

Laan van Westenenk 501
Postbus 342
7300 AH Apeldoorn

www.mep.tno.nl

T 055 549 34 93

F 055 549 32 01

info@mep.tno.nl

TNO-rapport

R 96/414

**Modelmatige analyse van integraal verbranden
van klein chemisch afval en klein wit- en
bruingoed**

Datum	november 1996
Auteurs	Ir. L.P.M. Rijpkema Ir. E. Mulder
Projectnummer	27331
Trefwoorden	- klein chemisch afval - klein wit- en bruingoed - integrale verbranding in AVI's - AVI-reststoffen
Bestemd voor	VROM/DGM Directie Afvalstoffen, IPC 645 Zaaknummer 96210416

Alle rechten voorbehouden.

Niets uit deze uitgave mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook zonder voorafgaande toestemming van TNO.

Indien dit rapport in opdracht werd uitgebracht, wordt voor de rechten en verplichtingen van opdrachtgever en opdrachtnemer verwezen naar de Algemene Voorwaarden voor onderzoeksopdrachten aan TNO, dan wel de betreffende terzake tussen de partijen gesloten overeenkomst. Het ter inzage geven van het TNO-rapport aan direct belanghebbenden is toegestaan.

Samenvatting

Sinds een aantal jaren bestaat er in Nederland een gescheiden inzameling van klein chemisch afval (KCA) uit huishoudens om ervoor zorg te dragen dat deze milieu-gevaarlijke stoffen op een veilige en milieuhygiënisch verantwoorde manier worden verwerkt.

Door de invoering van strengere eisen aan de emissies naar lucht van de afvalverbrandingsinstallaties (AVI's) via het Besluit Luchtemissies Afvalverbranding (BLA), is het Nederlandse park van AVI's recent grondig gemoderniseerd. Op grond van de uitgebreide rookgasreinigingsinstallaties die hiervoor zijn geïnstalleerd heerst het vertrouwen dat bij het meeverbranden van KCA in de AVI's de emissies naar de lucht nog steeds binnen de normen van het BLA kunnen worden gehouden.

Vanuit de Directie Afvalstoffen van het Ministerie van VROM is de vraag gesteld wat de invloed op de AVI-reststoffen zou zijn wanneer KCA integraal of deelstromen van het KCA zouden worden meeverbrand met de rest van het afval in een AVI.

Verder is bekend dat een aantal probleem-elementen, die in de toekomst mogelijk de nuttige toepassing van AVI-bodemassas (als N2-categorie van het Bouwstoffenbesluit) in de weg staan, voor een belangrijk deel uit het in het afval aanwezige klein wit- en bruingoed (klein WEB) afkomstig zijn. De vraag is of door gescheiden inzameling van klein WEB de kwaliteit van AVI-bodemassas zodanig kan worden verbeterd dat wel wordt voldaan aan de geldende normen voor nuttige toepassing.

De doelstelling van het hier beschreven onderzoek is dan ook het vaststellen van de effecten op de reststoffen van een AVI van:

- a. het meeverbranden van KCA (integraal, zowel als deelstromen), en
- b. het gescheiden inzamelen (en dus niet meeverbranden) van klein WEB.

Tevens zullen de specifieke verwerkingskosten voor KCA en klein WEB in een AVI worden berekend.

Voor het realiseren van deze doelstellingen zijn berekeningen uitgevoerd met een door TNO en APME (Association of Plastic Manufacturers in Europe) ontwikkeld computermodel. Dit model, het MSWC FACE-model, berekent de invloed van een verandering in afvalsamenstelling op de emissies, de kwaliteit van de reststoffen, energierugwinning en kosten van een AVI. Op basis van de berekeningen met dit MSWC FACE-model zijn met behulp van een recent ontwikkelde methodiek de specifieke verwerkingskosten berekend (voor de mogelijkheden en beperkingen van deze methodiek zij verwezen naar het daarover verschenen rapport [Rijkema, 1996a]).

Uit de berekeningen blijkt dat integraal meeverbranden van een aantal deelstromen van het KCA waarschijnlijk niet tot **wijzigingen** in de kwaliteit van de reststoffen

zal leiden. Dit betreft de deelstromen: fixeer/ontwikkelaar, halogeenarme en -rijke oplosmiddelen, zuren, cosmetica/medicijnen, verontreinigde verpakking, spuitbus-
sen, afgewerkte olie/oliehoudend afval en lampen.

Voor een aantal andere deelstromen wordt een **verslechtering** van de kwaliteit van met name bodemas en vliegas verwacht. Dit geldt voor de deelstromen: bestrij-
dingsmiddelen (ten aanzien van Sn), verfafval (Cr), batterijen (Hg, Cd, Mn, Ni,
Zn) en accu's (Pb, Sb).

Gescheiden inzameling van klein WEB leidt tot **verbetering** van de kwaliteit van bodemas en vliegas. Voor de bodemas zou dit kunnen betekenen dat deze kan vol-
doen aan de eisen (met uitzondering van de uitloging van Mo) voor nuttige toepas-
sing volgens de N2-norm van het Bouwstoffenbesluit.

De resultaten staan beknopt weergegeven in tabel 1. Daarin is tevens aangegeven
welke mogelijkheden voor nuttige toepassing of terugwinning van grondstoffen
voor de diverse afvalstromen bestaan, alsmede welke onzekerheden met betrekking
tot de gegevens nog in de resultaten meespelen.

Tabel 1 Conclusies voor de meeverbranding van KCA deelstromen, integraal KCA en klein WEB.

Afvalfractie	Belangrijke bijdrage ¹ voor wat betreft:	Verwachting ten aanzien van kwaliteit reststoffen ²	Mogelijkheden terugwinning of nuttige toepassing componenten	Onzekerheden
Fixeer/ontwikkelaar	Br, S	geen invloed verwacht	zilver terugwinning	- gehalte zware metalen in afvalfractie - gedrag in AVI (roosterdoorval)
Oplosmiddel halogeen-arm	stookwaarde (hoog)	geen invloed verwacht	hoog calorisch gevaarlijk afval	- gehalte zware metalen in afvalfractie
Oplosmiddel halogeen-rijk	Cl	geen invloed verwacht	nee	- gehalte zware metalen in afvalfractie - afbraak koolwaterstoffen
Zuren	stookwaarde (laag)	geen invloed verwacht	nee	- gehalte zware metalen in afvalfractie - gedrag in AVI (corrosie, roosterdoorval)
Bestrijdingsmiddelen	P, Cl, Sn	toename Sn in vliegass (U)	nee	- uitloging Sn vliegass
Cosmetica/medicijnen	N	geen invloed verwacht	nee	
Verfafval	Cr, Pb, Zn, stookwaarde	mogelijk toename Cr(VI) in vliegass (SU)	nee	- Cr(VI) vliegass: gehalte en uitloging
Vervuilde verpakking	as	geen invloed verwacht	nee	
Spuitbussen	N, as	geen invloed verwacht	nee	
Afgewerkte olie/ oliehoudend afval	S, stookwaarde (hoog)	geen invloed verwacht	opwerking tot brandstof	
Batterijen	Hg, Cd, Mn, Ni, Zn, as	mogelijk toename Hg, Cd, Mn, Ni, Zn in bodemas en/of vliegass (SU)	terugwinning metalen	- uitloging Cd bodemas
Accu's	Pb, Sb, S, as	toename Pb, Sb in bodemas (SU) mogelijk toename Pb, Sb in vliegass (S)	terugwinning lood	- Sb in vliegass: gehalte en uitloging
Lampen	Hg, As, Cr, Mo, Sb, as	geen invloed verwacht	terugwinning glas, ferro en non-ferro	
Totaal KCA	Cl, Hg, Cd, Cr, Mn, Ni, Pb, Sb, Sn, Zn, stookwaarde (hoog)	alle effecten bij de deelstromen genoemd, kunnen ook hier een rol spelen	zie deelstromen	zie deelstromen
Klein WEB	Br, as, alle zware metalen, maar met name Cu, Ni, Pb, Sb en Zn	afname Br, Cu, Ni, Pb, Sb, Sn en Zn in bodemas (SU); Br, Cu, Sb mogelijk binnen Bsb-norm (U) afname Br, Cd, Sb en Sn in vliegass (SU); Sb mogelijk binnen BAGA-norm (S) ³	terugwinning metalen, glas en andere componenten	- uitloging bodemas nu binnen Bsb-norm? - Sb-gehalte: vliegass

¹ Bij de afweging welke bijdrage als belangrijk wordt ingeschat is met name gekeken naar het aandeel van een fractie in een parameter ten opzichte van het massa-aandeel: dat wil zeggen, als een fractie qua hoeveelheid slechts 1% is van het totaal, dan worden bijdragen van meer dan 1,5% in een parameter al als belangrijk aangemerkt.

² Aangegeven is of een kwaliteitsverandering met de samenstelling (S), de uitloging (U) of met allebei (SU) te maken heeft.

³ AVI-vliegass is per definitie (volgens BAGA) gevaarlijk afval.

Bsb: Bouwstoffenbesluit, BAGA: Besluit Aanwijzing Gevaarlijke Afvalstoffen.

Summary

Since a few years in the Netherlands domestic hazardous wastes are separately collected to ensure a safe and environmentally sound disposal of these wastes, which can be a threat to the environment.

As the last directive for emissions to air of municipal solid waste combustion (MSWC) facilities (BLA: 'Besluit Luchtemissies Afvalverbranding 1993) is very strict, Dutch MSWC facilities have recently been upgraded. Due to the extensive flue gas cleaning systems currently applied, there is confidence that co-combustion of the domestic hazardous wastes will not lead to emissions to air exceeding the standards set by the BLA.

The Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment (VROM) has posed the question what the influence on the MSWC facility residues would be, when the entire domestic hazardous waste (or parts of this waste stream) is co-combusted with the normally combusted waste.

Thus, the goals of this project are to assess the impact on the MSWC facility residues of:

- a. co-combustion of domestic hazardous waste (the total waste stream as well as fractions hereof);
 - b. separate collection (and treatment) of small domestic electric appliances waste.
- Besides, the specific processing costs for combustion of these wastes in an MSWC facility will be calculated.

In order to reach these goals, calculations were executed with a computer model which was jointly developed by APME (Association of Plastic Manufacturers in Europe) and TNO. This model, the MSWC FACE-model, calculates the influence of a change in waste composition or process conditions on the emissions, residues, energy recovery and costs of an MSWC facility. Based on the calculations with this model, the specific processing costs of the waste materials considered were calculated through a recently developed methodology (for the possibilities and restrictions in this methodology we refer to the recently published report on this topic [Rijkema, 1996a]).

