geven voor afval met een samenstelling conform de acceptatievoorwaarden van een AVI, mixed coal en een oplosmiddel de genormaliseerde en/of volgens een aantal methoden gewogen resultaten van een vergelijking op basis van bovengenoemde aannamen. De allocatiepercentages zijn op basis van de calorische waarde en het asgehalte van het afval volgens de hierboven gegeven aanpak waar nodig aangepast. Elke figuur geeft voor de cementoven tevens een allocatie van 0 % aan afvalverwerking neer. Ook zijn de niet-gealloceerde scores voor de DTO en de cementoven gegeven. Deze niet-gealloceerde scores mogen in principe niet direct met elkaar worden vergeleken, omdat het immers om systemen met een verschillende functie gaat.

Tabel B3.3.1, B3.3.4 en B3.3.7 geven volledigheidshalve in de rij 'Factor DTO/Cem.' echter wel per thema de verhouding van de niet-gealloceerde scores van de DTO en cementoven, alsmede de verhouding van de gewogen scores. Het feit dat de Nederlandse (en Europese) maatschappij veel strengere emissie-eisen stelt aan afvalverbrandingsinstallaties dan aan andere stookinstallaties uit zich in een betere *niet-gealloceerde* score van de DTO op thema's als humane toxiciteit, verzuring en smogvorming. Hoe lager het verhoudingscijfer, hoe beter de niet-gealloceerde score van de DTO ten opzichte van de niet-gealloceerde score van de cementoven. Wanneer het volume afvalstort buiten beschouwing wordt gelaten geeft een vergelijking van de DtT gewogen scores voor de verschillende (afval)stoffen een opvallend resultaat. De niet-gealloceerde score van de cementoven is relatief het slechtste voor *mixed coal* - terwijl dit de *gebruikelijke brandstof van de cementovens* is.

Uit de tabellen blijkt dat de verhouding van niet-gealloceerde scores voor broeikaseffect, ozonlaagaantasting, smogvorming en vermisting niet of nauwelijks afhangt van de afvalstof. Het betreft voornamelijk procesgebonden emissies. Deze zullen ook ontstaan als brandstof in de cementoven wordt ingezet. De verhouding in scores varieert wel relatief sterk op de thema's volume afvalstort, humane toxiciteit en verzuring. Dit heeft vooral te maken met het as-, chloor- en zwavelgehalte van de afvalstof. Tabel B3.3.14 geeft volledigheidshalve nog aan, hoe de verhouding van de niet-gealloceerde scores afhangt van het zwavel- en asgehalte van het verbrande materiaal. Daarbij is uitgegaan van een organische vloeistof van 30 MJ/kg, zonder verontreiniging, met een wisselend as- en zwavelgehalte.

3.3.3 Grondslag berekening: system enlargement of vermeden emissies

Bij de benadering van vermeden emissies of system enlargement worden de systemen door het toevoegen van extra processen aan elkaar gelijkwaardig gemaakt. Hierbij zijn de volgende aannamen gehanteerd:

Surplusstromen

In het geval van surplusstromen is er een vrije keuze of het afval als brandstof wordt ingezet of dat er extra DTO capaciteit wordt gebouwd. In totaal spelen in de vergelijking de volgende producten een rol:

- a) het verwerken van afval;
- b) het leveren van elektriciteit;
- c) het leveren van warmte;
- d) het winnen van energiedrager;
- e) het leveren van energie voor het maken van cement.

Als het afval in een DTO wordt verbrand, levert de DTO producten a), b) en c). Voor functies d) en e) moeten alternatieve processen worden bedacht, waarvoor in het rekenvoorbeeld uitgegaan is van het winnen en verstoken van ruwe olie (crude) in de cementoven. Als het afval in de cementoven wordt verbrand, zijn produkt a), d) en e) afgedekt en moeten b) en c) door alternatieve processen worden geleverd. Daarvoor is hier uitgegaan van elektriciteitsproductie voor het Nederlandse net en warmte productie door middel van gas. Kort gezegd zijn de volgende systemen als gelijkwaardig beschouwd:

Afvalverbranden in een DTO		Afvalverbranden in een cementoven
Winnen van olie (crude)		Elektriciteitsproductie, gemiddeld
<u>Verbranden olie in een cementoven</u> +		<u>Warmteopwekking, gas</u> +
TOTAAL SYSTEEM	=	TOTAAL SYSTEEM

Bij 'vermeden emissies' worden de alternatieve processen juist aan de andere kant van de vergelijking afgetrokken, met een vergelijkbaar resultaat:

Afvalverbranden in een DTO		Afvalverbranden in een cementoven
- Elektriciteitsproductie, gemiddeld		- Winnen van olie (crude)
- <u>Warmteopwekking, gas</u>		- <u>Verbranden olie in een cementoven</u> +
NETTO AFVALVERWERKING	=	NETTO AFVALVERWERKING

De vermeden emissie-methode resulteert vaak in negatieve gevallen. Met name bij de cementoven is dit begrijpelijk. Als de emissies van afvalverbranding en de inzet van reguliere brandstof vergelijkbaar zijn, resteert op dit punt een verschil van nul. Daar echter nog het voordeel van het voorkomen van oliewinning in rekening mag worden gebracht resteert aldus een negatief getal.

Niet-surplusstromen

Op het moment dat er sprake is van een niet-surplusstroom wordt er een essentiële functie aan het systeem toegevoegd, die hoe dan ook moet worden vervuld: het leveren van stookwarmte voor de DTO. In dat geval dient het systeem dus de volgende functies:

- het verwerken van afval;
- het leveren van elektriciteit;
- het leveren van warmte;
- het winnen van energiedrager (voor de cementoven);
- het leveren van energie voor het maken van cement;
- het leveren van energie voor het verwerken van ander afval in de DTO;
- het winnen van energiedrager (voor de DTO).

Als het afval in een DTO wordt verbrand, levert de DTO producten a), b), c) en zijn f) en g) ook afgedekt. Voor functies d) en e) moeten alternatieve processen worden bedacht, waarvoor in het rekenvoorbeeld uitgegaan is van het winnen en verstoken van ruwe olie (crude in de cementoven. Als het afval in de cementoven wordt verbrand, zijn produkt a), d) en e) afgedekt en moeten b), c), f) en g) op andere wijze worden geleverd. Hier is uitgegaan van het winnen van ruwe olie (f) en het verstoken daarvan in de DTO (g); wanneer dit gebeurt levert de DTO tegelijk b) en c). Kort gezegd zijn de volgende systemen als gelijkwaardig beschouwd:

Afvalverbranden in een DTO		Afvalverbranden in een cementoven
Winnen van olie (crude)		Winnen van olie (crude)
<u>Verbranden olie in een cementoven</u> +		<u>Verbranden van olie in een DTO</u> +
TOTAAL SYSTEEM	=	TOTAAL SYSTEEM

Bij 'vermeden emissies' worden de alternatieve processen juist aan de andere kant van de vergelijking afgetrokken, met een vergelijkbaar resultaat:

Afvalverbranden in een DTO		Afvalverbranden in een cementoven
- Winnen van olie (crude)		- Winnen van olie (crude)
- <u>Verbranden van olie in een DTO</u>		- <u>Verbranden olie in een cementoven</u> +
NETTO AFVALVERWERKING	=	NETTO AFVALVERWERKING

Verwezen wordt naar figuren en tabellen B3.1-B3.3.14 voor een vergelijking. Met name de paarsgewijs weergegeven figuren met de gewogen scores maken duidelijk dat *absoluut* gezien het verschil in scores bij 'system enlargement' en 'vermeden emissies' tussen de DTO en de cementoven hetzelfde is. Slechts de presentatie verschilt. In figuur B3.3.1 is, net als in figuur B3.3.2, het verschil in de DtT-gewogen scores van de cementoven en de DTO bijvoorbeeld circa $1,6 \cdot 10^{-8}$.

3.3.4 Conclusies

Uit de vergelijking van de gealloceerde scores blijkt dat de gekozen allocatiemethode en/of de gekozen weegmethode doorslaggevend is voor de uitkomst van de vergelijking. Voor afval met een laag asgehalte, of als het volume afvalstort in de vergelijking niet wordt meegenomen, leidt allocatie op basis van economische waarde in de voorbeelden meestal tot een betere score van de DTO - behalve als de inzet van afval als 'open loop' recycling wordt gezien en de functie afvalverwerking 0 % van de emissies van de cementoven krijgt toegerekend. Als het volume afvalstort wel wordt meegenomen en er sprake is van afval met een hoog asgehalte scoort de cementoven beter. Het as-, zwavel- en chloorgehalte per MJ verbrand materiaal bepaalt de score op thema's als humane toxiciteit, verzuring en volume afvalstort. De scores op broeikaseffect, ozonlaagaantasting, smogvorming en vermisting zijn nauwelijks afhankelijk van de samenstelling van het verbrande materiaal: zij worden bepaald door procesgebonden emissies. Bij de cementoven zal dus de inzet van brandstof in plaats van afval de (niet-gealloceerde) score op deze thema's niet verbeteren of verslechteren. Doordat bij de inzet van afval als brandstof de score op deze thema's echter in de boekhouding grotendeels aan afvalverwerking wordt toebedeeld, wordt de productie van cement boekhoudkundig evenredig 'schoner'. Dit blijft echter buiten de vergelijking.

Wanneer het concept van vermeden emissies of system enlargement wordt gebruikt scoort de cementoven belangrijk beter. Dit komt vooral omdat deze allocatiemethode expliciet probeert te maken hoe de maatschappij zich voorziet in de *gecombineerde* behoeften aan hoofd- en nevenprodukten die met de vergeleken processen geleverd kunnen worden. De eerder genoemde 'schonere' cementproductie wordt dus ook in de vergelijking betrokken.

Benadrukt moet worden dat het verschil in uitkomst tussen de allocatiemethodes mede ligt aan het - tamelijk arbitraire - verschil in emissie-eisen dat de Nederlandse en Europese wetgever oplegt aan afvalverbrandingsinstallaties en gewone stookinstallaties. Als deze vergelijkbaar waren geweest, had de cementoven ook bij de allocatiemethode op basis van economische waarde het best gescoord. Bij de cementoven hoeft immers een lager percentage van de milieu-ingrepen aan het afval te worden gealloceerd dan bij de DTO.

Op basis van de rekenvoorbeelden kan met enige voorzichtigheid worden aangegeven, welke elementen een rol kunnen spelen bij het formuleren van samenstellingscriteria voor het optimaliseren van de verdeling van afvalstoffen die in DTO's en cementovens worden ingezet. Het asgehalte is een belangrijk criterium, omdat een hoog asgehalte bij een DTO tot een groot

stortvolume leidt. Het zwavel- en chloorgehalte lijken ook belangrijk. Deze stoffen hebben een relatief grote invloed op de scores op thema's als humane toxiciteit en verzuring. Hiernaast is de calorische waarde belangrijk, omdat die de verhouding van procesgebonden en componentgebonden emissies bepaalt. Het zal echter lastig blijven om op basis van puur objectieve feiten een keuze te kunnen maken. Zo zou bijvoorbeeld overwogen kunnen worden aan de cementoven juist die afvalstoffen toe te delen, die - bij 100 % allocatie van de milieuingrepen aan het afval - relatief het beste scoren ten opzichte van verwerking in een DTO. Het betreffende verhoudingsgetal wordt gegeven in de rij 'Factor DTO/Cem.' van tabellen B3.3.1, B3.3.4 en B3.3.7. Uit de tabellen blijkt echter dat de op dit moment gebruikelijke brandstof voor cementovens bij een DtT gewogen score exclusief afvalstort juist relatief het *slechtste* scoort.

Daarnaast gelden de in de hoofdttekst nadrukkelijk aangegeven voorbehouden en onzekerheden. Afval dat meer metalen bevat dan de gebruikelijke brandstof kan bij cementovens leiden tot een verhoogde vracht in cement. Bij een DTO leidt dit tot concentratie in materiaal dat wordt gestort. Er is nog geen objectieve afwegingsmethode beschikbaar die aangeeft welke manier van omgaan met dit zware metalenprobleem het beste is. Hoewel dit verschil voor de scores op de thema's niet belangrijk is, lijkt op dit punt een expliciete normatieve keuze noodzakelijk. Ook is de kans niet denkbeeldig, dat bij inzet van afval dat qua samenstelling behoorlijk afwijkt van de gebruikelijke brandstof de procesgebonden emissies bij cementovens *wel* worden beïnvloed. Het voorzorg-principe vereist in dat geval dat *vooraf* door middel van stookproeven en analyses wordt bewezen dat de inzet van afval als brandstof geen nadelige invloed heeft op de procesgebonden emissies.