The calculations show that co-combustion of fractions of the domestic hazardous waste stream will probably not lead to a **change** in residue quality. This is true for the fractions: fixer/developer, solvents (both halogen-rich and -poor), acidic solutions, cosmetics/medicines, contaminated packaging waste, spray cans, waste oil and fluorescent lamps.

For some other fractions of the domestic hazardous waste stream co-combustion is expected to result in a **decrease** of the residue quality. These fractions are: pesticides (with respect to Sn), paint waste (Cr), car batteries (Pb, Sb) and other batteries (Hg, Cd, Mn, Ni, Zn).

Separate collection of small domestic electric appliances waste **improves** the bottom-ash quality. This could mean that this bottom-ash will meet the requirements (except for the leaching of Mo) for application as a construction material (N2-category of the 'Bouwstoffenbesluit').

The results are summarized in table 1. The presently existing possibilities for useful application or material recovery of the waste materials are mentioned as well as the uncertainties with respect to the waste materials.

Tabel 1 Conclusions concerning co-combustion of (fractions of) domestic hazardous waste and separate collection and treatment of small domestic electric appliances waste.

	Important contribution ¹ to:	Anticipated influence on residue quality ²	Possibilities for material recovery or application	Uncertainties
Fixer/developer	Br, S	no influence expected	silver recovery	- heavy metal content waste fraction - behaviour in MSWC facility (on grate)
Solvent halogen-poor	calorific value (high)	no influence expected	high calorific hazardous waste	- heavy metal content waste fraction
Solvent halogen-rich	Cl	no influence expected	no	- heavy metal content waste fraction - afbraak koolwaterstoffen
Acidic solutions	calorific value (low)	no influence expected	no	- heavy metal content waste fraction - behaviour in MSWC facility (on the grate, corrosion)
Pesticides	P, Cl, Sn	increase in Sn in vliegash (L)	no	- leaching of Sn from fly-ash
Cosmetics/medicines	N	no influence expected	no	
Paint waste	Cr, Pb, Zn, calorific value (high)	possible increase of Cr(VI) in fly-ash (CL)	no	- Cr(VI) fly-ash: content and leaching
Contaminated packaging	ashes	no influence expected	no	
Spray cans	N, ashes	no influence expected	no	
Waste oil	S, calorific value (high)	no influence expected	reprocessing to fuel	
Car batteries	Pb, Sb, S, ashes	increase in Pb, Sb in bottom-ash (CL) possible increase Pb, Sb in fly-ash (C)	lead recovery	- Sb in fly-ash: content and leaching
Other batteries	Hg, Cd, Mn, Ni, Zn, ashes	possible increase Hg, Cd, Mn, Ni, Zn in bottom-ash and/or fly-ash (CL)	recovery several metals	- leaching of Cd from bottom-ash
Fluorescent lamps	Hg, As, Cr, Mp, Sb, ashes	no influence expected	recovery of glass, metals (ferro and non-ferro)	
Total domestic hazardous waste	Cl, Hg, Cd, Cr, Mn, Ni, Pb, Sb, Sn, Zn, calorific value (high)	all influences found by fractions	see fractions	see fractions
Small domestic electric appliances waste	Br, ashes, all heavy metals, especially Cu, Ni, Pb, Sb and Zn	decrease Br, Cu, Ni, Pb, Sb, Sn and Zn in bottom-ash: possibly within Bsb- standard (L) ³ decrease Br, Cd, Sb, Sn in fly-ash (CL): Sb possibly within BAGA standard (C) ³	recovery metals, glass and other components	- leaching bottom-ash within Bsb-standard ? ³ - Sb-content: fly-ash

¹ When weighing contributions to decide whether which are considered important, the share of a certain fraction in a parameter is compared to the share in the total mass of that specific fraction; in other words, if a fraction represents 1% of the total mass, a contribution of more than 1.5% in a certain parameter is considered important.

² The anticipated influence concerns a change in quality related to the content (marked C) or related to the leaching (marked L), or both (marked CL).

³ MSWC facility fly-ash is hazardous waste by definition (BAGA).

Bsb = 'Bouwstoffenbesluit': Standard for application of materials as construction materials.

BAGA = 'Besluit Aanwijzing Gevaarlijke Afvalstoffen': Standard for defining hazardous waste.

Voorwoord

De uitvoering van dit project is begeleid en ondersteund door een begeleidingscommissie die bestond uit:

- Drs. Ing. J.M. Dorival, VROM, Directie Afvalstoffen, projectcoördinator.
- Ing. L.J.W.M. Bergman, VROM, Directie Afvalstoffen;
- Ing. M.J.G.A. Adams, VROM, Directie Afvalstoffen;
- Ing. W. Sierhuis, GDA Amsterdam.

Daarnaast is een belangrijke bijdrage aan het project geleverd door Ing. E.A. Colnot, Ir. C.F. Arnold en dhr. J. Schouten van de HVC Noord-Holland middels het aanleveren van de informatie ten behoeve van de simulatie van de HVC met het MSWC FACE-model.

Verder is ook de informatie met betrekking tot de samenstelling van het KCA, verkregen via dhr. P.J. Meijer van het RIVM, en met betrekking tot de hoeveelheden KCA, via dhr. C.N.J. van Beusekom van het CBS, van bijzonder nut geweest voor deze studie.

Inhoudsopgave

Samenvatting	3
Summary	7
Voorwoord	11
1. Inleiding	15
1.1 Klein chemisch afval	15
1.2 Klein wit- en bruingoed	16
1.3 Algemeen	16
2. Samenstellingsgegevens	17
2.1 Referentie-afval	17
2.2 KCA	21
2.2.1 Fixeer/ontwikkelaar	28
2.2.2 Oplosmiddel, halogeenarm	29
2.2.3 Oplosmiddel, halogeenrijk	29
2.2.4 Zuren	29
2.2.5 Bestrijdingsmiddelen	29
2.2.6 Cosmetica, medicijnen	30
2.2.7 Verf	30
2.2.8 Verontreinigd verpakkingsmateriaal	31
2.2.9 Spuitbussen	32
2.2.10 Afgewerkte olie en oliehoudend afval	32
2.2.11 Batterijen	32
2.2.12 Accu's	33
2.2.13 Lampen	33
2.2.14 Onbekend	34
2.2.15 Discussie	34
2.3 Klein wit- en bruingoed	35
2.3.1 Glas	36
2.3.2 Hout	36
2.3.3 Kunststof	37
2.3.4 IJzer	37
2.3.5 Koper	37
2.3.6 Aluminium en overig non-ferro	38
2.3.7 Rubber	38
2.3.8 Printplaten	38
2.3.9 Discussie	38
3. Uitvoering berekeningen	41
3.1 MSWC FACE-model	41
3.2 Gevolgde methodiek	43

3.3	Aannames bij de berekeningen.....	46
3.3.1	Verdelingscoëfficiënten in de vuurhaard	46
3.3.2	Berekening verdelingscoëfficiënten.....	51
3.3.3	Afscheiding componenten in rookgasreinigingssysteem	55
4.	Resultaten.....	57
4.1	KCA.....	57
4.1.1	Samenstelling bodem- en vliegase.....	57
4.1.2	Specifieke verwerkingskosten.....	61
4.2	Klein wit- en bruingoed.....	62
4.2.1	Samenstelling bodem- en vliegase.....	62
4.2.2	Specifieke verwerkingskosten.....	65
5.	Evaluatie resultaten & Discussie	67
5.1	Uitloogbaarheid	67
5.2	Effecten van KCA en klein WEB op de uitloging van AVI-reststoffen	69
5.3	Overige aspecten.....	74
5.4	Afweging significantie effecten	75
5.5	Ontbrekende kennis	76
6.	Conclusies en aanbevelingen	79
6.1	Conclusies.....	79
6.2	Aanbevelingen	81
7.	Referenties	83
8.	Verantwoording	89
Bijlage A	Samenstelling referentie-afval	
Bijlage B	Samenstelling KCA deelstromen	
Bijlage C	Simulatie van de HVC Noord-Holland met het MSWC FACE-model	
Bijlage D	Methodiek specifieke verwerkingskosten	
Bijlage E	Resultaten specifieke verwerkingskosten	
Bijlage F	Samenstelling en uitloging AVI-reststoffen	

1. Inleiding

1.1 Klein chemisch afval

Sinds een aantal jaren bestaat er in Nederland een gescheiden inzameling van wat klein chemisch afval (KCA) uit huishoudens wordt genoemd. Hieronder wordt een scala aan afvalprodukten verstaan die op basis van hun chemische samenstelling risico's voor het milieu inhouden en die vrijkomen uit huishoudens [VROM, 1992]. De gescheiden inzameling is destijds opgezet om ervoor zorg te dragen dat deze milieugevaarlijke stoffen op een veilige en milieuhygiënisch verantwoorde manier worden verwerkt. Verwerking van dit klein chemisch afval tegelijk met de rest van het afval werd als onvoldoende veilig voor het milieu gezien, terwijl door de gescheiden inzameling de mogelijkheid werd verkregen de milieurisico's bij de verwerking te verkleinen.

Een deel van het KCA wordt nu bewerkt zodat grondstoffen teruggewonnen kunnen worden voor recycling, het restant wordt in speciale ovens verbrand of op een speciale deponie gestort. De kosten die hieraan verbonden zijn, zijn echter relatief hoog.

Sinds de invoering in 1989 van de Richtlijn Verbranden, die in 1993 werd omgezet in het Besluit Luchtemissies Afvalverbranding (BLA), is het Nederlandse park van afvalverbrandingsinstallaties (AVI's) grondig gemoderniseerd. Een aantal oude installaties is gesloten, een aantal anderen is gemodificeerd en uitgebreid met een nieuw rookgasreinigingssysteem en een aantal nieuwe installaties is gebouwd. Sinds 1 januari 1996 dienen al deze installaties, bedoeld voor het verbranden van de bulk van het huishoudelijk afval en daarmee vergelijkbaar afval, te voldoen aan de strenge emissie-normen naar lucht van het BLA. Tevens dienen de reststoffen aan strenge normen voor wat betreft de uitloging (Bouwstoffenbesluit) te voldoen, ten einde voor nuttige toepassing in aanmerking te komen. Zo niet dan worden de reststoffen zorgvuldig gestort onder IBC-condities.

Nu deze nieuwe en gemoderniseerde AVI's voor de verwerking van het huishoudelijk afval gereed en (de meeste) operationeel zijn, rijst de vraag of deze AVI's in staat zijn het KCA, wanneer dat niet langer gescheiden ingezameld zou worden, te zamen met de rest van het huishoudelijk afval te verwerken, zonder dat daarbij voor het milieu onaanvaardbare risico's ontstaan. Met andere woorden: is het om milieuredenen nog wel nodig om het KCA gescheiden in te zamelen? En als mee-verbranden vanuit milieuhygiënisch opzicht kan, welke kosten zijn daar dan aan verbonden?