Tabel B3.3.1: Allocatie naar functie, acc. grens AVI, 15 MJ/kg, 10% as (% gealloceerd aan afval)

DIT-weegfactor	Humtox	Ecotox	Broeikas	Ozon	Smog	Verzuring	Vermesting	Volume	Energie	Gewogen score		
	1,7	1,7	1,2	35,3	2,3	2,6	2,8	3,1	1,02	Gelijk gew.	DIT	DIT ex. Vol.
Cement, niet geall.	4,78E-09	0,00E+00	4,80E-09	0	2,37E-09	4,45E-09	6,70E-10	0,00E+00	0,00E+00	1,71E-08	3,28E-08	3,28E-08
76%	3,62E-09	0,00E+00	3,64E-09	0	1,80E-09	3,37E-09	5,08E-10	0,00E+00	0,00E+00	1,29E-08	2,48E-08	2,48E-08
62%	2,95E-09	0,00E+00	2,98E-09	0	1,46E-09	2,75E-09	4,14E-10	0,00E+00	0,00E+00	1,05E-08	2,02E-08	2,02E-08
0%	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
DTO, niet geall.	1,04E-09	4,60E-13	4,89E-09	0	1,71E-10	1,02E-09	2,37E-10	6,95E-09	1,04E-10	1,44E-08	3,30E-08	1,15E-08
90%	9,34E-10	4,15E-13	4,41E-09	0	1,54E-10	9,24E-10	2,13E-10	6,27E-09	9,34E-11	1,30E-08	2,98E-08	1,03E-08
79%	8,21E-10	3,65E-13	3,88E-09	0	1,35E-10	8,12E-10	1,88E-10	5,51E-09	8,21E-11	1,14E-08	2,62E-08	9,08E-09
Factor DTO/Cem.	0,22	>1000	1,02	1,00	0,07	0,23	0,35	>1000	1,00	0,84	1,01	0,35

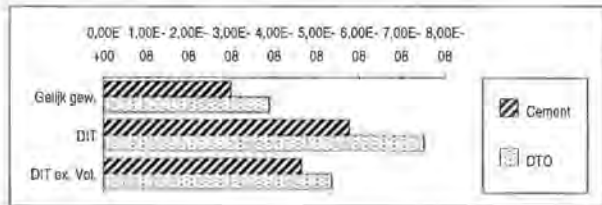
Tabel B3.3.2: System enlargement

DIT-weegfactor	Humtox	Ecotox	Broeikas	Ozon	Smog	Verzuring	Vermesting	Volume	Energie	Gewogen score		
	1,7	1,7	1,2	35,3	2,3	2,6	2,8	3,1	1,02	Gelijk gew.	DIT	DIT ex. Vol.
Cement, niet ge.	4,78E-09	0,00E+00	4,80E-09	0	2,37E-09	4,45E-09	6,70E-10	0,00E+00	0,00E+00	1,71E-08	3,28E-08	3,28E-08
+Electra, gem.	1,18E-09	0,00E+00	2,01E-09	0	3,59E-10	1,22E-09	1,15E-10	3,65E-09	2,26E-09	1,08E-08	2,23E-08	1,10E-08
+Warmte, gas	1,99E-10	0,00E+00	5,86E-10	0	4,66E-11	2,03E-10	1,81E-11	1,31E-11	9,23E-10	1,99E-09	2,71E-09	2,67E-09
TOTAAL CEMENT	6,15E-09	0,00E+00	7,39E-09	0	2,78E-09	5,88E-09	8,03E-10	3,66E-09	3,18E-09	2,98E-08	5,78E-08	4,65E-08
TOTAAL DTO	6,42E-09	7,76E-13	9,89E-09	0	2,89E-09	6,11E-09	9,29E-10	6,97E-09	5,62E-09	3,88E-08	7,53E-08	5,37E-08
DTO, niet gealloc.	1,04E-09	4,60E-13	4,89E-09	0	1,71E-10	1,02E-09	2,37E-10	6,95E-09	1,04E-10	1,44E-08	3,30E-08	1,15E-08
+Cement, crudestook	5,00E-09	0,00E+00	4,80E-09	0	2,37E-09	4,73E-09	6,70E-10	0,00E+00	0,00E+00	1,76E-08	3,39E-08	3,39E-08
+Crude winning	3,79E-10	3,17E-13	1,97E-10	0	3,53E-10	3,63E-10	2,23E-11	1,40E-11	5,52E-09	6,85E-09	8,37E-09	8,33E-09

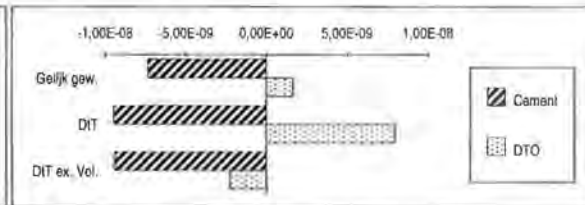
Tabel B3.3.3: Vermeden emissies

DIT-weegfactor	Humtox	Ecotox	Broeikas	Ozon	Smog	Verzuring	Vermesting	Volume	Energie	Gewogen score		
	1,7	1,7	1,2	35,3	2,3	2,6	2,8	3,1	1,02	Gelijk gew.	DIT	DIT ex. Vol.
Cement, niet ge.	4,78E-09	0,00E+00	4,80E-09	0	2,37E-09	4,45E-09	6,70E-10	0,00E+00	0,00E+00	1,71E-08	3,28E-08	3,28E-08
-Cement, crudestook	5,00E-09	0,00E+00	4,80E-09	0	2,37E-09	4,73E-09	6,70E-10	0,00E+00	0,00E+00	1,76E-08	3,39E-08	3,39E-08
-Crude winning	3,79E-10	3,17E-13	1,97E-10	0	3,53E-10	3,63E-10	2,23E-11	1,40E-11	5,52E-09	6,85E-09	8,37E-09	8,33E-09
TOTAAL CEMENT	-6,07E-10	-3,17E-13	-1,97E-10	0	-3,53E-10	-6,35E-10	-2,23E-11	-1,40E-11	-5,52E-09	-7,35E-09	-9,47E-09	-9,42E-09
TOTAAL DTO	-3,41E-10	4,60E-13	2,30E-09	0	-2,35E-10	-4,04E-10	1,04E-10	3,30E-09	-3,08E-09	1,64E-09	7,95E-09	-2,26E-09
DTO, niet gealloc.	1,04E-09	4,60E-13	4,89E-09	0	1,71E-10	1,02E-09	2,37E-10	6,95E-09	1,04E-10	1,44E-08	3,30E-08	1,15E-08
-Electra, gem.	1,18E-09	0,00E+00	2,01E-09	0	3,59E-10	1,22E-09	1,15E-10	3,65E-09	2,26E-09	1,08E-08	2,23E-08	1,10E-08
-Warmte, gas	1,99E-10	0,00E+00	5,86E-10	0	4,66E-11	2,03E-10	1,81E-11	1,31E-11	9,23E-10	1,99E-09	2,71E-09	2,67E-09

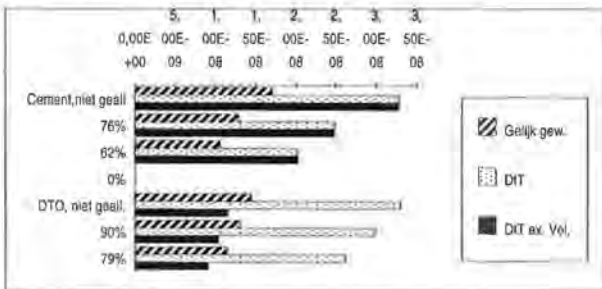
Figuur B3.3.1: System enlargement



Figuur B3.3.2: Vermeden emissies



Figuur B3.3.3: Allocatie naar functie



Tabel B3.3.4: Allocatie naar functie, mixed coal, 17 MJ/kg, 40 % as (% gealloceerd aan afval)

DIT-weegfactor	Humtox	Ecotox	Broeikas	Ozon	Smog	Verzuring	Vermesting	Volume	Energie	Gewogen score		
	1,7	1,7	1,2	35,3	2,3	2,6	2,8	3,1	1,02	Gelijk gew.	DIT	DIT ex. Vol.
Cement, niet geall	5,83E-09	0,00E+00	5,44E-09	0	2,69E-09	5,49E-09	7,60E-10	0,00E+00	0,00E+00	2,02E-08	3,90E-08	3,90E-08
70%	4,10E-09	0,00E+00	3,83E-09	0	1,89E-09	3,87E-09	5,35E-10	0,00E+00	0,00E+00	1,42E-08	2,75E-08	2,75E-08
57%	3,31E-09	0,00E+00	3,09E-09	0	1,53E-09	3,12E-09	4,32E-10	0,00E+00	0,00E+00	1,15E-08	2,22E-08	2,22E-08
0%	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
DTO, niet geall.	1,15E-09	1,53E-13	5,55E-09	0	1,96E-10	1,17E-09	2,68E-10	2,70E-08	1,25E-10	3,55E-08	9,67E-08	1,30E-08
89%	1,02E-09	1,36E-13	4,93E-09	0	1,74E-10	1,04E-09	2,38E-10	2,40E-08	1,11E-10	3,15E-08	8,59E-08	1,15E-08
77%	8,80E-10	1,18E-13	4,26E-09	0	1,50E-10	8,98E-10	2,06E-10	2,08E-08	9,60E-11	2,72E-08	7,43E-08	9,97E-09
Factor DTO/cern.	0,20 >1000		1,02	1,00	0,07	0,21	0,35	>1000	>1000	1,76	2,48	0,33

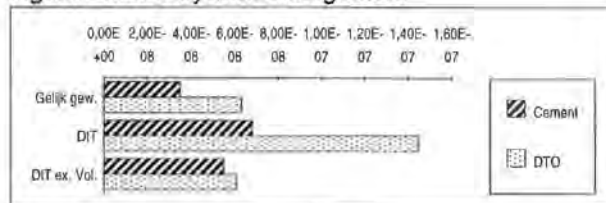
Tabel B3.3.5: System enlargement

DIT-weegfactor	Humtox	Ecotox	Broeikas	Ozon	Smog	Verzuring	Vermesting	Volume	Energie	Gewogen score		
	1,7	1,7	1,2	35,3	2,3	2,6	2,8	3,1	1,02	Gelijk gew.	DIT	DIT ex. Vol.
Cement, niet ge.	5,83E-09	0,00E+00	5,44E-09	0	2,69E-09	5,49E-09	7,60E-10	0,00E+00	0,00E+00	2,02E-08	3,90E-08	3,90E-08
+Electra, gem.	1,37E-09	0,00E+00	2,33E-09	0	4,17E-10	1,42E-09	1,33E-10	4,23E-09	2,62E-09	1,25E-08	2,59E-08	1,28E-08
+Warmte, gas	2,26E-10	0,00E+00	6,64E-10	0	5,28E-11	2,30E-10	2,05E-11	1,49E-11	1,05E-09	2,25E-09	3,07E-09	3,03E-09
TOTAAL CEMENT	7,42E-09	0,00E+00	8,43E-09	0	3,16E-09	7,14E-09	9,14E-10	4,25E-09	3,67E-09	3,50E-08	6,80E-08	5,49E-08
TOTAAL DTO	7,25E-09	5,12E-13	1,12E-08	0	3,28E-09	6,94E-09	1,05E-09	2,70E-08	6,38E-09	6,31E-08	1,45E-07	6,08E-08
DTO, niet gealloc.	1,15E-09	1,53E-13	5,55E-09	0	1,96E-10	1,17E-09	2,68E-10	2,70E-08	1,25E-10	3,55E-08	9,67E-08	1,30E-08
+Cement, crudestook	5,67E-09	0,00E+00	5,44E-09	0	2,69E-09	5,36E-09	7,60E-10	0,00E+00	0,00E+00	1,99E-08	3,84E-08	3,84E-08
+Crude winning	4,30E-10	3,59E-13	2,23E-10	0	4,00E-10	4,12E-10	2,53E-11	1,59E-11	6,25E-09	7,76E-09	9,49E-09	9,44E-09