Doelstelling 1

Om een eerste aanzet tot het beantwoorden van deze vragen te geven is TNO gevraagd een aantal berekeningen uit te voeren ten einde te analyseren wat de kosten

en de milieu-effecten zouden zijn van het integraal meeverbranden van KCA of van bepaalde deelstromen van KCA.

1.2 Klein wit- en bruingoed

Voor de nuttige toepassing van bodemas, waarvan bij de verbranding van huishoudelijk afval een grote hoeveelheid (ca. 250 kg per ton te verbranden afval) vrijkomt, zijn eisen gesteld ten aanzien van de uitloging (Bouwstoffenbesluit). Voor een aantal elementen kan niet altijd aan deze uitloog-eisen worden voldaan. Dit is reden om te onderzoeken of het mogelijk is voor een aantal van deze probleemelementen de aanwezigheid in het afval te verminderen. Onder andere vanwege het hoge kopergehalte (wat een van de probleemstoffen is) wordt daarbij gedacht aan gescheiden inzameling van de fractie klein wit- en bruingoed (klein WEB), teneinde op die manier de aanwezigheid en mogelijk ook de uitloging van koper te verminderen.

Doelstelling 2

TNO is gevraagd tevens te onderzoeken wat de kosten en milieu-effecten voor de AVI zijn van het gescheiden inzamelen van dit klein WEB.

1.3 Algemeen

Voor de berekeningen (zowel voor meeverbranden van KCA als voor afscheiden uit de AVI-input van klein WEB) is door TNO gebruik gemaakt van het eerder, door APME (Association of Plastic Manufacturers in Europe) en TNO ontwikkelde MSWC FACE-model. Dit model berekent de invloed van een verandering in afvalsamenstelling of procescondities op de emissies, reststoffen, energierugwinning en kosten van een AVI. Aanvullend op deze berekeningen is een evaluatie uitgevoerd ten aanzien van de kwaliteit van de reststoffen die bij verbranding ontstaan.

Allereerst worden in dit rapport de samenstellingsgegevens, benodigd voor de berekeningen, verzameld (hoofdstuk 2). Vervolgens wordt aangegeven volgens welke methodiek de berekeningen zijn uitgevoerd (hoofdstuk 3), waarna de resultaten van de berekeningen worden gepresenteerd in hoofdstuk 4. In hoofdstuk 5 vindt de evaluatie plaats wat leidt tot de conclusie en aanbevelingen in hoofdstuk 6.

2. Samenstellingsgegevens

Het in dit project gebruikte MSWC FACE-model (zie hoofdstuk 3) is gebaseerd op massabalansen voor afvalcomponenten, zowel op totaalmassa als per element. Hiertoe is van elke te beschouwen afvalfractie de elementairsamenstelling benodigd.

Voor deze studie betekende dit het achterhalen van de volgende gegevens:

- de samenstelling van het referentie-afval, zoals dat gemiddeld in een Nederlandse AVI (nu) wordt verbrand;
- de samenstelling van de diverse KCA-stromen, die in deze studie aan het te verbranden afval worden toegevoegd;
- de samenstelling van het klein wit- en bruingoed dat in deze studie aan het te verbranden afval wordt onttrokken.

2.1 Referentie-afval

Om tot een referentiesamenstelling van het in Nederland aan een AVI aangeboden afval te komen is zoveel mogelijk uitgegaan van de resultaten van een studie naar de verschillende componenten in het afval [Krajenbrink, 1996]. In deze studie, die momenteel in de afrondingsfase verkeert, wordt voor een aantal zware metalen (Hg, Cd, As, Cr, Cu, Mo, Pb, Sb, Se en Zn) en halogenen (F, Cl en Br) de hoeveelheid in het aan de AVI aangeboden afval bepaald, alsmede de herkomst van deze elementen wat betreft afvalfractie of produkt.

Voor de overige componenten in het referentie-afval worden de gehalten als volgt bepaald:

In 1994 is door het RIVM het huishoudelijk afval geanalyseerd en opgedeeld in een aantal fracties (zie tabel 2) [RIVM, 1988-1995].

Teneinde met het MSWC FACE-model te kunnen rekenen dient echter deze fractieverdeling omgezet te worden in een elementairsamenstelling van het totale referentie-afval. In eerdere studies [Rijkema, 1992, Rijkema, 1996a, Rijkema, 1996b] is een gemiddelde afvalsamenstelling opgedeeld in fracties waarvan elementairsamenstellingen in de literatuur gevonden zijn. De destijds gekozen verdeling komt echter niet geheel overeen met de RIVM-verdeling. Daarom is de RIVM-fractieverdeling als volgt omgewerkt naar die fracties waarvoor elementaire gegevens beschikbaar zijn:

- ‘tapijten, matten’ zijn ondergebracht bij ‘textiel’,
- ‘ferro’ en ‘non-ferro’ zijn samen genomen als ‘metalen’,
- ‘brood’, ‘dierlijk afval’, ‘leer, rubber’, en de helft van ‘bijzonder afval’ en ‘KCA’ zijn ondergebracht in de fractie ‘divers brandbaar’,
- ‘keramiek’ en de andere helft van ‘bijzonder afval’ en ‘KCA’ zijn ondergebracht in de fractie ‘divers niet-brandbaar’.

De resultaten van deze omwerking zijn weergegeven in tabel 2.

Tabel 2 Omwerking verdeling afval in fracties.

Fractieverdeling RIVM	aandeel in gew %	Nieuwe fractieverdeling TNO	aandeel in gew %
GFT	34.7	GFT	34.7
papier, karton	29.4	papier	29.4
kunststof	10.4	kunststof	10.4
glas	4.0	glas	4.0
ferro	4.1	metalen	4.7
non-ferro	0.6		
textiel	3.0	textiel	4.4
tapijten, matten	1.4		
hout	2.7	hout	2.7
brood	1.9		
dierlijk afval	1.7	divers brandbaar	5.0
leer, rubber	1.0		
bijzonder afval	0.3	divers niet-brandbaar	4.7
KCA	0.5		
keramiek	4.3		

Op deze manier kan met behulp van de nieuwe fractieverdeling en de elementair samenstelling per fractie, de elementair samenstelling van het totale afval worden berekend. Ook de stookwaarde van het afval wordt berekend uit de stookwaarde per fractie en het aandeel van de diverse fracties in het totaal. In tabel 3 staan de gegevens per fractie vermeld, terwijl in tabel 4 de samenstelling en de stookwaarde voor het totale referentie-afval zijn gegeven.

De gegevens in tabel 3 zijn voornamelijk afkomstig uit [Rijpkema, 1992], met uitzondering van: zware metalen [RIVM, 1988-1995] (plastic fractie [GfA, 1994]), samenstelling houtfractie [Eggels, 1995] en stookwaarden [AOO, 1995].

Tabel 3 Samenstelling afvalfracties^{1,2} (alles op droge stof basis, behalve watergehalte en stookwaarde).

Component		GFT	papier	kunststof	glas	metalen	textiel	hout	divers	
									brandbaar	niet-brandbaar
C	gew%	38,07	43,39	77,32	0,52	2,13	49,26	48,22	50,25	0,51
H	gew%	5,14	6,20	11,50	0,07	0,32	6,44	6,31	5,99	0,07
O	gew%	28,53	39,63	2,87	0,36	2,12	34,97	42,61	25,15	0,36
N	gew%	3,80	0,25	0,97	0,03	0,02	3,89	0,49	0,85	0,03
S	gew%	0,29	0,25	0,02		0,01	0,64	0,03	0,36	
P	gew%	0,57	0,01				0,27		0,03	
Cl	gew%	0,76	0,37	2,36	0,01	0,03	0,64	0,03	3,00	0,01
F	gew%	0,00								
as	gew%	22,84	9,90	4,96	99,01	95,37	3,89	2,31	14,37	99,02
water	% tot	56,5	26,8	10,0	1,7	5,8	20,6	14,5	14,7	0,0
Hg	mg/kg	0,3	0,1	0,1	0,1		0,1	1	0,1	0,1
Cd	mg/kg	0,3	1	50	1	2	3	1	40	4
As	mg/kg	4	2	2	50	50	1	1	1	10
Co	mg/kg	30	3	20	4	70	3		8	50
Cr	mg/kg	200	20	60	800	900	80	60	900	100
Cu	mg/kg	80	40	400	30	10000	100	50	50	50
Mn	mg/kg	300	50	30	120	500	8	200	30	500
Mo	mg/kg	20	2	3	50	400	1	1	2	4
Ni	mg/kg	300	10	20	40	800	20	1	30	80
Pb	mg/kg	300	20	300	200	3000	50	1000	100	1000
Sb	mg/kg	1	0,5	100	20	50	20	10	20	10
Sn	mg/kg		8	30						
V	mg/kg	50	1	100	6	80	0,4		1	100
Zn	mg/kg	400	80	400	200	3000	400	1000	3000	700
NHV	MJ/kg	3,39	9,99	34,19	0,00	0,00	14,26	14,60	15,39	0,00

¹ Geen data beschikbaar voor Br, Se en Te.² Niet ingevulde velden onbekend, aanname: = 0.

Tabel 4 Referentie samenstelling afval (alle concentraties op totaalbasis). Totale hoeveelheid in Nederland verbrande afval (1993): 2700 kton per jaar.

Component	Eenheid	Concentraties volgens componenten-onderzoek ¹	Concentraties berekend uit fracties (tabel 3)	Samenstelling referentie-afval
C	gew %		27,44	27,44
H	gew %		3,83	3,83
O	gew %		16,51	16,51
N	gew %		0,91	0,91
S	gew %	0,19	0,14	0,19
P	gew %		0,10	0,10
Cl	gew %	0,59	0,57	0,59
F	gew %	0,011		0,011
Br	gew %	0,015		0,015
as	gew %		19,61	19,61
water	gew %		30,89	30,794 ²
Stookwaarde	MJ/kg		9,46	9,46
Hg	mg/kg	0,6	0,12	0,6
Cd	mg/kg	8,5	7,1	8,5
As	mg/kg	7,4	6,0	7,4
Co	mg/kg		13	13
Cr	mg/kg	190	160	190
Cu	mg/kg	1630	510	1630
Mn	mg/kg		110	110
Mo	mg/kg	23	24	23
Ni	mg/kg		100	100
Pb	mg/kg	670	290	670
Sb	mg/kg	31	15	31
Se	mg/kg	4,8		4,8
Sn	mg/kg		4,5	4,5
V	mg/kg		26	26
Zn	mg/kg	1000	450	1000

Onvoldoende gegevens beschikbaar voor Te: aanname: = 0.

¹ Bron: [Krajenbrink, 1996], zie ook Bijlage A.

² Het watergehalte is aangepast zodat het totaal op 100,00% uitkomt.

Bij de vergelijking van de concentraties die zowel in het componentenonderzoek [Krajenbrink, 1996] zijn bepaald als die uit de fracties berekend kunnen worden, treden in een aantal gevallen behoorlijke verschillen op. In alle gevallen is het echter zo dat op basis van het componentenonderzoek [Krajenbrink, 1996] hogere waarden worden gevonden. Dit is te verklaren uit het feit dat nu voor het eerst ook de bijdragen van niet-huishoudelijk afval aan de AVI-voeding in kaart zijn gebracht, terwijl vroegere analyses zich meestal beperkten tot het huishoudelijk afval. Een en ander blijkt ook uit de aanpak en de resultaten van genoemd onderzoek (zie Bijlage A en [Krajenbrink, 1996]).

Overigens maken de hier gepresenteerde waarden onderdeel uit van een range die afhankelijk van het betreffende element breed of smal kan zijn. Met name voor de metalen Hg, Cd, Se en Sn komen ook getallen voor die tot een factor 5 hoger liggen dan de waarden in tabel 4. Door fluctuaties en onvolledigheid in de diverse datasets (vaak alleen vliegass en rookgasreiniging en geen bodemasgegevens) waardoor diverse bronnen moeten worden gecombineerd, zijn dergelijke grote ranges niet te voorkomen.

2.2 KCA

Voor de beoordeling van de effecten van het integraal meeverbranden van het KCA in Nederland zijn twee zaken van belang:

- hoeveel wordt er nu apart ingezameld?
- welke samenstelling heeft dit?

De hoeveelheid die apart wordt ingezameld is verkregen via het CBS [CBS, 1994], die de hoeveelheden geeft voor 1993. Van recentere datum zijn geen gegevens over de samenstelling bekend. Volgens deze getallen bedroeg de totale hoeveelheid ingezameld KCA 24,4 kton. Daarvan is voor slechts 10,5 kton een specificatie beschikbaar (tweede kolom tabel 5). Aangenomen is (in overleg met het CBS) dat het overige KCA eenzelfde samenstelling heeft. Samen geeft dit de totale hoeveelheid KCA voor 1993.

Tabel 5 *Hoeveelheid gescheiden ingezameld KCA in Nederland (1993).*

Component	Samenstelling in %	Hoeveelheid in ton/jaar
Fixeer/ontwikkelaar	2,1	510
Oplosmiddel:		
halogeen arm	9,5	2320
halogeen rijk	0,6	150
Zuren	0,7	170
Bestrijdingsmiddelen	2,0	490
Cosmetica, medicijnen	3,7	900
Verf (incl. lijm)	37,4	9130
Verontreinigd verpakkingsmateriaal	3,1	760
Spuitbussen	4,1	1000
Afgewerkte olie/oliehoudend afval	11,8	2880
Batterijen	7,2	1760
Accu's	8,4	2050
Lampen	2,4	590
Overig/Onbekend	6,9	1690
Totaal	100,0	24400

Van de in tabel 5 gegeven componenten moet nu de elementsamenstelling en de verbrandingswaarde achterhaald worden. Probleem is echter dat van dergelijke componenten geen analyses beschikbaar zijn.

Voor elk van de genoemde componenten is daarom getracht gegevens te vinden of een schatting te maken betreffende de hoofdbestanddelen in deze componenten en daarvoor dan weer een schatting te maken van de elementsamenstelling.

Daarbij is onder andere gebruik gemaakt van zeer algemene gegevens zoals weergegeven in het Handbook of Chemistry and Physics [Handbook, 1980], de Chemische Afvalstoffengids [Gids, 1990] en Chemische Feitelijkheden [Feit, 1982-..].

De fractie 'Overig/onbekend' is daarbij buiten beschouwing gelaten.

In tabel 6 staan de resulterende elementairsamenstellingen weergegeven per component. Hoe de elementairsamenstelling per component tot stand is gekomen staat beschreven in de hoofdstukken 2.2.1 tot en met 2.2.15.

Tabel 6 Samenstelling componenten in KCA (alles op totaal basis): referenties zie tekst.

Component ^{1,2,3}		fixeer/ ontwikkelaar	oplosmiddel halogeen arm	oplosmiddel halogeen rijk	zuren	bestrijdings- middelen	cosmetica/ medicijnen	verf
C	gew%	24,6	79,4	14,0		62,7	35,8	54,0
H	gew%	3,6	10,7	0,9	0,2	6,9	5,7	8,1
O	gew%	19,9	9,9		4,8	3,9	14,0	15,6
N	gew%	1,0					1,3	0,5
S	gew%	2,7					0,0	0,0
P	gew%					1,5		
Cl	gew%			75,0	2,6	25,0		
F	gew%							
Br	gew%	0,1						
as	gew%	3,9					24,2	16,5
water	gew%	44,3		10,0	90,0		19,0	5,3
Hg	mg/kg						0,1	0,0
Cd	mg/kg						3,3	2,1
As	mg/kg						11	7,1
Co	mg/kg						8,1	9,9
Cr	mg/kg						190	1400
Cu	mg/kg						1100	1700
Mn	mg/kg						70	71
Mo	mg/kg						50	57
Ni	mg/kg						93	110
Pb	mg/kg						410	6200
Sb	mg/kg						10	40
Se	mg/kg						0,1	
Sn	mg/kg					4650	4,9	
V	mg/kg						15	
Zn	mg/kg						440	8400
NHV	MJ/kg	9,1	36,6	5,5	-2,3		16,0	24,6

Tabel 6 (vervolg) Samenstelling componenten in KCA (alles op totaal basis): referenties zie tekst.

Component ^{1,2,3}		vervulde verpakking	spruitbussen	afvalolie/ oliehoudend	batterijen	accu's	lampen
C	gew%	34,8	19,5	75,1	26,2	3,3	2,4
H	gew%	5,2	3,7	11,7		0,6	0,3
O	gew%	1,3	4,3	0,6		1,7	0,7
N	gew%	0,4	2,0			0,0	0,0
S	gew%	0,0	0,0	0,9		0,8	0,0
P	gew%						0,0
Cl	gew%	1,1		0,1		0,0	0,1
F	gew%						
Br	gew%						
as	gew%	52,2	70,5	1,7	73,9	80,2	96,0
water	gew%	5,0	9,9	10,0	0,0	13,4	0,5
Hg	mg/kg	0,1	0,0		5200	0,0	160
Cd	mg/kg	23	2,3		18000	0,4	2,0
As	mg/kg	25	33			0,2	45
Co	mg/kg	27	46			0,0	5,4
Cr	mg/kg	440	600			1,0	720
Cu	mg/kg	2500	6600			8,0	240
Mn	mg/kg	160	330		134000	0,4	120
Mo	mg/kg	110	260			0,1	52
Ni	mg/kg	210	530		24000	0,2	53
Pb	mg/kg	890	2000	500	280	660000	910
Sb	mg/kg	62	34			56000	90
Se	mg/kg					1,1	
Sn	mg/kg	14					0,8
V	mg/kg	65	55			1,0	9,0
Zn	mg/kg	940	2000	1000	140000	16	250
NHV	MJ/kg	17,1	9,9	36,9	9,1	1,3	1,0

1 Geen data voor Te.

2 Niet ingevuld: onbekend, aanname = 0.

3 Afronding: 1 decimaal of 2 cijfers significant.

Tabel 7 geeft de op basis van tabel 5 en tabel 6 berekende totaalsamenstelling voor KCA.

Wanneer nu al het KCA aan het totale in Nederland verbrande afval (2700 kton/jaar [Krajenbrink, 1996]) wordt toegevoegd, dan kan met behulp van tabel 4 de elementaarsamenstelling van het nieuwe totale afval berekend worden, evenals het aandeel van KCA daarin. Dit is eveneens weergegeven in tabel 7.

Rekenvoorbeeld voor Cd-bijdrage:

A. Referentie-afval:

Het totale in Nederland in de AVI's verwerkte afval bedraagt 2700 kton per jaar met een Cd-gehalte van 8,5 mg/kg ofwel **23,0 ton** Cd per jaar ($8,5 * 2700$).

B. Referentie-afval + KCA:

Het totale uit huishoudens vrijkomende KCA bedraagt 24,4 kton per jaar. Dit bevat 1400 mg/kg Cd ofwel **34,2 ton** Cd per jaar ($1400 * 24,4$). Bij integraal meeverbranden van het KCA met het afval bedraagt de totale AVI input aan afval:

$$2700 + 24,4 = 2724,4 \text{ kton per jaar,}$$

en aan Cd:

$$34,2 + 23,0 = 57,2 \text{ ton per jaar.}$$

Het aandeel van het toegevoegde KCA in dit geheel is voor wat betreft de massa: $24,4/2724,4 = 0,90\%$, en voor wat betreft het Cd: $34,2/57,2 = 59,8\%$.

Uit tabel 7 kan al direct worden afgeleid met welke elementen of eigenschappen voor KCA rekening moet worden gehouden. Bij die aspecten namelijk waar de bijdrage van KCA relatief groot is (ofwel groter dan de bijdrage op massa basis) kan een invloed van KCA op de AVI worden verwacht (afhankelijk van het betreffende aspect).

Zoals in het rekenvoorbeeld gedemonstreerd is, neemt door het toevoegen van KCA aan het totaal verbrande afval de te verbrande hoeveelheid met minder dan 1% toe, terwijl de hoeveelheid Cd die in de AVI verdwijnt bijna 2,5 keer zo groot wordt (van 23,0 naar 57,2 ton per jaar).

Zo is de bijdrage van KCA zeer groot voor Hg, Cd, Mn, Pb en Sb en in iets mindere mate voor Ni en Sn. Voor het Cl-, Cr- en Mo-gehalte en de stookwaarde is de bijdrage van het KCA weliswaar groter dan op basis van de bijdrage in hoeveelheid, maar absoluut gezien toch klein.

Tabel 7 Samenstelling KCA en de bijdrage van KCA aan het totale in Nederland verbrande afval.

Component	referentie-afval [ton/jaar]	totaal KCA [ton/jaar]	totaal afval incl. extra KCA ¹ [ton/jaar]	relatieve bijdrage KCA [%]
totale hoeveelheid	2700000	24400	2724400	0,90
C	741000	11500	752000	1,53
H	103000	1600	105000	1,55
O	446000	2200	448000	0,48
N	24600	97	24700	0,39
S	5130	64	5190	1,23
P	2700	8	2710	0,29
Cl	15900	270	16200	1,65
F	300		300	
Br	410	1	410	0,16
as	529000	6900	53600	1,28
water	831000	1800	83300	0,21
Hg	1,6	9,9	12	86
Cd	23	34	57	60
As	20	0,17	20	0,82
Co	35	0,18	35	0,51
Cr	510	15	530	2,9
Cu	4400	27	4400	0,60
Mn	300	260	550	46
Mo	62	1,0	63	1,6
Ni	270	47	320	15
Pb	1800	1500	3300	45
Sb	84	120	210	60
Se	13	0,003	13	0,02
Sn	12	2,5	15	17
V	70	0,14	70	0,19
Zn	2700	360	3100	12
Stookwaarde [TJ/jaar]	25500	491	26000	1,89

Geen gegevens beschikbaar voor Te.