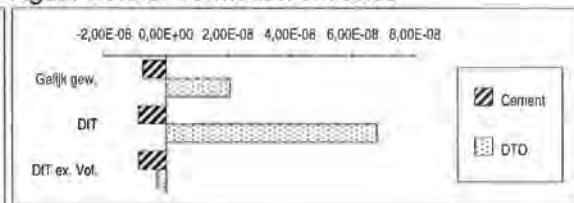
Tabel B3.3.6: Vermeden emissies

DIT-weegfactor	Humtox	Ecotox	Broeikas	Ozon	Smog	Verzuring	Vermesting	Volume	Energie	Gewogen score		
	1,7	1,7	1,2	35,3	2,3	2,6	2,8	3,1	1,02	Gelijk gew.	DIT	DIT ex. Vol.
Cement, niet ge.	5,83E-09	0,00E+00	5,44E-09	0	2,69E-09	5,49E-09	7,60E-10	0,00E+00	0,00E+00	2,02E-08	3,90E-08	3,90E-08
-Cement, crudestook	5,67E-09	0,00E+00	5,44E-09	0	2,69E-09	5,36E-09	7,60E-10	0,00E+00	0,00E+00	1,99E-08	3,84E-08	3,84E-08
-Crude winning	4,30E-10	3,59E-13	2,23E-10	0	4,00E-10	4,12E-10	2,53E-11	1,59E-11	6,25E-09	7,76E-09	9,49E-09	9,44E-09
TOTAAL CEMENT	-2,72E-10	-3,59E-13	-2,23E-10	0	-4,00E-10	-2,79E-10	-2,53E-11	-1,59E-11	-6,25E-09	-7,47E-09	-8,87E-09	-8,83E-09
TOTAAL DTO	-4,46E-10	1,53E-13	2,56E-09	0	-2,74E-10	-4,83E-10	1,15E-10	2,28E-08	-3,54E-09	2,07E-08	6,77E-08	-2,87E-09
DTO, niet gealloc.	1,15E-09	1,53E-13	5,55E-09	0	1,96E-10	1,17E-09	2,68E-10	2,70E-08	1,25E-10	3,55E-08	9,67E-08	1,30E-08
-Electra, gem.	1,37E-09	0,00E+00	2,33E-09	0	4,17E-10	1,42E-09	1,33E-10	4,23E-09	2,62E-09	1,25E-08	2,59E-08	1,28E-08
-Warmte, gas	2,26E-10	0,00E+00	6,64E-10	0	5,28E-11	2,30E-10	2,05E-11	1,49E-11	1,05E-09	2,25E-09	3,07E-09	3,03E-09

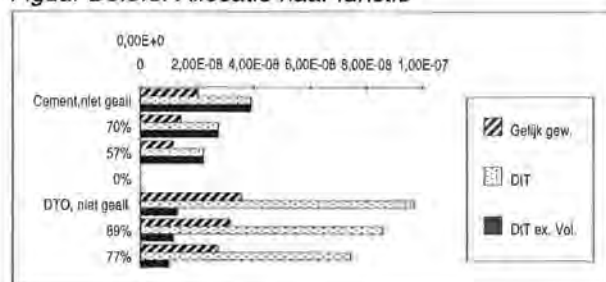
Figuur B3.3.4: System enlargement



Figuur B3.3.5: Vermeden emissies



Figuur B3.3.6: Allocatie naar functie



Tabel B3.3.7: Allocatie naar functie, org. afval, 30 MJ/kg, 0% as (% gealloceerd aan afval)

DIT-weegfactor	Humtox	Ecotox	Broeikas	Ozon	Smog	Verzuring	Vermesting	Volume	Energie	Gewogen score		
										Gelijk gew.	DIT	DIT ex. Vol.
	1,7	1,7	1,2	35,3	2,3	2,6	2,8	3,1	1,02			
Cement, niet geall.	7,38E-09	0,00E+00	9,60E-09	0	4,74E-09	6,80E-09	1,34E-09	0,00E+00	0,00E+00	2,99E-08	5,64E-08	5,64E-08
63%	4,61E-09	0,00E+00	6,00E-09	0	2,96E-09	4,25E-09	8,38E-10	0,00E+00	0,00E+00	1,87E-08	3,53E-08	3,53E-08
45%	3,35E-09	0,00E+00	4,36E-09	0	2,15E-09	3,09E-09	6,10E-10	0,00E+00	0,00E+00	1,36E-08	2,56E-08	2,56E-08
0%	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
DTO, niet geall.	1,83E-09	5,59E-16	9,60E-09	0	2,79E-10	1,93E-09	4,66E-10	1,16E-25	0,00E+00	1,41E-08	2,16E-08	2,16E-08
81%	1,48E-09	4,52E-16	7,77E-09	0	2,26E-10	1,56E-09	3,77E-10	9,36E-26	0,00E+00	1,14E-08	1,75E-08	1,75E-08
64%	1,17E-09	3,57E-16	6,13E-09	0	1,78E-10	1,23E-09	2,97E-10	7,38E-26	0,00E+00	9,00E-09	1,38E-08	1,38E-08
Factor DTO/Cem.	0,25	>1000	1,00	1,00	0,06	0,28	0,35	>1000	1,00	0,47	0,38	0,38

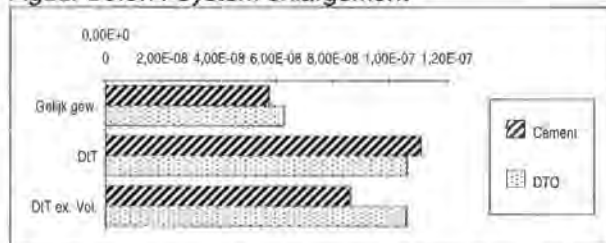
Tabel B3.3.8: System enlargement

DIT-weegfactor	Humtox	Ecotox	Broeikas	Ozon	Smog	Verzuring	Vermesting	Volume	Energie	Gewogen score		
										Gelijk gew.	DIT	DIT ex. Vol.
	1,7	1,7	1,2	35,3	2,3	2,6	2,8	3,1	1,02			
Cement, niet ge.	7,38E-09	0,00E+00	9,60E-09	0	4,74E-09	6,80E-09	1,34E-09	0,00E+00	0,00E+00	2,99E-08	5,64E-08	5,64E-08
+Electra, gem.	2,59E-09	0,00E+00	4,43E-09	0	7,91E-10	2,70E-09	2,53E-10	8,03E-09	4,97E-09	2,38E-08	4,92E-08	2,43E-08
+Warmte, gas	3,98E-10	0,00E+00	1,17E-09	0	9,31E-11	4,07E-10	3,61E-11	2,63E-11	1,85E-09	3,98E-09	5,42E-09	5,34E-09
TOTAAL CEMENT	1,04E-08	0,00E+00	1,52E-08	0	5,62E-09	9,91E-09	1,63E-09	8,06E-09	6,82E-09	5,76E-08	1,11E-07	8,61E-08
TOTAAL DTO	1,26E-08	6,34E-13	1,96E-08	0	5,72E-09	1,21E-08	1,85E-09	2,80E-11	1,10E-08	6,29E-08	1,06E-07	1,06E-07
DTO, niet gealloc.	1,83E-09	5,59E-16	9,60E-09	0	2,79E-10	1,93E-09	4,66E-10	1,16E-25	0,00E+00	1,41E-08	2,16E-08	2,16E-08
+Cement, crudestook	1,00E-08	0,00E+00	9,60E-09	0	4,74E-09	9,45E-09	1,34E-09	0,00E+00	0,00E+00	3,51E-08	6,78E-08	6,78E-08
+Crude winning	7,58E-10	6,33E-13	3,94E-10	0	7,07E-10	7,26E-10	4,46E-11	2,80E-11	1,10E-08	1,37E-08	1,67E-08	1,67E-08

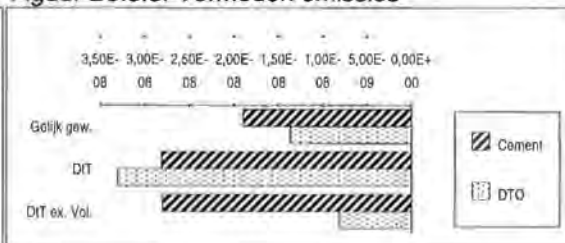
Tabel B3.3.9: Vermeden emissies

DIT-weegfactor	Humtox	Ecotox	Broeikas	Ozon	Smog	Verzuring	Vermesting	Volume	Energie	Gewogen score		
										Gelijk gew.	DIT	DIT ex. Vol.
	1,7	1,7	1,2	35,3	2,3	2,6	2,8	3,1	1,02			
Cement, niet ge.	7,38E-09	0,00E+00	9,60E-09	0	4,74E-09	6,80E-09	1,34E-09	0,00E+00	0,00E+00	2,99E-08	5,64E-08	5,64E-08
-Cement, crudestook	1,00E-08	0,00E+00	9,60E-09	0	4,74E-09	9,45E-09	1,34E-09	0,00E+00	0,00E+00	3,51E-08	6,78E-08	6,78E-08
-Crude winning	7,58E-10	6,33E-13	3,94E-10	0	7,07E-10	7,26E-10	4,46E-11	2,80E-11	1,10E-08	1,37E-08	1,67E-08	1,67E-08
TOTAAL CEMENT	-3,39E-09	-6,33E-13	-3,94E-10	0	-7,07E-10	-3,38E-09	-4,46E-11	-2,80E-11	-1,10E-08	-1,90E-08	-2,81E-08	-2,80E-08
TOTAAL DTO	-1,16E-09	5,59E-16	4,00E-09	0	-6,08E-10	-1,18E-09	1,76E-10	-8,06E-09	-6,82E-09	-1,36E-08	-3,31E-08	-8,09E-09
DTO, niet gealloc.	1,83E-09	5,59E-16	9,60E-09	0	2,79E-10	1,93E-09	4,66E-10	1,16E-25	0,00E+00	1,41E-08	2,16E-08	2,16E-08
-Electra, gem.	2,59E-09	0,00E+00	4,43E-09	0	7,91E-10	2,70E-09	2,53E-10	8,03E-09	4,97E-09	2,38E-08	4,92E-08	2,43E-08
-Warmte, gas	3,98E-10	0,00E+00	1,17E-09	0	9,31E-11	4,07E-10	3,61E-11	2,63E-11	1,85E-09	3,98E-09	5,42E-09	5,34E-09

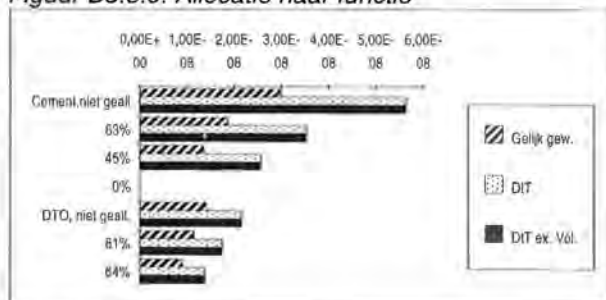
Figuur B3.3.7: System enlargement



Figuur B3.3.8: Vermeden emissies



Figuur B3.3.9: Allocatie naar functie



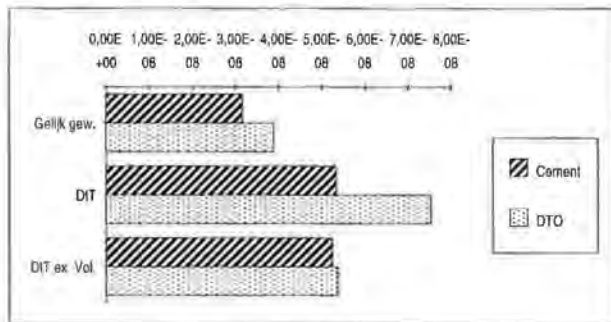
Tabel B3.3.10: System enlargement, niet-surplusstroom AVI-grenswaarde, 15 MJ/kg, 10 % as

DIT-weegfactor	Humtox	Ecotox	Broeikas	Ozon	Smog	Verzuring	Vermesting	Volume	Energie	Gewogen score		
	1,7	1,7	1,2	35,3	2,3	2,6	2,8	3,1	1,02	Gelijk gew.	DIT	DIT ex. Vol.
Cement, niet ge.	4,78E-09	0,00E+00	4,80E-09	0	2,37E-09	4,45E-09	6,70E-10	0,00E+00	0,00E+00	1,71E-08	3,28E-08	3,28E-08
+DTO, crude stook	9,78E-10	1,00E-14	4,89E-09	0	1,69E-10	1,02E-09	2,36E-10	2,70E-10	9,73E-11	7,66E-09	1,22E-08	1,13E-08
+Crude winning	3,79E-10	3,17E-13	1,97E-10	0	3,53E-10	3,63E-10	2,23E-11	1,40E-11	5,52E-09	6,85E-09	8,37E-09	8,33E-09
TOTAAL CEMENT	6,13E-09	3,27E-13	9,88E-09	0	2,89E-09	5,64E-09	9,29E-10	2,84E-10	5,62E-09	3,16E-08	5,33E-08	5,25E-08
TOTAAL DTO	6,42E-09	7,76E-13	9,89E-09	0	2,89E-09	6,11E-09	9,29E-10	6,97E-09	5,62E-09	3,88E-08	7,53E-08	5,37E-08
DTO, niet gealloc.	1,04E-09	4,60E-13	4,89E-09	0	1,71E-10	1,02E-09	2,37E-10	6,95E-09	1,04E-10	1,44E-08	3,30E-08	1,15E-08
+Cement, crudestook	5,00E-09	0,00E+00	4,80E-09	0	2,37E-09	4,73E-09	6,70E-10	0,00E+00	0,00E+00	1,76E-08	3,39E-08	3,39E-08
+Crude winning	3,79E-10	3,17E-13	1,97E-10	0	3,53E-10	3,63E-10	2,23E-11	1,40E-11	5,52E-09	6,85E-09	8,37E-09	8,33E-09