¹ Verschillen worden veroorzaakt door afrondingen: gezien de onzekerheid in de getallen worden de getallen voor de zware metalen slechts op 2 cijfers significant en voor het overige op 3 cijfers significant weergegeven.

De derde kolom in tabel 7, waarin de totale gescheiden ingezamelde hoeveelheid KCA is weergegeven in tonnen per element, is in tabel 8 opgesplitst in de fracties die daarin vertegenwoordigd zijn. Daarbij is de procentuele bijdrage per fractie voor een bepaald element weergegeven.

Tabel 8 Relatieve bijdrage in % van de diverse fracties in het KCA per element.¹

Fractie	fixeer/ ontwik.	hal.arm oplosm.	hal.rijk oplosm.	zuren	bestrijd. middel	cosmet./ medicijn	verf	vuile verpakk.	spuit- bussen	afgew. olie	batterijen	accu's	lampen
massa	2,2	10,2	0,7	0,7	2,2	4,0	40,2	3,3	4,4	12,7	7,7	9,0	2,6
C	1,2	17,2	0,2		2,9	3,0	46,0	2,5	1,8	20,2	4,3	0,6	0,1
H	1,2	16,3	0,1	0,0	2,2	3,4	48,5	2,6	2,4	22,2		0,8	0,1
O	5,0	11,4		0,4	0,9	6,2	70,6	0,5	2,1	0,9		1,7	0,2
N	5,5					12,8	55,5	3,7	22,3			0,1	0,2
S	23,2			6,8		0,0	0,1	0,1	0,0	41,0		28,7	0,0
P					100,0								0,0
Cl			45,2	1,8	49,1			3,2		0,6		0,0	0,1
F													
Br	100,0												
as	0,3					3,4	23,6	6,2	11,0	0,8	20,3	25,7	8,8
water	13,6		0,9	9,2		10,3	29,4	2,3		17,4		16,6	0,2
Hg						0,0	0,0	0,0	0,0		99,0	0,0	1,0
Cd						0,0	0,1	0,1	0,0		99,9	0,0	0,0
As						6,6	42,1	12,3	21,5			0,2	17,2
Co						4,4	54,1	12,0	27,6			0,0	1,9
Cr						1,2	89,4	2,3	4,1			0,0	3,0
Cu						4,0	60,9	7,8	26,6			0,1	0,6
Mn						0,0	0,3	0,1	0,1		99,5	0,0	0,0
Mo						4,8	55,0	8,7	28,1			0,0	3,3
Ni						0,2	2,3	0,4	1,2		95,8	0,0	0,1
Pb						0,0	4,0	0,0	0,1	0,1	0,0	95,6	0,0
Sb						0,0	0,3	0,0	0,0			99,6	0,0
Se						2,7						97,3	
Sn					99,3	0,2		0,4					0,0
V						10,9		39,4	43,8			1,6	4,2
Zn					0,1	0,1	23,2	0,2	0,6	0,9	74,8	0,0	0,0
stookwaarde	0,9	17,3	0,2	-0,1	2,8	2,9	45,7	2,6	2,0	21,7	3,3	0,5	0,1

¹ Niet ingevulde velden zijn onbekend: aangenomen = 0.

Met behulp van de in tabel 8 weergegeven relatieve bijdrage van de KCA-deelstromen aan het totaal, wordt dan duidelijk uit welke deelstroom in het KCA de in tabel 7 gevonden, relatief grote bijdragen komen:

- Hg: batterijen;
- Cd: batterijen;
- Mn: batterijen;
- Pb: accu's;
- Sb: accu's;
- Ni: batterijen;
- Sn: bestrijdingsmiddelen;
- Cl: halogeene rijke oplosmiddelen en bestrijdingsmiddelen;
- Cr: verf;
- Mo: verf en spuitbussen (afkomstig uit verpakking);
- stookwaarde: verf, olie en halogeenaarme oplosmiddelen.

In de onderstaande paragrafen wordt per fractie van het KCA aangegeven hoe de in tabel 6 (samenstelling per KCA-deelstroom) weergegeven getallen tot stand zijn gekomen. In bijlage B is per fractie een tabel weergegeven met de onderliggende gegevens uitgewerkt.

In die tabel per fractie in Bijlage B wordt ook aangegeven wat de bijdrage per element aan het totale afval is van de betreffende fractie, wanneer deze fractie aan het referentie-afval wordt toegevoegd. Hoewel gezien de kleine hoeveelheden de absolute bijdragen bijna allemaal klein zijn, kan er in sommige gevallen toch gesproken worden van een relatief grote bijdrage. Bijvoorbeeld: wanneer een fractie qua massa slechts 0,005% in het totaal vertegenwoordigt dan kan bij een bijdrage voor een bepaalde component van 0,008% reeds van een relatief grote bijdrage gesproken worden: de concentratie van deze component in de toegevoegde fractie is dan klaarblijkelijk een factor 1,5 keer hoger dan in het referentie-afval.

2.2.1 Fixeer/ontwikkelaar

Uit de gegevens van het CBS is op te maken dat deze afvalstroom voor ca. 30% bestaat uit (bleek)fixeer en voor de rest uit ontwikkelaar. De hoeveelheid filmresten is verwaarloosbaar klein en behoort bovendien niet meer tot KCA ('Welles/nietes'-lijst [VROM, 1993]). Van deze beide fracties is met behulp van [Gids, 1990] een elementanalyse afgeschat.

Op basis van de samenstelling van fixeer/ontwikkelaar ten opzichte van het referentie-afval zijn geen spectaculaire invloeden te verwachten. Enkel voor het zwavelgehalte levert deze fractie een relatief grote bijdrage, maar absoluut gezien is de bijdrage gering.

2.2.2 Oplosmiddel, halogeenarm

Uit het [Basisdocument, 1995] is voor oplosmiddelen een verdeling gevonden in de fracties: alifaten, aromaten, glycolen en fenolen. Deze verdeling (37:36:15:12) is overgenomen voor KCA en met behulp van molekuulformules is de elementaarsamenstelling berekend. Eventuele verontreinigingen zijn daarbij verwaarloosd.

Een relatief grote bijdrage levert deze fractie in het C- en H-gehalte, en dus ook in de stookwaarde. Verder geen bijzonderheden.

2.2.3 Oplosmiddel, halogeenrijk

Dit betreft vaak verbindingen als tri (trichlooretheen), per (tetrachloor-etheen) of methyleenchloride (dichloormethaan), die mogelijk met water, vuil, vet, olie zijn vervuild. Aangezien deze verbindingen toch veel op elkaar lijken, is de samenstelling afgeleid uit de molekuulformules van de drie genoemde verbindingen in gelijke verhoudingen. Daarbij is een vochtgehalte van 10% verondersteld teneinde rekenschap te geven aan de vervuiling met water.

Zoals te verwachten levert deze fractie een relatief grote bijdrage in het Cl-gehalte.

2.2.4 Zuren

Deze fractie bestaat voornamelijk uit water (90% aangenomen) met daarin opgelost zoutzuur en zwavelzuur. Aangenomen is dat deze twee in gelijke verhoudingen aanwezig zijn. Verontreinigingen hierin zijn te divers om er een uitspraak over te doen [LETO, 1996].

Afgezien van een kleine bijdrage aan het Cl- en S-gehalte, valt deze fractie alleen op door de negatieve stookwaarde die door het relatief hoge watergehalte veroorzaakt wordt.

2.2.5 Bestrijdingsmiddelen

Het afval in deze categorie bestaat uit onder andere organofosforverbindingen en pyrethrinen, opgelost in of verdund met water of gechloreerde of aromatische koolwaterstoffen.

Voor de samenstelling is uitgegaan van een mengsel van deze drie oplosmiddelen in gelijke verhoudingen met 30% werkzame stof. Als werkzame stof worden organofosforverbindingen en pyrethrinen in gelijke mate ingezet verondersteld.

Verder blijken er ook tin- en zinkverbindingen in bestrijdingsmiddelen te worden gebruikt [RIVM, 1985].

Een grote bijdrage levert deze fractie aan het P- en het Sn-gehalte. Voor beide elementen geldt echter dat vaak voor deze elementen in de andere fracties geen getallen worden gevonden, waardoor het beeld mogelijk vertekend kan zijn. Verder is er ook een relatief grote bijdrage aan het Cl-gehalte.

2.2.6 Cosmetica, medicijnen

Het afval in deze categorie wordt meestal met verpakking weggegooid (tubes, doordrukstrips, etc.). Het aandeel verpakking beslaat voor cosmetica ca. 30% en voor medicijnen ca. 50% [Cornelisse, 1995]. Aangenomen is een verdeling cosmetica/medicijnen van 20/80 terwijl voor de verpakking (beide categorieën) is aangenomen dat de helft inert is (metaal, glas) en de andere helft uit kunststof bestaat. Voor kunststof is de samenstelling genomen van PE [Rijkema, 1992] als zijnde een van de belangrijkste kunststofverpakkingsmaterialen.

Volgens de huidige 'Welles/nietes'-lijst [VROM, 1993] behoort van het onderdeel cosmetica enkel nog de nagellak en de nagellakremover tot het KCA. Aangenomen is dat in het afvalstadium het produkt dermate ingedroogd is dat nog slechts 20% oplosmiddel (aceton) aanwezig is. Voor de samenstelling van het vaste bestanddeel in nagellak is de molekuulformule van ethylacetaat gebruikt [VROM, 1992]. De gehalten aan zware metalen zijn overgenomen uit analyses van rode nagellak [RIVM, 1992].

De stoffen in de groep medicijnen bestaan volgens [Gids, 1990] uit ca. 15% produkt met gemiddeld 20% werkzame stof. De rest van het produkt bestaat vaak uit vul- en oplosmiddelen als suiker, zetmeel, gelatine, water en alcohol (10% oplossing in water). Voor de samenstelling is een verhouding van 10:20:20:25:25 aangenomen. De samenstelling van produkt en werkzame stof is dermate variabel dat hiervoor geen waarden ingevoerd zijn.

Wat de samenstelling ten opzichte van het referentie-afval betreft, valt deze fractie van het KCA op doordat het de enige fractie is waarvoor een (overigens zeer klein) waarde voor het Te-gehalte is gevonden. Daarmee is de bijdrage in het uiteindelijke totaal als vanzelf 100%. Hieraan is uiteraard echter verder geen aandacht geschonken.

Een relatief grote bijdrage levert deze fractie voor de componenten C, H, N, de stookwaarde en de zware metalen As en Mo.

2.2.7 Verf

Tot deze fractie worden verven, lakken, beitsen en pleistermateriaal gerekend. In deze studie worden ook de lijmen en inktten in deze fractie inbegrepen vanwege gebrek aan gegevens en overeenkomsten in samenstelling. Bovendien gaat het

daarbij om relatief kleine hoeveelheden: inkt vertegenwoordigt 0.6% van het KCA en lijm 3,3% [CBS, 1994].

De totale verffractie bestaat voor ca. 20% uit verpakking die tegelijk met de verf is weggegooid [Cornelisse, 1995]. Aangenomen is dat deze verpakking uit metaal (blik) en kunststof bestaat in de verhouding 3:1. Deze verhouding is geschat op basis van het feit dat de meeste verf (met name in de klein-verpakkingen) in blikken wordt verkocht. Voor kunststof is de samenstelling van PE ingevuld [Rijpkema, 1992].

Verf bestaat uit bindmiddel (polymeren) met oplosmiddelen en pigmenten. Bij de aanschaf ligt het percentage oplosmiddel tussen de 1% voor het pleistermateriaal en 63% voor de beitsen. Aangenomen is dat in het afvalstadium dermate veel van het oplosmiddel verdampt is dat gemiddeld nog slechts 20% oplosmiddel aanwezig is.

Oplosmiddelen bestaan enerzijds uit aromatische en alifatische koolwaterstoffen en anderzijds uit water. Gerekend is met een 1:1:1 verdeling.

Als bindmiddel in de verf komen voor: acrylaat, alkyd (polyester) en polyvinylalcohol en een klein deel urethanen [VVVF, 1996]. Gerekend is met een verdeling van 3:3:3:1. Aangenomen is dat 2% van het vaste bestanddeel van verf gevormd wordt door het pigment.

Aan zware metalen komen met name Pb en Zn maar ook Cr, Cd, Sb voor in het pigment. De gehalten zware metalen zijn afkomstig uit [Krajenbrink, 1996] en [RIVM, 1993]: de hoogst gevonden waarde is aangehouden.

Verf levert een relatief grote bijdrage aan de gehalten C en H en dus ook aan de stookwaarde. Voor de zware metalen valt met name de relatief hoge bijdrage aan Cr, Mo, Pb en Zn op.

2.2.8 Verontreinigd verpakkingsmateriaal

Voor deze categorie kan aangenomen worden dat ze voor 90% bestaat uit metaal, kunststof en glas. De rest kan van alles zijn en is daarom buiten beschouwing gelaten. Aangenomen is een verdeling kunststof, metaal, glas van 2:1:1. Voor deze materialen is de elementsamenstelling van de gelijknamige fracties in het totale afval ingevuld. Immers betreft het hier eveneens een beschouwing van de materialen, inclusief aanhangend vuil.

Vanwege het relatief hoge metaal- en glasgehalte levert deze fractie een relatief grote bijdrage aan het asgehalte. Verder is er ook een relatief grote bijdrage aan de stookwaarde en aan de zware metalen, met uitzondering van Hg, Pb en Zn.

2.2.9 Spuitbussen

Wat gewicht betreft bestaan spuitbussen hoofdzakelijk uit metaal (schatting: 70%), een klein deel kunststof (schatting: 10%) en drijfgassen. De werkzame stof kan van alles zijn en is daarom buiten beschouwing gelaten. Voor wat de drijfgassen betreft zijn de freonen nagenoeg geheel uitgebannen [Meijer, 1996; RIVM, 1990]. Daarvoor in de plaats worden vaak koolwaterstoffen (propaan, butaan, dimethylether), kooldioxide (CO_2), N_2 of lachgas (N_2O) gebruikt. Voor de samenstelling is hier een mengsel van propaan, dimethylether, CO_2 en N_2 gebruikt (5:2:2:1 aangenomen, op basis van [RIVM, 1990]) om recht te doen aan de diverse bestanddelen.

Een relatief grote bijdrage voor deze fractie wordt gevonden voor het N- en het asgehalte en dankzij het hoge metaalgehalte voor de meeste zware metalen.

2.2.10 Afgewerkte olie en oliehoudend afval

Deze deelstroom bestaat uit koolwaterstoffen met mogelijk zware metalen. Soms zijn deze koolwaterstoffen gemengd met water: watergehalte ca. 10%. Het asgehalte (1.7%) en het Cl- en S-gehalte zijn overgenomen uit [MER MJP-GA II, 1996]. In [RIVM, 1985] wordt voor Pb in afgewerkte olie een waarde van 1,5 g/kg opgegeven en voor Zn 1,0 g/kg. Vast staat dat door de invoering van loodvrije benzine het loodgehalte is verlaagd: aangenomen is nu 0,5 g/kg.

Zoals verwacht levert deze fractie een relatief grote bijdrage aan het C- en H-gehalte en aan de stookwaarde. Verder is er ook een relatief grote bijdrage aan het S-gehalte.

2.2.11 Batterijen

Gegevens ten aanzien van de verdeling van de batterijen over de verschillende typen batterijen ontbreken. Daarom zijn hiervoor in de plaats gegevens betreffende de hoeveelheden verkochte batterijen gebruikt [Erkel, 1995]. Daarbij is aangenomen dat de verschillende typen batterijen in het afvalstadium in dezelfde verhoudingen voorkomen als in de totale hoeveelheid die wordt verkocht. Daarbij is het feit, dat oplaadbare batterijen een langere levenscyclus toegedacht kan worden, verwaarloosd. Uit analyses van consumentenbatterijen [Erkel, 1995] zijn de gehalten per batterijsoort aan Hg, Cd en Pb voor batterijen berekend en tevens is het koolstof(grafiet)-gehalte per batterijsoort geschat [Erkel, 1996]. De overige gegevens voor zware metalen gehalten (Zn, Mn, Ni) in batterijen zijn ontleend aan [RIVM, 1991]. De getallen uit beide bronnen kwamen slechts op 2 punten niet overeen: het Hg-gehalte van zilveroxide en zink-lucht batterijen. [RIVM, 1991] gaf hier voor beide batterijsoorten een Hg-gehalte van 1%, terwijl [Erkel, 1995] bevestigend lagere waarden gaf: resp. gemiddeld 100 en 15 mg/kg. Deze laatste waar-

den zijn gebruikt gezien het feit dat ze recenter zijn en gebaseerd op werkelijke analyses.

Batterijen vallen op door hun grote bijdrage (niet alleen relatief maar ook absoluut) aan de gehalten zware metalen, met name voor de metalen Hg, Cd, Mn, Ni en Zn. Verder is aangenomen dat batterijen voor een groot deel uit as bestaan zodat ook een relatief grote bijdrage aan het asgehalte verwacht mag worden.

2.2.12 Accu's

Aangenomen wordt dat het hier uitsluitend lood/zwavelzuur accu's betreft. In ontladen toestand bestaan de elektroden uit $\text{Pb/PbO}_2/\text{PbSO}_4$ en is de zwavelzuurconcentratie 12 tot 20 % (gemiddeld: 16%) [Beck, 1984]. Het voor de elektrode gebruikte Pb/PbO_2 is gelegeerd met 4-10% Sb (gemiddeld 7%) [Beck, 1984]. Op gewichtsbasis bevat een accu ca. 80% lood en ca. 16% accuzuur [RIVM, 1991]. Voor de omhulling (polypropyleen) resteert dan ca. 4% van de totale massa van de accu.

Volgens de Amerikaanse en Duitse normen mag accuzuur maximaal de volgende concentraties verontreinigingen hebben [Beck, 1984]:

Cl	40	mg/kg
As,Sb,Ni	1	mg/kg
Cu	25	mg/kg
Se	7	mg/kg
Mn	0,2	mg/kg

In de berekeningen zijn deze maximale waarden gehanteerd.

Accu's leveren zoals verwacht een grote bijdrage aan het Pb-gehalte, maar ook aan de gehalten S, as en Sb.

2.2.13 Lampen

Deze fractie omvat diverse soorten gasontladingslampen, waarvan TL-buizen en spaarlampen de grootste categorieën vormen (ca. 95%) [Lumenex, 1992]. Overige lampsoorten zijn hoge- en lagedruk natriumlampen, hogedruk kwiklamp en metaalhalogeenlamp. De samenstelling van de totale fractie is berekend uit de samenstelling van de reststoffen die bij verwerking van de lampen vrijkomen. Deze verwerking levert 4 reststromen: glas, ferro, non-ferro en een fractie gevaarlijk afval met daarin het fluorescentiepoeder. Met behulp van de gegevens per reststroom kon de samenstelling worden berekend.

Voor de zware metalen is dan nog gebruik gemaakt van gegevens betreffende de gehalten Hg, Pb en Sb per lamp [Lumenex, 1992] en de wetenschap dat de fractie lampen voor 55% uit TL-buizen en voor 45% uit de overige gasontladingslampen

bestaat [CBS, 1994]. De hoogste van de op deze twee manieren berekende waarden voor deze drie elementen is gebruikt.

Voor de fractie lampen in het KCA is de bijdrage aan het asgehalte en aan de gehalten Hg, As, Cr, Mo en Sb relatief hoog.

2.2.14 Onbekend

Voor de fractie onbekend is aangenomen dat het dezelfde samenstelling heeft als de rest van het KCA, omdat verdere gegevens hieromtrent ontbreken.