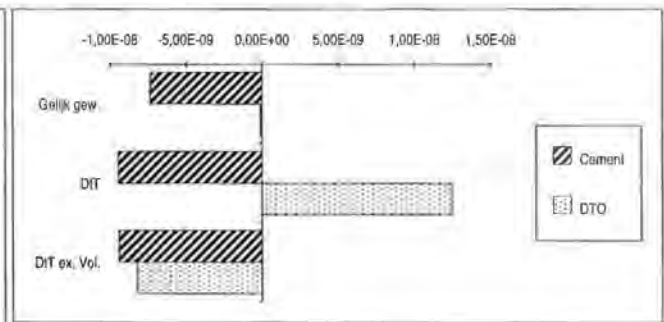
Tabel B3.3.11: Idem, vermeden emissies

DIT-weegfactor	Humtox	Ecotox	Broeikas	Ozon	Smog	Verzuring	Vermesting	Volume	Energie	Gewogen score		
	1,7	1,7	1,2	35,3	2,3	2,6	2,8	3,1	1,02	Gelijk gew.	DIT	DIT ex. Vol.
Cement, niet ge.	4,78E-09	0,00E+00	4,80E-09	0	2,37E-09	4,45E-09	6,70E-10	0,00E+00	0,00E+00	1,71E-08	3,28E-08	3,28E-08
-Cement, crudestook	5,00E-09	0,00E+00	4,80E-09	0	2,37E-09	4,73E-09	6,70E-10	0,00E+00	0,00E+00	1,76E-08	3,39E-08	3,39E-08
-Crude winning	3,79E-10	3,17E-13	1,97E-10	0	3,53E-10	3,63E-10	2,23E-11	1,40E-11	5,52E-09	6,85E-09	8,37E-09	8,33E-09
TOTAAL CEMENT	-6,07E-10	-3,17E-13	-1,97E-10	0	-3,53E-10	-6,35E-10	-2,23E-11	-1,40E-11	-5,52E-09	-7,35E-09	-9,47E-09	-9,42E-09
TOTAAL DTO	-3,22E-10	1,33E-13	-1,91E-10	0	-3,51E-10	-3,63E-10	-2,21E-11	6,67E-09	-5,51E-09	-9,06E-11	1,25E-08	-8,21E-09
DTO, niet gealloc.	1,04E-09	4,60E-13	4,89E-09	0	1,71E-10	1,02E-09	2,37E-10	6,95E-09	1,04E-10	1,44E-08	3,30E-08	1,15E-08
-DTO, crude stook	9,78E-10	1,00E-14	4,89E-09	0	1,69E-10	1,02E-09	2,36E-10	2,70E-10	9,73E-11	7,66E-09	1,22E-08	1,13E-08
-Crude winning	3,79E-10	3,17E-13	1,97E-10	0	3,53E-10	3,63E-10	2,23E-11	1,40E-11	5,52E-09	6,85E-09	8,37E-09	8,33E-09

Figuur B3.3.10: System enlargement



Figuur B3.3.11: Vermeden emissies



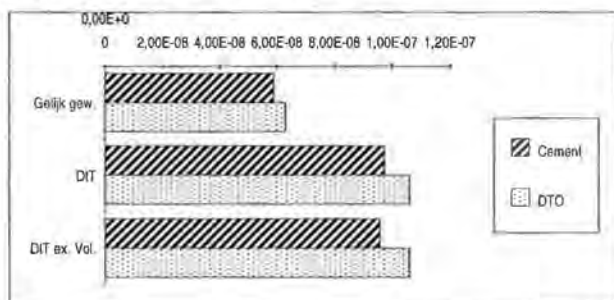
Tabel B3.3.12: System enlargement, niet-surplusstroom 30 MJ/kg, 0 % as

DiT-weegfactor	Humtox	Ecotox	Broeikas	Ozon	Smog	Verzuring	Vermesting	Volume	Energie	Gewogen score		
	1,7	1,7	1,2	35,3	2,3	2,6	2,8	3,1	1,02	Gelijk gew.	DiT	DiT ex. Vol.
Cement, niet ge.	7,38E-09	0,00E+00	9,60E-09	0	4,74E-09	6,80E-09	1,34E-09	0,00E+00	0,00E+00	2,99E-08	5,64E-08	5,64E-08
+DTO, crude stook	1,96E-09	2,01E-14	9,77E-09	0	3,37E-10	2,05E-09	4,73E-10	5,41E-10	1,95E-10	1,53E-08	2,44E-08	2,27E-08
+Crude winning	7,58E-10	6,33E-13	3,94E-10	0	7,07E-10	7,26E-10	4,46E-11	2,80E-11	1,10E-08	1,37E-08	1,67E-08	1,67E-08
TOTAAL CEMENT	1,01E-08	6,53E-13	1,98E-08	0	5,78E-09	9,58E-09	1,86E-09	5,69E-10	1,12E-08	5,89E-08	9,75E-08	9,57E-08
TOTAAL DTO	1,26E-08	6,34E-13	1,96E-08	0	5,72E-09	1,21E-08	1,85E-09	2,80E-11	1,10E-08	6,29E-08	1,06E-07	1,06E-07
DTO, niet gealloc.	1,83E-09	5,59E-16	9,60E-09	0	2,79E-10	1,93E-09	4,66E-10	1,16E-25	0,00E+00	1,41E-08	2,16E-08	2,16E-08
+Cement, crudestook	1,00E-08	0,00E+00	9,60E-09	0	4,74E-09	9,45E-09	1,34E-09	0,00E+00	0,00E+00	3,51E-08	6,78E-08	6,78E-08
+Crude winning	7,58E-10	6,33E-13	3,94E-10	0	7,07E-10	7,26E-10	4,46E-11	2,80E-11	1,10E-08	1,37E-08	1,67E-08	1,67E-08

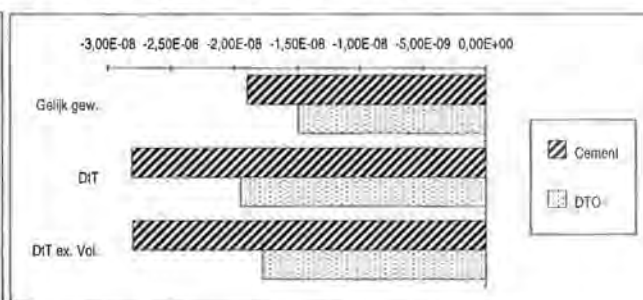
Tabel B3.3.13: Idem, vermeden emissies

DiT-weegfactor	Humtox	Ecotox	Broeikas	Ozon	Smog	Verzuring	Vermesting	Volume	Energie	Gewogen score		
	1,7	1,7	1,2	35,3	2,3	2,6	2,8	3,1	1,02	Gelijk gew.	DiT	DiT ex. Vol.
Cement, niet ge.	7,38E-09	0,00E+00	9,60E-09	0	4,74E-09	6,80E-09	1,34E-09	0,00E+00	0,00E+00	2,99E-08	5,64E-08	5,64E-08
-Cement, crudestook	1,00E-08	0,00E+00	9,60E-09	0	4,74E-09	9,45E-09	1,34E-09	0,00E+00	0,00E+00	3,51E-08	6,78E-08	6,78E-08
-Crude winning	7,58E-10	6,33E-13	3,94E-10	0	7,07E-10	7,26E-10	4,46E-11	2,80E-11	1,10E-08	1,37E-08	1,67E-08	1,67E-08
TOTAAL CEMENT	-3,39E-09	-6,33E-13	-3,94E-10	0	-7,07E-10	-3,38E-09	-4,46E-11	-2,80E-11	-1,10E-08	-1,90E-08	-2,81E-08	-2,80E-08
TOTAAL DTO	-8,84E-10	-6,53E-13	-5,71E-10	0	-7,65E-10	-8,46E-10	-5,15E-11	-5,69E-10	-1,12E-08	-1,49E-08	-1,95E-08	-1,77E-08
DTO, niet gealloc.	1,83E-09	5,59E-16	9,60E-09	0	2,79E-10	1,93E-09	4,66E-10	1,16E-25	0,00E+00	1,41E-08	2,16E-08	2,16E-08
-DTO, crude stook	1,96E-09	2,01E-14	9,77E-09	0	3,37E-10	2,05E-09	4,73E-10	5,41E-10	1,95E-10	1,53E-08	2,44E-08	2,27E-08
-Crude winning	7,58E-10	6,33E-13	3,94E-10	0	7,07E-10	7,26E-10	4,46E-11	2,80E-11	1,10E-08	1,37E-08	1,67E-08	1,67E-08

Figuur B3.3.12: System enlargement



Figuur B3.3.13: Vermeden emissies



Tabel B3.3.14: Niet-gealloceerde scores als functie van het zwavel- en asgehalte (30 MJ/kg, geen verontr.)

DTI-weegfactor	Humtox	Ecotox	Broeikas	Ozon	Smog	Verzuring	Vermesting	Volume	Energie	Gewogen score		
	1,7	1,7	1,2	35,3	2,3	2,6	2,8	3,1	1,02	Gelijk gew.	DtT	DtT ex. Vol.
0 % S												
Cement, niet geall	7,38E-09	0,00E+00	9,60E-09	0	4,74E-09	6,80E-09	1,34E-09	0,00E+00	0,00E+00	2,99E-08	5,64E-08	5,64E-08
DTO, niet geall.	1,83E-09	5,59E-16	9,60E-09	0	2,79E-10	1,93E-09	4,66E-10	1,16E-25	0,00E+00	1,41E-08	2,16E-08	2,16E-08
Factor DTO/Cement.	0,25	>1000	1,00	0	0,06	0,28	0,35	>1000	>1000	0,47	0,38	0,38
1 % S												
Cement, niet geall	8,30E-09	0,00E+00	9,60E-09	0	4,74E-09	7,74E-09	1,34E-09	0,00E+00	0,00E+00	3,17E-08	6,04E-08	6,04E-08
DTO, niet geall.	1,87E-09	6,98E-15	9,66E-09	0	3,00E-10	1,97E-09	4,68E-10	1,92E-10	6,90E-11	1,45E-08	2,26E-08	2,20E-08
Factor DTO/Cement.	0,23	>1000	1,01	0	0,06	0,25	0,35	>1000	>1000	0,46	0,37	0,36
2 % S												
Cement, niet geall	9,22E-09	0,00E+00	9,60E-09	0	4,74E-09	8,68E-09	1,34E-09	0,00E+00	0,00E+00	3,36E-08	6,44E-08	6,44E-08
DTO, niet geall.	1,92E-09	1,34E-14	9,72E-09	0	3,20E-10	2,01E-09	4,71E-10	3,84E-10	1,38E-10	1,50E-08	2,35E-08	2,24E-08
Factor DTO/Cement.	0,21	>1000	1,01	0	0,07	0,23	0,35	>1000	>1000	0,45	0,37	0,35
5 % S												
Cement, niet geall	1,20E-08	0,00E+00	9,60E-09	0	4,74E-09	1,15E-08	1,34E-09	0,00E+00	0,00E+00	3,92E-08	7,65E-08	7,65E-08
DTO, niet geall.	2,05E-09	3,26E-14	9,91E-09	0	3,83E-10	2,14E-09	4,78E-10	9,60E-10	3,45E-10	1,63E-08	2,65E-08	2,35E-08
Factor DTO/Cement.	0,17	>1000	1,03	0	0,08	0,19	0,36	>1000	>1000	0,42	0,35	0,31
1 % S, 10 % as												
Cement, niet geall	8,30E-09	0,00E+00	9,60E-09	0	4,74E-09	7,74E-09	1,34E-09	0,00E+00	0,00E+00	3,17E-08	6,04E-08	6,04E-08
DTO, niet geall.	1,87E-09	6,98E-15	9,66E-09	0	3,00E-10	1,97E-09	4,68E-10	6,86E-09	6,90E-11	2,12E-08	4,32E-08	2,20E-08
Factor DTO/Cement.	0,23	>1000	1,01	0	0,06	0,25	0,35	>1000	>1000	0,67	0,72	0,36
1 % S, 40 % as												
Cement, niet geall	8,30E-09	0,00E+00	9,60E-09	0	4,74E-09	7,74E-09	1,34E-09	0,00E+00	0,00E+00	3,17E-08	6,04E-08	6,04E-08
DTO, niet geall.	1,87E-09	6,98E-15	9,66E-09	0	3,00E-10	1,97E-09	4,68E-10	2,69E-08	6,90E-11	4,12E-08	1,05E-07	2,20E-08
Factor DTO/Cement.	0,23	>1000	1,01	0	0,06	0,25	0,35	>1000	>1000	1,30	1,74	0,36

BIJLAGE 4: SAMENSTELLING DOORGEREKENDE AFVALSTOFFEN

Tabel B4.1 geeft een overzicht van de samenstelling van de afvalstoffen die in de diverse paragrafen in hoofdstuk 5 van dit MER zijn doorgeredend. Hieronder wordt kort toegelicht hoe deze samenstelling is bepaald.

Acceptatiegrens AVI

Dit is afval dat op alle parameters nog juist aan de acceptatiegrenzen van de roosterovens van AVR voldoet. De asrest en de calorische waarde is een schatting van TNO en behelst een gangbare waarde voor afval dat in een DTO wordt verbrand. Hoewel met name de calorische waarde iets hoger is dan van het gemiddelde van ander afval bij AVI's (10-11 MJ/kg) is dit geen probleem als het goed verdeeld met lager calorisch afval wordt ingebracht.

Crude (ruwe olie)

De gemiddelde samenstelling van crude is overgenomen uit (Frischknecht, 1994). Dit rapport geeft voor enkele stoffen zoals Hg geen waarde voor crude, terwijl voor vrijwel alle andere olieprodukten dit rapport wel een waarde van een zelfde niveau geeft. Daarom is er van uit gegaan dat deze concentraties (voor de produkten van crude) ook gelden voor de crude zelf.

Stookolie

De samenstelling van stookolie is ook overgenomen uit (Frischknecht, 1994). Het belangrijkste verschil met crude is het veel lagere zwavelgehalte. Voor het overige wijkt de samenstelling niet sterk af.

Kolen (laagzwavelig)

De samenstelling van de kolen is bepaald op basis van gegevens uit de massabalansen voor metalen en anionen van een cementproducerend bedrijf (CdO, 1995b). Voor de calorische waarde, het asgehalte, en het gehalte aan S, F en Cl is uitgegaan van literatuurwaarden voor gewone, hoogcalorische kolen. (CdO, 1995a). Voor Mo en W is gebruik gemaakt van gegevens van Karstensen (1994).

Mixed coal (hoogzwavelig)

De samenstelling is hetzelfde als van bovengenoemde kolen, maar wijkt af voor S, Cl, het asgehalte en de calorische waarde, op basis van de opgave over de aktuele samenstelling van de kolen gebruikt door een cementproducerend bedrijf (CdO, 1995c). Het betreft kolen die wegens hun hoge asgehalte een geschikte grondstof vormen bij het maken van cement.

Hoogcalorische, niet verontreinigde stof, verbrandbaar

In de analyse ten aanzien van verbrandbaar afval was het ook zinvol de prestaties van de diverse technieken te vergelijken met de verbranding van een hoogcalorische, niet verontreinigde stof. Gedacht kan worden aan een oplosmiddel of een pastueuze stof als teermastiek, die afgezien van PAK's en koolwatersoffen weinig tot geen andere stoffen bevat. Daarom is ook een modelstof doorgeredend, die geen verontreiniging bevat en een calorische waarde van 30.000 MJ/ton heeft.

Afgewerkte olie, acceptatiegrenzen CBE

Op basis van diverse MER-en voor CBE's is de samenstelling geschat van olie die nog juist geaccepteerd kan worden door de CBE. De calorische waarde is bepaald door uit te gaan van

het in (Paktank, 1993) opgegeven watergehalte van olie en een gangbare calorische waarde van puur organisch oplosmiddel van 42.500 MJ/ton; dit resulteert in 38.900 MJ/ton.

Verfslib, normaal verontreinigd

Uit een drietal geanalyseerde stromen verfsludge is de samenstelling van een gemiddelde stroom genomen (VROM, 1995a). De analyse gaf geen waarden voor F, Cl en de asrest; deze zijn geschat op basis van het gemiddelde van een tiental door AVR geanalyseerde stromen verfslib uit een cryogene VBI (AVR, 1995c).

Verfslib II, sterk verontreinigd

In totaal waren circa 15 analyses van verfslib voorhanden. Door voor elke parameter de hoogst verkregen analysewaarde te gebruiken is een 'worst case' samenstelling voor het verfslib samengesteld.

Boor-, snij-, slijp- en walsolie (BSSW)

Op basis van cijfers uit de Afvalstoffengids (SdU, 1987-..) kan worden aangenomen dat BSSW grotendeels uit water bestaat. Uit de techniekbeschrijving over BSSW-bewerking blijkt dat uitgegaan kan worden van een percentage olie van 6 %. Omdat 1 ton olie een stookwaarde van circa 42.500 MJ/ton heeft (Sas, 1994), kan hieruit een calorische waarde van circa 2.500 MJ/ton worden afgeleid. Verder is aangenomen dat de olie circa 0,1 % chloorhoudende verontreinigingen bevat.

Zand/slibfractie o/w/s-bewerking

De samenstelling van de zand/slibfractie van de o/w/s-bewerking is geschat op basis van cijfers uit de Chemische afvalstoffengids (SdU, 1987-..). Daarin wordt aangegeven dat de zand/slibfractie gemiddeld 10 % olie bevat; bij een calorische waarde van olie van 42,5 MJ/kg betekent dit een calorische waarde van circa 4,25 MJ/kg voor het mengsel. Verder is aangenomen dat deze fractie circa 0,1 % gechloreerde verontreiniging bevat.

Oplosmiddel

Bij destillatie is uitgegaan van een halogeenarm oplosmiddel met een verontreiniging van 0,1 % chloor. Aangenomen is dat de calorische waarde circa 42.500 MJ/ton is. De hoeveelheid destillatieresidu is in de berekeningen gevarieerd.

Kunststofafval

Voor de samenstelling van kunststofafval is uitgegaan van de gegevens gebruikt in de zogenaamde 'Kunststofstudie' (Sas, 1994). Op basis van cijfers van een bedrijf dat een VBI heeft is het gehalte aan chloor in de kunststof op 0,4 % gesteld (ATM, 1995).

Oliefilterresidu

De gemiddelde samenstelling van oliefilters is geschat. Aangenomen is dat die voor 56 % uit ijzer bestaan en voor de rest uit olie (12,5 %) en papier (26,5 %; TNO-SCMO, 1991). Wat betreft de calorische waarde van het oliefilterresidu is ingeschat dat deze gemiddeld 25.500 MJ/ton bedraagt. Verder is uitgegaan van een lichte verontreiniging met chloorhoudende oplosmiddelen.

Tabel B4.1: Overzicht samenstelling afvalstoffen (in ton/ton afval; calorische waarde in MJ)

Soort afval	Acceptatie- Crude	Stookolie	Kolen	Mixed coal	Hoogcalorisch,	Alg. olie, acc.	Verfslib	Verfslib II	BSSW	Zand OWS	Zand OWS	Oplosmiddel	Kunststof	Oliefilterresid.	
Component	grens AVI		(laagzw.)	(hoogzw.)	verbrandbaar	grens CBE		(maxima)		10 % olie	40 % olie	(Destillatie)	0,4 % chloor		
Ag	1.00E-05														
As	1.00E-05	8.00E-07	8.00E-07	4.05E-06	4.05E-06										
Ba				3.20E-04	3.20E-04		6.00E-03	1.60E-02							
Cd	1.00E-05			1.17E-06	1.17E-06		5.40E-05	5.40E-05							
Co	1.00E-05		2.00E-06	4.51E-05	4.51E-05								3.00E-05		
Cr	7.50E-05		3.00E-07	6.00E-05	6.00E-05								1.00E-04		
Cu	1.00E-03		1.00E-06	5.30E-05	5.30E-05		1.00E-03	1.00E-03					2.50E-04		
Fe		2.80E-05	5.00E-05	3.70E-03	3.70E-03		1.50E-02	2.45E-02							
Hg	2.50E-07	6.00E-09	6.00E-09	8.30E-07	8.30E-07										
Mn				8.45E-04	8.45E-04										
Mo	7.50E-05		5.00E-07	4.00E-06	4.00E-06										
Ni	7.50E-05	7.90E-05	3.00E-05	8.83E-05	8.83E-05								3.00E-05		
Pb	7.50E-04	1.00E-6	9.00E-06	6.70E-05	6.70E-05		2.70E-03	7.00E-03					5.00E-04		
Sb	1.00E-05			1.50E-05	1.50E-05		1.10E-03	1.10E-03					2.00E-05		
Se	1.00E-06		7.50E-07	5.00E-06	5.00E-06										
Sn	1.00E-04			1.50E-05	1.50E-05										
Sr				2.20E-04	2.20E-04										
V		3.31E-04	6.00E-05	3.99E-04	3.99E-04										
Zn	1.00E-03		3.50E-06	2.64E-04	2.64E-04		1.10E-02	6.00E-02					3.50E-04		
Cl	1.00E-02	9.00E-05	9.00E-05	1.60E-04	1.90E-03	5.00E-04	1.10E-03	4.00E-03	1.00E-03	1.00E-03	1.00E-03	1.00E-03	4.00E-03	5.00E-04	
F	1.00E-04		9.00E-06	9.30E-05	9.30E-05		1.00E-04	1.00E-04							
S	1.00E-02	3.65E-02	9.30E-03	7.72E-03	1.71E-02	8.50E-03	2.10E-03	7.00E-03						8.50E-03	
P		4.00E-06													
MJ	1.50E+04	3.89E+04	4.06E+04	2.83E+04	1.70E+04	3.00E+04	3.89E+04	1.54E+04	1.54E+04	2.55E+03	4.25E+03	1.70E+04	4.25E+04	3.80E+04	2.55E+04
Asrest	1.00E-01			2.50E-01	4.00E-01		1.70E-02	3.50E-01	4.00E-01		4.00E-01	4.00E-01	5.00E-02	4.00E-02	1.70E-02
Dest. residu												Variabel			

N.B. Aangenomen is dat kunststof-vernval bestaat uit verfslib en kunststof met de hierboven gegeven samenstelling; de kunststoffractie is 0,382 % (ATM, 1995).
Aangenomen is dat oliefilters bestaan uit een ijzerfractie en oliefilterresidu met de hierboven aangegeven samenstelling. Het percentage ijzer is 56 % (Koole, 1991)

MER MJP-GA II

BIJLAGE 5: TRANSPONERINGSTABEL RICHTLIJNEN EN MER

Hieronder volgt een transponeringstabel tussen richtlijnen en MER. Vrijwel alle richtlijnen zijn in het MER verwerkt. Richtlijn 4.4.1 vroeg de knelpunten te specificeren naar soort: technisch, economisch, logistiek etc. Dit komt niet specifiek in dit MER terug, omdat besloten is zoveel mogelijk de letterlijke tekst van knelpunten uit de richtlijnen en/of het ontwerp MJP-GA II aan te houden. Het soort knelpunt spreekt overigens voor zich uit de toelichting daarop. De algemene beleidsalternatieven (richtlijn 5.2) konden in het algemeen maar beperkt op sectoren worden toegespitst. Dit gebeurt overigens wel voor de alternatieven ten aanzien van koppeling van activiteiten (paragraaf 4.2 van het MER) en capaciteitsregulering (paragraaf 4.5). Het belangrijkste is echter de doorwerking van algemene beleidsalternatieven op het aanbod op sectorniveau. Dit komt terug in paragraaf 4.8 van het MER. De voorkeursalternatieven op sectorniveau vallen soms in een aantal deelkeuzen en afwegingen uiteen (richtlijn 7.7). Dit is aanvaardbaar, daar het in de regel om technologiekeuzen gaat voor individuele deelstromen binnen een sector. Er is geen interferentie tussen de beleidsbeslissingen onderling. Zo heeft bijvoorbeeld de keuze hoe de oliefractie van o/w/s verwijderd moet worden geen invloed op de keuze hoe de slib/zandfractie verwijderd moet worden. Daar waar deze onderlinge samenhang wel bestaat, zoals bijvoorbeeld de keuze ten aanzien van scheiding van verfafval en de verwijdering van kunststofhoudend verfafval (paragraaf 5.9) is deze samenhang in de tekst aangegeven. Feitelijk komt het erop neer, dat door een keuze op één deelaspect af te wegen, er minder alternatieven overblijven voor keuzen die meer schakels in de keten omvatten.