2.2.15 Discussie

Aangezien de gegevens van de elementsamenstelling voor een heleboel fracties niet beschikbaar waren, zijn hiervoor schattingen gedaan. De stookwaarde is in veel gevallen op basis van de aldus geschatte elementsamenstelling berekend aan de hand van de concentratie aan C, H, O, N, S en water met de formule van Boie [Boie, 1957]. Deze luidt:

$$\text{stookwaarde} = 4,1868 * (8,32 C + 22,42 H + 1,50 N + 2,50 S - 2,58 O - 0,585 W) \quad [MJ/kg]$$

met:	C	koolstofgehalte van het afval	[kg/kg]
	H	waterstofgehalte van het afval	[kg/kg]
	O	zuurstofgehalte van het afval	[kg/kg]
	N	stikstofgehalte van het afval	[kg/kg]
	S	zwavelgehalte van het afval	[kg/kg]
	W	watergehalte van het afval	[kg/kg]

De aannames die hier gedaan (moeten) worden om te komen tot een elementair samenstelling, hebben in sommige gevallen slechts een beperkte onderbouwing. Voor wat betreft de zware metalen zijn er veel te weinig gegevens beschikbaar zodat schattingen in een aantal gevallen zeer onzeker zijn. Zo zullen er in de beide oplosmiddelenfracties en in de fractie zuren ongetwijfeld vervuilingen voorkomen met daarin zware metalen. Het is echter onmogelijk om over de hoeveelheid een uitspraak te doen zodat hiervoor geen waarden ingevuld zijn (zijn op 0 gesteld). Dit betekent dat veranderingen in de gehalten aan zware metalen tengevolge van het toevoegen van deze fracties niet aan de orde zijn. Dientengevolge zal geen uitspraak mogelijk zijn ten aanzien van de verandering in kwaliteit van de AVI-reststoffen tengevolge van het toevoegen van deze KCA deelstromen. Voor het toevoegen van het totale KCA zal mogelijk hierdoor het totale extra aanbod van zware metalen vanuit het KCA onderschat worden. Aan de andere kant worden er ook op bepaalde plaatsen 'worst-case' aannames gedaan, die mogelijk een deel van

deze onderschatting compenseren. Een voorbeeld van een dergelijke ‘worst-case’ aanname is het gebruiken van de samenstelling van de fractie metalen (inclusief aanhangend vuil) in huishoudelijk afval voor metalen verpakking in bijvoorbeeld medicijnen: ongetwijfeld zal deze verpakking minder zware metalen bevatten dan is aangenomen; hoeveel minder is echter niet bekend.

De aannames waarvoor geen onderbouwing in de literatuur gevonden kon worden, zijn gedaan in overleg met dhr. Sierhuis van de AVI-Amsterdam en dhr. Meijer van het RIVM/LAE.

2.3 Klein wit- en bruingoed

Ook voor het berekenen van het effect van het gescheiden inzamelen van klein wit- en bruingoed is een antwoord nodig op de volgende twee vragen:

- hoeveel wordt er nu met het afval integraal verbrand?
- welke samenstelling heeft dit?

Onder klein wit- en bruingoed worden **niet** verstaan: koelkasten, wasmachines, etc. Deze worden gezien als ‘groot witgoed’ en verondersteld niet met het huishoudelijk afval in de AVI terecht te komen, maar separaat verwerkt te worden. In feite wordt hier de indeling gevolgd zoals gehanteerd door het RIVM [Meiling, 1993] die het totale wit- en bruingoed onderverdeeld in drie categorieën:

- witgoed: koelkasten, wasmachines, vaatwassers, fornuizen, boilers, etc.;
- overige huishoudelijke apparaten: koffiezetapparaten, losse keukenapparaten, strijkijzers, stofzuigers, hobby-apparaten, naaimachines, etc.;
- bruingoed: televisie, videorecorder, radio, computer, telefoon, etc.

Van deze drie categorieën wordt aangenomen dat het hier witgoed genoemde niet tot het **klein** wit- en bruingoed behoort, en zijn dus enkel de twee overige categorieën in deze studie als klein WEB beschouwd.

Hoewel televisies vanwege hun afmetingen mogelijk niet tot het ‘klein’ WEB gerekend zouden moeten worden, is dat hier wel gedaan omdat de beschikbare gegevens ook televisies omvatten.

Uit [Meiling, 1993] is de hoeveelheid die in 1992 vrijkwam bekend: 14000 ton bruingoed en 11000 ton per jaar overig huishoudelijke apparatuur. Deze waarden zijn gebaseerd op produktiecijfers, waarbij via een penetratiegraad de afvalhoeveelheid is afgeschat.

Op basis van een in [Meiling, 1993] gegeven toekomstverwachting voor 2005 kan de hoeveelheid voor 1996 worden geïnterpoleerd: 18150 ton bruingoed en 12400 ton overig huishoudelijke apparaten per jaar. In totaal dus een hoeveelheid van circa 30.000 ton per jaar.

Hetzelfde rapport [Meiling, 1993] geeft een schatting van de bij deze afvalhoeveelheden horende massastromen, zoals hout, glas, kunststof, ijzer, printplaten, etc.

Met behulp van deze verdeling en de elementsamenstelling per fractie kan de elementsamenstelling voor het totale klein WEB worden berekend.

De stookwaarde is waar nodig berekend via de rekenregel van Boie [Boie, 1957].

De resulterende samenstelling in fracties staat weergegeven in onderstaande tabel.

Tabel 9 Samenstelling klein- wit en bruingoed.

Fracties in klein wit- en bruingoed	hoeveelheid ton per jaar	aandeel gew%
glas	6206	20,3
hout	2652	8,7
kunststof	6383	20,9
ijzer	9819	32,2
koper	1871	6,1
aluminium	655	2,1
non-ferro (gemengd)	863	2,8
rubber	187	0,6
print platen	1913	6,3
totaal	30550	100,0

Per fractie is de elementsamenstelling bepaald op basis van literatuurgegevens zoals omschreven in de volgende paragrafen.

2.3.1 Glas

Het glas is voor een groot deel afkomstig van beeldbuizen voor tv's en computer-monitoren. Dit glas bestaat voor 99,76% uit glas en bevat kleine hoeveelheden zware metalen: 220 mg/kg Zn en 81 mg/kg Cd [Blonk, 1993]. De hoeveelheid lood is berekend op basis van het gegeven dat het conusglas ca. 15% lood bevat [Blonk, 1993] en de aanname dat het conusglas van de totale beeldbuis ca. 1/5 deel uitmaakt [Thijssen, 1996].

Wanneer televisies niet tot het klein WEB gerekend zouden worden, zou de fractie glas in het klein WEB natuurlijk aanzienlijk kleiner zijn. In dat geval zouden echter ook de fracties hout en plastic kleiner zijn, doordat de omkasting niet in het afval terecht komt. Zoals reeds gezegd worden televisies hier wel tot klein WEB gerekend, vanwege het feit dat in de beschikbare gegevens televisies mee in de beschouwing worden genomen.

2.3.2 Hout

Het hout is afkomstig uit omkastingen. Aangenomen wordt dat het hout betreft met een verf/laklaag [Eggels, 1995].

NB. De samenstelling die voor de houtfractie in het totale in de AVI verbrande afval wordt gebruikt wijkt af van de hier gebruikte samenstelling voor hout. Aan-

genomen is dat het vochtgehalte van hout in klein WEB lager is (aannee 5%) dan hout in het totale afval (14.5%, zie tabel 3). In het totale afval is het vochtgehalte hoger verondersteld voornamelijk door vochtmigratie uit andere fracties (GFT) en uit aanhangend vuil.

2.3.3 Kunststof

Deze fractie bestaat met name uit polystyreen (PS), acrylonitrilbutadienstyreen (ABS) en polypropyleenoxide (PPO) voor de behuizingen en (zacht) polyvinylchloride (PVC) voor de bedradingen. Aangenomen is dat ca. 90% van de kunststoffractie uit omkastingen bestaat en 10% uit bedrading [Meiling, 1993; Blonk, 1993].

Omkastingen bestaan met name uit PS en ABS en in mindere mate uit PPO (aannee 40:40:20), welke brandvertragers (tot 15%) en pigmenten (tot 2%) bevatten [Blonk, 1993]. (Voor de kunststofbehuizingen in computers en andere elektrische apparaten wordt vaak meer brandvertrager aan de kunststof toegevoegd dan voor andere kunststoftoepassingen.) Brandvertragers bevatten (naast andere elementen) met name Br, Cl en Sb; pigmenten bevatten naast titaanoxide de zware metalen Pb en Cr [Krajenbrink, 1996].

Bedrading bestaat hoofdzakelijk uit zacht PVC, waarin ca. 28% weekmaker en zo'n 26% vulstoffen (kalksteen, krijt) is verwerkt. Voor stabilisatie bevat dit PVC met name Pb: 14000 mg/kg [Nieuwenhuijsen, 1996]. Verder bevat PVC nog zware metalen via de pigmenten: Pb en Cr.

De gehalten zware metalen voor zover niet genoemd zijn overgenomen uit analyses van gemengd plastic afval [GfA, 1994].

2.3.4 IJzer

IJzer wordt met name gebruikt in behuizingen (staal).

Het zware metalen gehalte van deze ijzerfractie wordt gelijk verondersteld met de metaalfractie in het totaal verbrande referentie-afval (zie tabel 3). Daarmee wordt in feite een 'worst-case' benadering gevolgd, aangezien de metaalfractie in het afval beduidend meer verontreinigingen zal bevatten dan de ijzerfractie in het klein WEB. Hoeveel minder is echter niet bekend zodat met de uiterste waarden wordt gerekend.

2.3.5 Koper

Koper is met name afkomstig uit bedradingen en geleidende delen. In wit- en bruingoed komt koper hoofdzakelijk in de metallische vorm voor, en zeker in deze koperfractie (niet-metallisch koper komt voor als pigment in kunststoffen).

Het zware metalen gehalte wordt gelijk verondersteld met de metaalfractie in het referentie-afval (zie tabel 3), met uitzondering van het koper- en zinkgehalte dat respectievelijk op 70% en 10% is verondersteld, omdat koper nogal eens in gelegerde vorm (met zink: messing, brons) voorkomt. Net als bij de ijzerfractie is dit een 'worst-case' aanname (zie 2.3.4).

2.3.6 Aluminium en overig non-ferro

Net als ijzer wordt aluminium en het overig non-ferro met name gebruikt voor behuizing. Omdat verdere gegevens ontbreken, is ook voor deze fractie voor de zware metalen het gehalte van de totale metaalfractie in het referentie-afval (zie tabel 3) ingevuld (zie 2.3.4).

2.3.7 Rubber

Rubbers worden gebruikt voor afdichting en stootdopjes. Gezien de kleine fractie wordt volstaan met de aanname dat het om styreen-butadiëenrubber (SBR) gaat. SBR is meestal in de verhouding 1:3 gecopolymeriseerd en bevat daarnaast nog ca. 20% olie en 20% koolstof [Rodriguez, 1983].

2.3.8 Printplaten

Deze bestaan voor ca. 70% uit dragermateriaal (epoxyhars met glasvezelversterking (50/50) [Hedemalm, 1994]) met 2% Br, 1% Cl, 0.03% F en Sb_2O_3 , curing agent (voor vernetting van de hars), pigment, etc. Verder bevatten printplaten veel Cu, Fe, Sn, Pb, Ni, Zn en sporen Cr, Cd, Sb en As [Blonk, 1993; Langerak, 1995; Hedemalm, 1994].

Van de diverse opgegeven waarden is steeds de hoogste aangehouden.