Richtlijnen voor de inhoud van het MER	Vindplaats in MER (cijfers verwijzen naar hoofdstuk(onderdeel))
Hoofdstuk 2: Doelstelling MJP-GA en MER	
2.1	1
2.2	2.1
2.3	1; 2.1; 2.4
2.4	2.1
2.5	2.1
2.6	1; 2.1; 2.3; 4; 5.x.2
2.7	2.4
2.8	2.4
2.9	2.3.3; 2.3.5; 5.x.3
2.10	2.5
2.11	1; 1.2; 5.1; bijlage 2
Hoofdstuk 3: Te nemen en eerder genomen besluiten	
3.1.1	3.1
3.1.2	3.2
3.2.1	3.3
Hoofdstuk 4: Beschrijving huidig beleid, afvalaanbod en knelpunten	
4.1.1	1; 2.1; 2.3
4.1.2	2.3.2
4.1.3	2.2.1; 2.3.4
4.2.1	2.2.2; 2.2.3
4.3.1	2.2.1; 2.3.4; 5.x.2

MER MJP-GA II

4.3.2	2.2.2
4.3.3	5,m.n. 5.x.2
4.4.1	2.3.3; 4, evt. 2.3.5 en 5
4.4.2	2.3.3; 2.3.5; 4; 5
4.4.3	2.3.5; 5
4.4.4	5.22; 2
Hoofdstuk 5: Voorgenomen beleid en alternatieven	
5.1.1	2.3.3; 2.3.5; 4; 5
5.1.2	4; 4.1; 5; 5.1.x
5.2	4; m.n. 4.5 en 4.8
5.3	5.3.4; 5.6.4; 5.10.5
5.4.1	5.x.4 e.v.
5.4.2	5.x.3 e.v.
5.4.3	5.x.4 e.v
5.5.1	4.x.2; 5.x.2
5.5.2	4.1; 5.1
5.5.3	4; 5.1
Hoofdstuk 6: Milieugevolgen alternatieven	
6.1.1	4
6.2.1	5.1.4; 5.x.4 e.v.; bijlage 2
6.3.1	5.1.4; 5.x.4 e.v.; bijlage 2
6.3.2	5.x.4 e.v.; bijlage 2
6.3.3	5.1.55.x.4 e.v.; bijlage 1
6.3.4	5.x.4 e.v.; bijlage 1, 2 en 4
6.3.5	5.x.4 e.v.; bijlage 1 en 2
Hoofdstuk 7: Vergelijking van de alternatieven	
7.1	4; 5
7.2	5.x.4.2
7.3	6.2
7.4	5.x.4.3
7.5	5.x.4.3
7.6	5.x.4.2 en bijlage 2
7.7	4; 5.x.4.2 e.v.
7.8	
Hoofdstuk 8: Leemten in kennis/onzekerheden en evaluatie	
8.1.1	5 laatste paragraaf per sector; 6
8.2.1	6.3
Hoofdstuk 9: Vorm en presentatie van het MER	
9.1	4; 5; bijlage 2
9.2	samenvatting
9.3	4; 5
9.4	bijlage 6 en 7
9.5	bijlage 1 en 2
9.6	bijlage 5
9.7	2; 5

BIJLAGE 6: LIJST VAN AFKORTINGEN**Algemeen**

ADI	Acceptable Daily Intake
AMvB	Algemene Maatregel van Bestuur
AOO	Afval Overleg Orgaan
AP	Acidification Potential
AVI	Afval verbrandingsinrichting
AVR	Afval Verwerking Rijnmond (AVR-Chemie B.V., AVR-Chemie C.V. en N.V. AVR)
AWZI	Afvalwaterzuiveringsinstallatie
Baga	Besluit aanwijzing gevaarlijke afvalstoffen
Bees	Besluit emissie-eisen stookinstallaties
Bla	Besluit luchtmissies afvalverbranding
BMP	Bedrijfsmilieuplan
BOHB	Besluit organisch halogeengehalte brandstoffen
BSA	Bouw- en sloopafval; (TNO-) Beleidsstudies en Advies
BSB	Bouwstoffenbesluit
BSSW	Boor-, snij-, slijp- en walsolie
CBE	Centrale Bewerkingseenheid voor afgewerkte olie
CBS	Centraal Bureau voor de Statistiek
CCR	Centrale Commissie voor de Rijnvaart
CE	Centrum voor Energiebesparing en schone technologie
CML	Centrum voor Milieukunde Leiden
CPR	Commissie Preventie Rampen door Gevaarlijke Stoffen
CUWVO	Coördinatie Commissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren
DST	Deeltjesscheidingstechnieken
DTO	Draaitrommeloven
DtT	Distance to target
ECA	Ecotoxicologische classificatiefactor voor aquatische ecosystemen
ECT	Ecotoxicologische classificatiefactor voor terrestrische ecosystemen
EPA	Environmental Protection Agency
ER	Emissieregistratie
ER-I	Individuele emissieregistratie
ER-C	Collectieve emissieregistratie
EU	Europese Unie (voorheen EG: Europese Gemeenschap)
EZ	Ministerie van Economische Zaken
Fga	Fotografisch gevaarlijk afval
FME	Vereniging van ondernemingen in de metaal-, elektronika en elektronische industrie en aanverwante sectoren
Gaso	Gasontladinglamp
Gcv	Gebruikte chemicaliënverpakkingen
GWP	Global Warming Potential
hocal	Hoogcalorisch afval
HKW	Halogeenkoolwaterstoffen
HOI	Havenontvangstinstallatie
HTP	Human Toxicity Potential

MER MJP-GA II

IBC	Isoleren, Beheersen, Controleren
Ibs	Interimwet bodemsanering
IMT	Integrale Milieutaakstelling
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IPO	Interprovinciaal Overleg
IVAM	Interfacultaire vakgroep voor milieuwetenschappen, Universiteit van Amsterdam
Kca	Klein chemisch afval
Kga	Klein gevaarlijk afval
Iacal	Laagcalorisch afval
LCA	Levenscyclusanalyse
LCCA	Landelijke Coördinatie Commissie Afvalbeleid
LIA	Landelijk Informatiesysteem Afval
LMA	Landelijk Meldpunt Afvalstoffen
MAC	Maximaal Aanvaarde Concentratie
MARPOL	verdrag ter beheersing van Marine Pollution
MER	Milieu-effectrapport
m.e.r.	milieu-effectrapportage
MJP-GA	Meerjarenplan gevaarlijke afvalstoffen
MJ	MegaJoule (Miljoen Joule)
MMA	Meest milieuvriendelijk alternatief
MTR	Maximaal toelaatbaar risiconiveau
NA	Nulalternatief
NEC	No (adverse) Effect Concentration
NEI	No-effect Intake
NVCA	Nederlandse Vereniging van Verwerkers van Chemische Afvalstoffen
NER	Nederlandse Emissierichtlijnen
NMP	Nationaal Milieubeleidsplan
OBM	Oil Based Muds
ODP	Ozon depletion potential
OESO	Organisatie voor Economische Samenwerking en Ontwikkeling
OKW	Overige Koolwaterstoffen
ONO	Ontgiften/neutraliseren/ontwateren
o/w/s	Olie/water/slib-mengsels
PAIS	Provinciaal Afvalstoffen Informatiesysteem
PEC	Predicted Environmental Concentration
PMP	Provinciale milieubeleidsplan
PMV	Provinciale milieuverordening
PMV-o/w/s	Olie-water-slib afkomstig uit onderhouds- en herstel-inrichtingen voorvoertuigen en/of machines, waarvoor conform de PMV een inzamelvergunningplicht geldt
PRISMA	Project Industriële Successen met Afvalpreventie
REOX	Regeneratieve oxidatie
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne
RIZA	Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwater
rgr	Rookgasreinigingsresidu
RWZI	Rioolwaterzuiveringsinstallatie
SAB	Stichting Afvalstoffen Binnenvaart

SCG	Service Centrum Grondreiniging
SFAV	Stichting Financiering Afvalstoffen Visserij
SNM	Stichting Natuur en Milieu
Sza	Specifiek Ziekenhuis afval
TDI	Tolerable Daily Intake
TEQ	Toxiciteitsequivalent
TETP	Terrestrial Eco Toxicity Potential
TGI	Thermische grondreinigingsinstallatie
TJ	TeraJoule (10^{15} Joule)
TJP.A	Tienjarenprogramma Afval
TK	Tweede Kamer der Staten-Generaal
TNO	Nederlandse organisatie voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek
TTW	Tussentijdse wijziging van MJP-GA I
UCV	Uitgebreide Commissievergadering (van de Tweede Kamer der Staten-Generaal)
V en W	Ministerie van Verkeer en Waterstaat
VB	Voorgenomen beleid
VBI	Verbehandelingsinstallatie
Verordening 259/93	EG-Verordening 259/93 betreffende toezicht en controle op de overbrenging van afvalstoffen binnen, naar en uit de EG (Pb 1993, L30, 6.2.1993).
VR	Verwaarloosbaar risiconiveau
VVGB	Verklaring van geen bedenkingen
VN	Verenigde Naties
VROM	Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer
VSN	Vereniging van Smeerolieondernemingen Nederland
V&W	Verkeer en Waterstaat
Wm	Wet milieubeheer
WMO	World Meteorological Organisation
ZAVIN	Ziekenhuis Afval Verbrandings Installatie Nederland

Chemische verbindingen

AOX	Adsorbeerbaar organische halogenen
CH ₄	Methaan ('aardgas')
(H)CFK	(Waterstof)Chloorfluorkoolstoffen
C _x H _y	Koolwaterstof
EOCI	Extraheerbaar organisch chloor
EOX	Extraheerbaar organische halogene
HKW	Halogeenkoolwaterstoffen
KWS(T)	Koolwaterstoffen
PCB	Polychloorbifenyl
VOS	Vluchtige Organische Stoffen

MER MJP-GA II

BIJLAGE 7: LIJST VAN BEGRIPPEN

Gevaarlijke afvalstoffen

Afvalstoffen zoals aangewezen in het Besluit aanwijzing gevaarlijke afvalstoffen (Baga).

C₁-afvalstoffen

Afvalstoffen die zodanig toxisch zijn dat berging ervan in de C₂-deponie niet mogelijk is.¹³

C₂-afvalstoffen

Niet-verwerkbare sterk uitlogbare vaste anorganische gevaarlijke stoffen die slechts op of in de bodem gebracht kunnen worden, indien de beheersmaatregelen en de voorzieningen zodanig zijn dat percolaatvorming wordt voorkomen, zodat de emissies naar de bodem verwaarloosbaar geacht kunnen worden. Afvalstoffen behoren tot deze categorie indien één van de uitloogwaarden van de in bijlage 1 van de Grenswaardennotitie, storten gevaarlijk afval, genoemde parameters hoger of gelijk is dan de betreffende U₁-waarde.¹⁴

C₃-afvalstoffen

Niet-verwerkbare matig en slecht uitlogbare vaste anorganische gevaarlijke afvalstoffen, die slechts op of in de bodem gebracht kunnen worden, indien de beheersmaatregelen en de voorzieningen zodanig zijn, dat het percolaat slechts verwaarloosbare emissies naar de bodem kan veroorzaken. Afvalstoffen behoren tot deze categorie, indien geen enkele uitloogwaarde van de in bijlage 1 van de Grenswaardennotitie, storten gevaarlijk afval, genoemde parameters hoger of gelijk is dan de betreffende U₁-waarde.¹⁵

Service-inzamelen

Het door de leverancier bij zijn klanten verzamelen van eerder door hem geleverde producten die in het afvalstadium zijn geraakt.

Minimumstandaard

Minimale hoogwaardigheid van de wijze van verwijderen van een categorie gevaarlijke afvalstoffen zoals vastgelegd in het MJP-GA

Preventie

Het voorkomen van het ontstaan van gevaarlijke afvalstoffen.

Kwantitatieve preventie

Het nemen van maatregelen tot het reduceren van de hoeveelheid gevaarlijke afvalstoffen.

¹³ Deze definitie zal aangepast worden zodra de Grenswaardennotitie geactualiseerd is (augustus 1996).

¹⁴ Idem

¹⁵ Idem. Bij deze definitie is hier al op vooruitgelopen (de U₀-waarden zijn komen te vervallen, waardoor de C₄-afvalstoffen onderdeel zijn gaan uitmaken van de C₃-afvalstoffen).

Kwalitatieve preventie

Het nemen van maatregelen waardoor de milieuschadelijkheid van de gevaarlijke afvalstoffen afneemt.

Verwijderen

Het totaal van activiteiten met gevaarlijke afvalstoffen vanaf het moment van ontstaan, te weten inzamelen, bewaren, overslaan, bewerken, verwerken, verbranden en storten.

Definitieve verwijdering

Handelingen als omschreven in Richtlijn 75/442/EEG, artikel 1, onder e (onder meer verbranden en storten).

Toelichting: Deze term wordt alleen gebruikt in relatie tot in- en uitvoer. In andere gevallen wordt gesproken over "verbranden" of "storten".

Lekvrije verwijdering

Verwijdering waarbij alle gevaarlijke afvalstoffen op een legale wijze daadwerkelijk op de daarvoor bestemde plaats terecht komen.

Verdere verwijdering

Het totaal van bewerken, verwerken, verbranden en storten.

Inzamelen

Het ophalen van gevaarlijke afvalstoffen bij een persoon die zich van die afvalstoffen ontdoet door afgifte aan degene die die afvalstoffen ophaalt.

Service-inzamelen

Het door de leverancier bij zijn klanten inzamelen van eerder door hem geleverde produkten die in het afvalstadium zijn geraakt.

Bewaren

Het tijdelijk opslaan van gevaarlijke afvalstoffen alsmede het samepakken, samenvoegen of sorteren hiervan ten behoeve van deze opslag.

Opslaan

Gelijk aan bewaren (zie aldaar).

Overslaan

Handelingen zoals (be)laden, lossen, overladen, hevelen e.d. al dan niet op pneumatische of mechanische wijze, bijvoorbeeld door middel van kranen, transportbanden of leidingen.

Bewerken

Veranderen van de aard of hoedanigheid van gevaarlijke afvalstoffen door het behandelen met *fysische* methoden ten behoeve van verdere verwijdering (hieronder vallen in ieder geval ontwateren, scheiden, wassen, breken, destilleren en verdichten).

Verwerken

Behandelen van gevaarlijke afvalstoffen op een zodanige wijze dat de *chemische* samenstelling en eigenschappen van het oorspronkelijke produkt worden gewijzigd (hieronder vallen in

ieder geval pyro- en hydrometallurgie en thermisch immobiliseren); verbranden valt niet onder het begrip verwerken.

Nuttige toepassing

Het als produkt of als materiaal opnieuw gebruiken van een afvalstof in dezelfde of een andere toepassing. Hieronder valt derhalve onder meer produkthergebruik en materiaalhergebruik. In relatie met in- en uitvoer worden onder handelingen waardoor nuttige toepassing mogelijk wordt, handelingen bedoeld als omschreven in Richtlijn 75/442/EEG, artikel 1, onder f (onder meer terugwinning van bepaalde componenten en regeneratie van zuren of basen).

Verbranden

Door branden vernietigen.

Storten

Het op of in de bodem brengen van gevaarlijke afvalstoffen, al dan niet verpakt, om deze stoffen daar te laten.

Zelfvoorzieningsbeginsel

Het streven naar verwijdering van gevaarlijke afvalstoffen binnen de EU (communautaire zelfvoorziening), binnen de landsgrenzen (nationale zelfvoorziening) of binnen de provincie (provinciale zelfvoorziening).

Nabijheidsbeginsel

Het streven om gevaarlijke afvalstoffen zo dicht mogelijk bij de bron te bewaren, bewerken, verwerken, verbranden of storten teneinde de transportafstanden zo klein mogelijk te houden.

Nederlandse totaalscore

score van alle Nederlandse emissies op een thema

(totale geïntegreerde) Nederlandse milieubelasting

getal berekend door (al dan niet gewogen) sommatie van de genormaliseerde Nederlandse totaalscores per thema

Normalisatie

het uitdrukken van de score van een emissie op een thema als fractie van de Nederlandse totaalscore op dat thema

Surplusstromen

surplusstromen vormen dat deel van de afvalmarkt dat bij de huidige DTO-capaciteit niet nodig is om te voorzien in de behoefte aan hoogcalorisch materiaal bij DTO's. Het verwerken van niet-surplusstromen in een andere installatie als een DTO zou tot gevolg hebben dat de DTO primaire brandstof moet gaan inzetten.

MER MJP-GA II

BIJLAGE 8: LITERATUUR

- Aalbers, Th. G. e.a. (1992), Milieuhygiënische kwaliteit van primaire en secundaire bouwmaterialen in relatie tot hergebruik en bodembescherming, RIVM rapport 771402005, Bilthoven
- Adriaanse, A. (1993), Environmental performance indicators, Sdu, Den Haag
- Ahbe, S. et al. (1990), Methodik fuer Oekobilanzen, Buwal, publicatie 133, Bern
- Akzo Nobel (1994), Vergunningaanvraag uitbreiding kringloopinstallatie, Rotterdam
- Akzo Nobel (1995), Brief november 1995 aan TNO over de milieu-effecten gerelateerd aan de kringloopinstallatie te Rotterdam-Botlek
- AOO (Afvaloverlegorgaan; 1992), Milieu-effectrapport Tienjarenprogramma afval 1992-2002, Utrecht/Deventer
- AOO (Afvaloverlegorgaan, 1994), Plan van aanpak MER TJP.A 1995, Utrecht
- AOO (Afvaloverlegorgaan, 1995a), Milieu-effectrapport Tienjarenprogramma afvalstoffen, Utrecht, april 1995
- AOO (1995b), Ontwerp Tienjarenprogramma afvalstoffen, Utrecht, april 1995
- AOO (1995c), Intern memorandum dd. 18 september 1995 met procesbeschrijving natte en droge klinkerproductie, AOO, Utrecht
- Argentia (1994), MER verwerking fotografisch chemisch afval bij Argentia, Moerdijk
- Assies, J. (1994), Attribution of environmental interventions to impact categories, in: First working document on Life-cycle impact assessment methodology, SETAC/ETH Zürich, September 1994
- ATF (1994), MER verwerking van chemisch afval bij ATF, Drachten
- ATM (1993), MER Afvalstoffenterminal Moerdijk (ATM), Klundert
- ATM (1995), Brief oktober 1995 aan TNO met diverse gegevens over emissies, reststoffen en grondstofverbruik van diverse technieken, alsmede samenstellingen van afvalstromen, Klundert
- ATM (1996), Mondelinge en schriftelijke informatie aan TNO inzake herkomst organische stromen voor de VBI, Klundert
- AVB (1995a), concept MER/vergunningaanvraag uitbreiding verwerking gevaarlijk afval Booy, Rotterdam

MER MJP-GA II

AVB (1995b), Brief september 1995 met ontkennend antwoord op verzoek van TNO om aanvullende informatie op het MER AVB te leveren, Rotterdam

AVR (1993), Milieu-effectrapport DTO-10, Tauw Infra Consult B.V., Deventer

AVR-Chemie C.V. (1994a), Uitvoeringsvisie C₂-en aanverwante afvalstoffen, Rotterdam Botlek

AVR (1994b), Aanvragen revisievergunningen AVR, diverse modules (o.a. DTO-10, DTO-9, bewerking oliefilters etc.), Tauw Infra Consult B.V., Deventer, februari 1994

AVR (1995a), Schriftelijke informatie t.b.v. het MER MJP-GA II inzake massabalansen DTO-9 en emissiecijfers DTO-7, DTO-8 en DTO-9 over 1994, oktober 1995, Rotterdam Botlek

AVR (1995b), Milieu- en kwaliteitszorgsysteem, deel B2.2., Acceptatievoorwaarden, Rotterdam-Botlek, versie juli 1995

AVR (1995c), Diverse schriftelijk geleverde informatie aan het Ministerie van VROM over samenstellingen van afvalstoffen

Benestad, C. (1995), Incineration of Hazardous Waste in Cement Kilns, Waste Management and Research 7, p. 351-361

Berg, R. van den (1991), Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Een kwalitatieve en kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingswaarden. RIVM rapport no. 725201006, Bilthoven

Berg, R. van den & J.M. Roels (1991), Beoordeling van risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging. Integratie van deelaspecten. RIVM rapport no. 725201007, Bilthoven

Bremmer H.J. e.a. (1994), Emissies van dioxinen in Nederland, TNO/RIVM, Apeldoorn/Bilthoven

CdO (1995a), Ciments d'Obourg, Brief 7 september 1995 met samenstelling kolen

CdO (1995b), Ciments d'Obourg, Schriftelijke informatie inzake massabalansen e.d. Oven 9 en 10, oktober 1995

CdO (1995c), Ciments d'Obourg, Brief 25 oktober 1995 met cijfers over dioxine-emissies bij oven 9 en 10

CdO (1995d), Ciments d'Obourg, Brief 31 oktober 1995 met correctie op zwavel- en chloorgehalte kolen

CFK-commissie (1993), Jaarrapportage CFK-actieprogramma 1992, Projectbureau CFK, Tilburg

- CFK-commissie (1994), Jaarrapportage CFK-actieprogramma 1992, Projectbureau CFK, Tilburg
- Cramer, J. et al. (1995), Technologie en integraal ketenbeheer, RMNO, Rijswijk
- Dempsey, C.R & E. Timothy Oppelt (1993), Incineration of hazardous waste: A critical review update. Air & Waste, Vol. 43, januari 1993, p. 25-73
- Derwent, R.G. & M.E. Jenkin (1990), Hydrocarbon involvement in photochemical ozone formation in Europe. Report no. AERE-R13736, AEA Environmental and Energy, Harwell Laboratory, Oxfordshire
- Dusseldorp B.V. (1996), Onderzoek verwerking oliefilters, Lichtenvoorde
- Edelchemie (1994), Vergunningaanvraag en diverse onderbouwende onderzoeken en patenten, Panheel
- Eleveld, H. & J. Toes, PAK en Dak, PAK en selectieve sloop van bitumineuze dakbedekkingen, Bouwcentrum advies B.V., Rotterdam, september 1992
- ER (1995), Emissiecijfers voor diverse be-/verwerkers van gevaarlijk afval, opgenomen in de Individuele Emissieregistratie (ER-I), HIMH/afdeling ER, oktober 1995
- EU (1994), Verordening stoffen die de ozonlaag aantasten, Pb EG, Brussel
- Finnveden, G. (1994), Comments and suggestions for the classification, in: First working document on Life-cycle impact assessment methodology, SETAC/ETH Zürich, September 1994
- de Fré & Wevers (1995), Stofdossier dioxines, VITO i.o. van de Vlaamse milieumaatschappij, Aalst, België
- Frischknecht e.a. (1994), Oekoinventare für Energiesysteme, ETH Zürich/PSI Villingen, ENET/Bern
- FO-Industrie (Faciliaire Organisatie Industrie, 1995), Mondelinge en schriftelijke informatie, m.n. (concept-)bedrijfsmilieuplannen (BMP's) en geaggregeerde vergelijkingen van IMT-doelstellingen en te verwachten realisaties op basis van de BMP's, Den Haag
- Fotociné (1994), Informatiedocument inzake reductie fotografisch-chemisch afval, Den Dolder
- Gielen, D.J. (1992), Invulling van een beoordelingsmethodiek voor verwijderingsalternatieven van afvalstoffen vanuit het concept "duurzame ontwikkeling", Interne notitie, Studiecentrum Milieuonderzoek TNO, Delft
- Goedkoop, M. e.a. (1995), De Eco-indicator '95, Eindrapport en bijlagen, NOVEM/PRé Consultancy, Amersfoort

- Greenpeace (1995), Greenpeace factsheet: Nederlands afval en dioxine-uitstoot van Belgische cementovens, Amsterdam
- Guinée, J.B. & R. Heijungs (1992), Classification factors for toxic substances within the framework of life cycle assessment of products. CML Paper no. 11, Leiden
- Guinée, J.B. & R. Heijungs (1993): A proposal for the classification of toxic substances within the framework of life cycle assessment of products. *Chemosphere*, vol. 26, No 10, pp 1925-1944
- Guinée J. (1993), Data for the Normalization Step within Life Cycle Assessment of Products, CML Paper no. 14, CML, Leiden
- Guinée, J. (1994), Relations between the definition of impact categories, impact chains and parallel/serial impacts in LCA, in: First working document on Life-cycle impact assessment methodology, SETAC/ETH Zürich, September 1994
- Guinée, J. B. (1995), Development of a Methodology for the Environmental Life-Cycle Assessment of Products, Thesis Rijksuniversiteit Leiden, Leiden
- T. Hellberg (1995), Incineration by the backdoor, *The Ecologist*, Vol. 25, No. 6, November/December 1995
- Heijungs, R. e.a. (1992), Milieugerichte levenscyclusanalyse van producten, Handleiding en achtergronden , CML, Leiden.
- Heijungs, R. (1994), Enige gedachten over normalisatie en evaluatie in LCA, CML, Leiden
- Heijungs, R. (1994b), Valuation - a societal approach, in: H. Udo de Haes et al, (eds.), *Integrating impact assessment into LCA*, SETAC, Brussel
- HIMH (1995), Ketentoezicht project zuren en basen, Hoofdinspectie Milieuhygiëne, Den Haag
- Hoeksema, de Smidt, Het omgaan met kennisleemtes in m.e.r., *Milieu*, 1995
- Hoogers (1995), MER uitbreiding verwerking chemisch afval 'Hoogers', Geldrop
- Hoogovens (1995), Vergunningaanvraag emulsiebedrijf, IJmuiden
- Houghton, J.T., G.J. Jenkins & J.J. Ephraums (eds., 1991), *Climate change. The IPCC scientific assessment*. Cambridge University Press, Cambridge
- Houghton, J.T., B.A. Callander & S.K. Varney (1992), *Climate change 1992. The supplementary to the IPCC scientific assessment*. Cambridge University Press, Cambridge

- Inter-Che-M B.V. (1994), MER verwerking verfresten e.a. bij Inter-Che-M/Exachem, Beuningen
- Inter-Che-M (1995), Mondelinge informatie verwerking verfresten, Beuningen
- Janus, J.A (1994) e.a., Aandachtsstoffen in het Nederlands Milieubeleid, RIVM, Bilthoven
- Karstensen, K.H. (1994), Burning of hazardous waste as co-fuel in a cement kiln - Does it affect the environmental quality of cement ? In: Goumans, J.J.J.M. et. al., Environmental aspects of construction with waste materials, Elsevier, Amsterdam
- Kemwater (1995), MER Metaalrecyclinginstallatie, Rotterdam Europoort
- Kleijn, E.G.M. (1990), Stroom van organochloorverbindingen in de Nederlandse economie, CML, Leiden
- J.E.M. Klostermann e.a. (1994), Ketentoezichtproject zuren en basen, Hoofdinspectie Milieuhygiëne/TNO, Den Haag/Apeldoorn, 1994 (niet openbaar)
- Koning, J. de e.a. (1993), Sources of dioxin emissions in the Netherlands, Publication intended for the 13th International Symposium on Chlorinated Dioxins and Related
- Koole B.V. (1991), Beschrijving snij-installatie oliefilters, Goes
- Kortman, J.G.M. e.a. (1994), Towards a single indicator for emissions - an exercise in aggregating environmental effects, IVAM/CE, Amsterdam/Delft
- KPMG Milieu (1992), Organisatiestructuur voor de verwijdering van verf-Kca-afval binnen de verfbedrijfskolom, Den Haag
- Leto (1995), Brief aan TNO dd. september 1995 met informatie over milieu-ingrepen door destillatie
- Leto (1996), Mondelinge informatie inzake functioneren VBI's.
- Lindeijer, E. (red; 1995), Concept-paper van de Valuation subgroup of SETAC-WIA, IVAM, Amsterdam, versie maart 1995
- LMA (1995), Mondelinge informatie, Woerden
- Loo, W. van (1991), The use of industrial residues in the Dutch cement industry. In: Goumans, J.J.J.M. et. al., Waste materials in construction, Elsevier, Amsterdam
- Matthijsen, A.J.C.M. & C.B. Scheffer (1992), Emissiefactoren bij afvalverbranding, RIVM/TNO rapport 73920001, Bilthoven, mei 1992
- Metrex (1995), Beschrijving thermische behandeling verfslude, LB Metrex p/a Leto Almelo, Booy Botlek.

- Mueller-Wenck, R. (1995), Some remarks on the form of the eco-scarcity function, Notitie t.b.v. de workshop van de Valuation subgroup of SETAC-WIA, april 1995, Engelberg, IWO-ETH St.-Gallen, Zwitserland
- Nagelhout, D. e.a. (1989), Afval 2000, RIVM, Bilthoven, 1989
- Nagelhout, D. en Z.I. van Lohuizen (1992), Afvalverwijdering 1990-2010, Achtergronddocument bij de Nationale Milieuverkenning, RIVM, Bilthoven 1992
- Nagelhout, D. en E. Ballerini (1994), Afvalverwijdering 1990-2015, Achtergronddocument bij de Nationale Milieuverkenning 3, RIVM, Bilthoven 1994
- Nedstaal (1995), MER Batterijenverwerking Nedstaal B.V., Alblaserdam
- North Refinery (1993), Milieu-effectrapport CBE voor afgewerkte (smeer)olie, Delfzijl
- NRW (1995), Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, Brief inzake verbranding van gevaarlijk afval in Belgische cementovens dd. 19 Juni 1995, met bijlagen
- NVCA (1992), Visie op het Meerjarenplan chemisch afval, Schelluinen
- NVCA (1992b), Mondelinge en schriftelijke informatie op basis van een door de NVCA uitgevoerde enquête onder inzamelaars van Kga, Schelluinen
- NVCA (1992c), Plan verwijdering fotografisch chemisch afval, Schelluinen
- Paktank (1993), Milieu-effectrapport CBE Afgewerkte olie, Rotterdam
- Pulles, T. & P. v.d. Most (1992), Industriële emissies in Nederland, vierde inventarisatieronde, Basisjaar 1988, supplement, Publicatiereeks Emissieregistratie 5A, VROM, Den Haag
- RMB (Raad voor het Milieubeheer 1994), De distance-to-target methode; advies over weging van milieu-effecten, Den Haag, 14 december 1994
- Regioplan/VROM (1992), Schoon schip, schoon water !, Afvalstoffenreeks 1992/16, VROM, Den Haag
- RIVM (1993a), Informatiedocument AVI-reststoffen, RIVM, Bilthoven
- RIVM (1993b), Basisdocument dioxinen, rapport nr. 482533001, RIVM, Bilthoven
- RIVM (1993c), Nationale Milieuverkenning 3 1990-2015, Uitgave van Samson H.D. Tjeenk Willink b.v., Alphen aan den Rijn, 1993
- RIVM (1995), Milieubalans 95, Uitgave van Samson H.D. Tjeenk Willink b.v., Alphen aan den Rijn

Sas, H.J.W. (1994), Verwijdering van huishoudelijk kunststofafval: analyse van milieu-effecten en kosten, CE, Delft

Schreiber, R.J. (1995), Dioxin formation in cement kilns: A case study. New research suggests raw material is key variable. El Digest, Minneapolis, USA, juni 1995

SdU (1987-..), Chemische afvalstoffengids, eerste uitgave 1987 en diverse aanvullingen, Staatsuitgeverij, Den Haag

SETAC-WIA (1994), Working material of the workshop of the Working group on Impact Assessment 8 and 9 July 1994, ETH, Zurich, Switzerland

Smeets, E. e.a. (1994), Geaggregeerde indicatoren voor bedrijfsemissies, TNO-STB, Apeldoorn

Smeets, E. & A. Tukker (1995), Gebruikte chemicaliënverpakkingen II, TNO-STB, Apeldoorn, 1995

Staarink, T. & P. Hakkenbrak (1987), Het contaminantenboekje. Een overzicht van stoffen die drink- en eetwaren verontreinigen. 1987, Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage

Stap J. e.a. (1994), Basisdocument chemisch afval 1990-1992, Afvalstoffenreeks 1994/1, VROM, Den Haag.

Steen J.J.D. van der (1991), Inventarisatie halogeenkoolwaterstofhoudende afvalstromen uit het Wca-meldingenbestand van 1988 en de toetsing aan verwerkingstechnieken, TNO, Apeldoorn (niet openbaar).

Steen J.J.D. van der (1993), Onderzoek HKW-houdende afvalstromen i.o. NVCA, TNO/NVCA, Apeldoorn/Schelluinen

TAUW Milieu (1995), Onderzoek afgewerkte olie, Deventer

TCA (1994), Vergunningaanvraag, Amsterdam

Teeuwissen (1995), Schriftelijke informatie over be-/verwerking o/w/s, Huizen

TNO (1991), Diverse projecten ter ondersteuning vergunningenbeleid Fca, Apeldoorn

TNO-SCMO (1991), BACA Afvalstromen, Studiecentrum Milieuonderzoek TNO, Delft, 1991

TNO (1993), Haalbaarheidsstudie naar de verwerking van metaalhoudende afvalstoffen in een pyrohydrolyzer, Apeldoorn

TNO (1995a), Informatie uit diverse projecten inzake emissie-metingen bij AVI's (niet openbaar)

TNO (1995b), Diverse rapportages en vertrouwelijke informatie ten aanzien van DST, hydrometallurgie, pyrometallurgie, immobilisatie en storten

Tukker A. et al. (1993), Aanbod verbrandbaar steekvast afval voor DTO's, TNO-SCMO, Delft, februari 1993 (niet openbaar)

Tukker A. (1994a), A review of quantitative valuation methods, in: Integrating Impact Assessment in LCA, Proceedings of the SETAC-Europe congress April 1994, SETAC, Brussel

Tukker A. (1994b), Iso-utility functions as a tool for valuation in LCA, SETAC-WIA, Working material of the workshop of the Working group on Impact Assessment 8 and 9 July 1994, ETH, Zurich, Switzerland (ook uitgebracht als TNO-STB rapport, Apeldoorn, december 1994)

Tukker A. et al. (1994c), Evaluatie inzameling klein chemisch afval, TNO-STB en TNO-ME, Apeldoorn

Tukker A., R. Kleijn, E.v.d. Voet et al. (1995), Een chloorbalans voor Nederland, TNO en CML, Apeldoorn

Udo de Haes, H.A. (ed.; 1995), The methodology of impact assessment in LCA, draft report of the SETAC-Europe Working Group on Impact Assessment (WIA)

v.d. Velden, F. (1995), Achtergrondinformatie achter een artikel over cementovens in de Cobouw, fax september 1995

Vermeire, T.G., M.E. van Apeldoorn, J.C. de Fouw & P.J.C.M. Jansen (1991), Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden, RIVM rapport nr. 725201005, Bilthoven

Van Vlodrop (1994), MER be-/verwerking fotografische restvloeistoffen, Bergen op Zoom

VNCl/McKinsey (1991), Integrated substance chain management, Leidschendam, december 1991

VROM (1989), Nationaal milieubeleidsplan, Den Haag

VROM (1993a), Trendstudie chemisch afval 1990-2000, Afvalstoffenreeks 1993/2, VROM, Den Haag.

VROM (1993b), Gebruikte chemicaliënverpakkingen, Afvalstoffenreeks 1993/8, VROM, Den Haag

VROM (1993c), Briefwisseling met betrokken doelgroepen over de uitvoering van het beleid t.a.v. HKW's, Den Haag, 1993

VROM/IPO (1993d), Meerjarenplan verwijdering gevaarlijke afvalstoffen

VROM (1993e), Milieuprogramma 1994-1997, Den Haag

VROM (1994a), Heavy metals, basisdocument met betrekking tot de verwijdering van zware metaalhoudende gevaarlijke afvalstoffen, Den Haag, 30 september 1994.

VROM (1994b), Monitoring prioritaire afvalstoffen, notitie over straalgrit, Den Haag, 1994

VROM (1994c), Monitoringssystematiek IPO A900, Opgesteld door SME, Den Haag

VROM (1995a), Schriftelijke informatie over samenstelling van een aantal soorten gevaarlijk afval die verbrand worden op de DTO van AVR, de roosterovens van AVR c.q worden geëxporteerd.

VROM (1995b), Implementatieplan AVI-reststoffen, Den Haag

VROM (1995c), Basisdocument Chemisch Afval 1991-1993, publicatiereeks afvalstoffen, concept juni 1995, Den Haag, 1995

VROM/IPO (1995d), Richtlijnen MER Meerjarenplan Verwijdering Gevaarlijk Afval II, Den Haag, juli 1995

VROM/IPO (1995e), Meerjarenplan verwijdering gevaarlijke afvalstoffen, tussentijdse wijziging, Den Haag

VROM (1995f), Besluit stortverbod afvalstoffen, Den Haag

VROM (1996), Trendstudie gevaarlijk afval 1993-2015, Den Haag

WHO, (1987), Air quality guidelines for Europe. WHO Regional Publications, European Series no. 23, Copenhagen

WMO, (1989), Scientific assessment of stratospheric ozone. Volume I; report no. 20. WMO/UNEP, Geneva

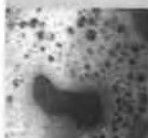
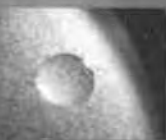
MER MJP-GA II

B/ 108

TRANSPONERINGSTABEL SECTORPLANNEN MJP-GA II EN SECTORDELEN MER

Bij het opstellen van het MJP-GA II is in een relatief laat stadium besloten de naamgeving en de volgorde van de sectoren aan te passen. Het Ministerie en van VROM en het IPO hebben besloten dat het vrijwel afgeronde MER hier niet meer aan zou worden aangepast. Deze transponeringstabel geeft het verband tussen MER en plan weer.

Paragraaf MER	Naam sector	Nr. MJP-GA II	Naam sector in MJP-GA II
5.2	Klein gevaarlijk afval	1	Klein gevaarlijk afval
5.3	Oliehoudende sludges/afvalstoffen	6	Oliehoudende afvalstoffen
5.4	Fotografisch-gevaarlijk afval	2	Fotografisch-gevaarlijk afval
5.5	Afgewerkte olie	5	Afgewerkte olie
5.6	Scheepsafvalstoffen	7	Scheepsafvalstoffen
5.7	Specifiek ziekenhuisafval	3	Specifiek ziekenhuisafval
5.8	Zuren, basen en zwavelhoudende afvalstoffen	8	Zuren, basen en zwavelhoudende afvalstoffen
5.9	Gebruikte chemicaliënverpakkingen	13	Gebruikte chemicaliënverpakkingen
5.10	Vloeibare koolwaterstoffen	4	Oplosmiddelen en koudemiddelen
5.11	Te verbranden afvalstoffen	18	Te verbranden afvalstoffen
5.12	C ₁ -afvalstoffen	19	C ₁ -afvalstoffen
5.13	C ₂ -afvalstoffen	20	C ₂ -afvalstoffen
5.14	C ₃ -afvalstoffen	21	C ₃ -afvalstoffen
5.15	Verontreinigde grond	16	Verontreinigde grond
5.16	Straalgrit	17	Verontreinigd straalgrit
5.17	Accu's	9	Loodaccu's
5.18	Batterijen	10	Batterijen
5.19	Gasontladingslampen	11	Gasontladingslampen
5.20	Oliefilters	12	Oliefilters
5.21	Ferro en non-ferro afvalstoffen	14	Ferro- en non-ferro afvalstoffen
5.22	Explosieven	15	Explosieven



Publicatie van:

Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke
Ordnening en Milieubeheer
Centrale Directie Voorlichting en Externe
Betrekkingen
Rijnstraat 8, 2515 XP Den Haag
en het Interprovinciaal Overleg

VROM 96226/h/5-96
12826/167