2.3.9 Discussie

In tabel 10 is de samenstelling gegeven voor de diverse fracties, bepaald zoals hierboven beschreven. Ook het aandeel van dit klein WEB in de totale hoeveelheid afval staat weergegeven net als de bijdrage aan de totale hoeveelheid van een component in het afval. Allereerst valt daarbij de onrealistisch hoge bijdrage van klein WEB aan het tingehalte op. Net als eerder genoemd bij een aantal elementen voor het KCA (P, Sn) wordt dit veroorzaakt door het feit dat met betrekking tot het Sn-gehalte van het referentie-afval te weinig gegevens beschikbaar zijn. Verder levert klein WEB relatief grote bijdragen voor wat betreft Br (waarvoor in feite hetzelfde geldt als voor Sn) en verder alle zware metalen, met in het bijzonder Cu, Ni en Sb.

In de middelste kolom staat aangegeven welke bijdrage het klein WEB in het totale referentie-afval heeft, terwijl in de laatste kolom staat weergegeven, wat de samenstelling van het resterende afval is, wanneer het klein WEB uit het afval verwijderd zou worden (door gescheiden inzameling).

Net als bij het KCA is ook hier enige voorzichtigheid met betrekking tot de samenstellingsgegevens geboden, gezien de diverse aannames die moesten worden gedaan.

Tabel 10 Samenstelling klein wit- en bruingoed in verhouding tot het referentie-afval.

Component	referentie-afval [ton/jaar]	klein WEB [ton/jaar]	totaal afval excl. klein WEB ¹ [ton/jaar]	relatieve bijdrage klein WEB [%]
totale hoeveelheid	2700000	30600	2670000	1,13
C	741000	6200	735000	0,84
H	103000	560	103000	0,54
O	446000	1500	444000	0,33
N	24600	140	24400	0,58
S	5130	1	5130	0,02
P	2700		2700	
Cl	15900	390	15500	2,5
F	300	1	300	0,47
Br	410	270	130	66,9
as	529000	21000	508000	4,0
water	831000	130	831000	0,02
Hg	1,6	0,04	1,6	2,4
Cd	23	1,1	22	4,7
As	20	1,1	19	5,4
Co	35	1,4	34	4,1
Cr	510	15	500	3,0
Cu	4400	1800	2600	41
Mn	300	7,1	290	2,4
Mo	62	5,3	57	8,5
Ni	270	49	220	18
Pb	1800	300	1500	16
Sb	84	76	7,8	91
Se	13		13 ²	
Sn	12	65		²
V	70	1,6	69	2,3
Zn	2700	280	2400	10
Stookwaarde [TJ/jaar]	25500	250	25300	0,98

Geen gegevens beschikbaar voor Te.

¹ Verschillen worden veroorzaakt door afrondingen: gezien de onzekerheid in de getallen worden de getallen voor de zware metalen op 2 cijfers significant en voor het overige op 3 cijfers significant weergegeven.

² Volgens deze gegevens zit er meer Sn in klein WEB dan in het totale referentie-afval waar dit klein WEB (vóór onttrekking) onderdeel van uitmaakte. Aangezien dit niet kan zijn getallen hier verder niet vermeld. Zie ook de opmerking in hoofdstuk 2.1 omtrent het gehalte aan zware metalen in de referentie-samenstelling.

3. Uitvoering berekeningen

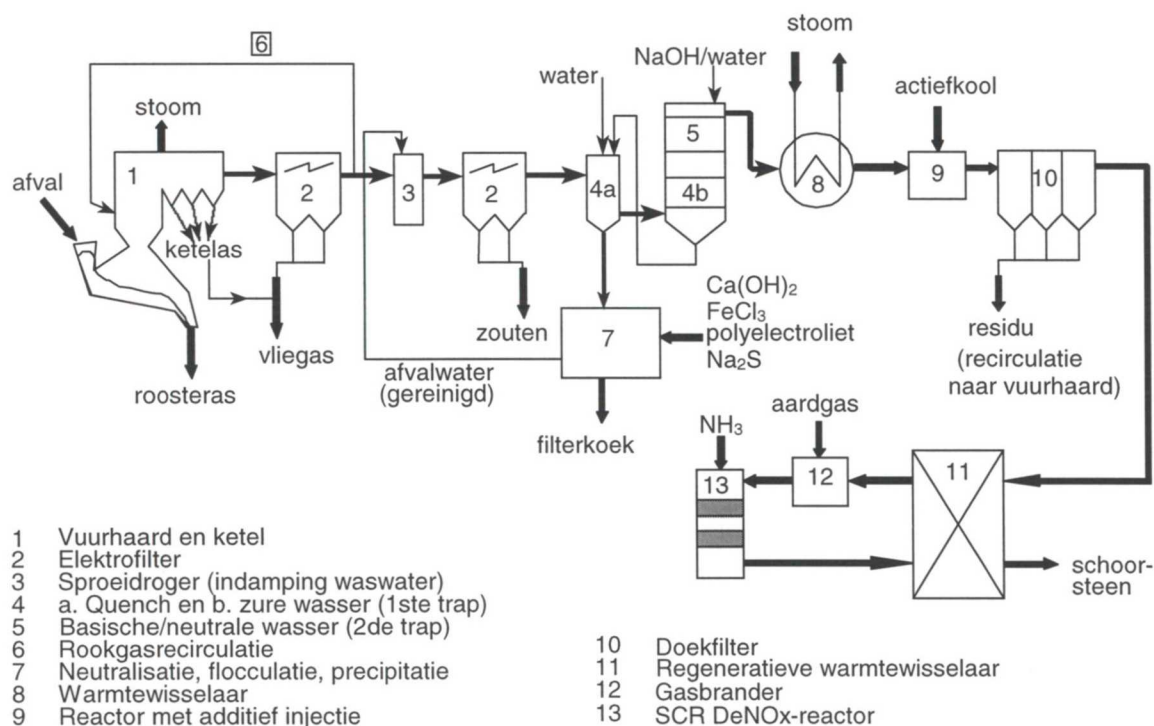
3.1 MSWC FACE-model

In het MSWC FACE-model [Rijkema, 1996b] wordt op tal van plaatsen met expert rules gewerkt om zo goed mogelijk (maar wel pragmatisch) de verbanden te beschrijven. Hierin worden coëfficiënten gebruikt die zijn afgeleid voor state-of-the-art technologie bij AVI's en die voor de berekeningen verderop in dit rapport afgestemd zijn op de situatie bij de HVC Noord-Holland.

De Huisvuilcentrale Alkmaar (HVC) is een compleet nieuwe installatie, die op een nieuwe locatie is gebouwd. De bouw is begin 1995 gereed gekomen en in de loop van 1995 is de installatie in bedrijf gegaan.

De installatie bestaat uit 3 lijnen waarin op bewegende roosters (type voor-schuifrooster) het afval wordt verbrand. Met behulp van de vrijkomende warmte wordt in de ketel stoom opgewekt die in een turbine met generator zorgt voor elektriciteitsopwekking.

De na de verbranding op het rooster achterblijvende assen worden opgevangen, behandeld en hergebruikt in civieltechnische toepassingen (ophoging, etc.). De rookgassen worden deels gerecirculeerd over de verbrandingsoven, na een eerste stofafscheiding in een elektrofilter. De resterende rookgassen worden vervolgens intensief gereinigd in achtereenvolgens een sproeidroger, nog een elektrofilter, een meertraps natte wasser, een doekfilter met injectie van actieve kool en een SCR DeNOx reactor. Het afvalwater van de natte wasser wordt daarbij ingedampt in de sproeidroger. In Figuur 1 is een schematisch overzicht van de installatie gegeven.



Figuur 1 Schematische configuratie HVC Noord-Holland.

In bijlage C wordt de simulatie van de HVC Noord-Holland met het MSWC FACE-model beschreven voor de referentie situatie, waarin het referentie-afval wordt verbrand.

In aanvulling op de berekeningen voor de HVC Noord-Holland zijn ook berekeningen uitgevoerd voor een AVI die in grote lijnen gelijk is aan de HVC met uitzondering van de afvalwaterverwerking. Waar het bij de HVC (na reiniging) in de sproeidroger in de rookgasstroom wordt ingedampt, wordt in deze afgeleide AVI het afvalwater (na reiniging) geloosd. Deze variant is toegevoegd omdat bekend is dat de keuze wel of niet indampen van het afvalwater een grote invloed heeft op de specifieke verwerkingskosten (SPC: zie 3.2) van afvalfracties met een hoog chloorgehalte. In het geval van indampen ontstaat namelijk een vast zoutresidu (hoofdzakelijk tengevolge van het afvangen van chloor) dat tegen aanzienlijke storkosten moet worden verwijderd, terwijl in het geval dat geloosd mag worden de chloorvracht bijna kosteloos met het afvalwater verdwijnt. Bij de Nederlandse AVI's is het op dit moment zo dat ca. 40% van de opgestelde verbrandingscapaciteit een rookgasreinigingssysteem heeft waarbij het afvalwater wordt ingedampt

terwijl ca. 60% het afvalwater (al dan niet via de riolering) loost op oppervlaktewater.

3.2 Gevolgde methodiek

De resultaten waar in deze studie naar wordt gezocht bestaan uit de kosten en de milieu-effecten, enerzijds van het integraal meeverbranden van klein chemisch afval of specifieke fracties daarvan en anderzijds van het onttrekken van klein WEB aan het afval dat in AVI's wordt verbrand.

Voor de bepaling van de kosten is een recent ontwikkelde methode gebruikt die de specifieke verwerkingskosten (SPC = specific processing costs) van een aan het referentie-afval toegevoegde fractie berekent [Rijpkema, 1996a].

Deze methodiek wordt uitgebreid beschreven in bijlage D. Hier wordt volstaan met een beknopte beschrijving en een rekenvoorbeeld.

In het kort komt de methode neer op het bepalen van de netto-kosten die een AVI-operator voor een hem aangeboden fractie afval moet rekenen om kostenneutraal uit te komen. Daarbij moet benadrukt worden dat deze methode geen uitspraak doet omtrent de prijs die de operator er daadwerkelijk voor zal vragen. Deze is namelijk ook afhankelijk van allerlei commerciële en/of strategische argumenten.

In formule ziet de berekening eruit als volgt:

$$SPC_p = v_p + w * (GF_g - v_g) \quad (1)$$

met:	SPC _p	specifieke verwerkingskosten per ton toegevoegd materiaal P
	v _p	variabele verwerkingskosten per ton materiaal P
	w	verdringingsfactor
	GF _g	berekende netto verwerkingskosten per ton referentie-afval in de uitgangssituatie
	v _g	variabele verwerkingskosten per ton referentie-afval G in de uitgangssituatie

GF_g vertegenwoordigt in feite de gate fee van het referentie-afval, met dien verstande dat een eventuele winstopslag, of ingecalculeerd verlies c.q. korting, daarin verwerkt kan zijn. In het geval dat er sprake is van een opslag of korting dan wordt dit meegenomen in f_g. In deze studie is de GF_g getuned op de door de HVC opgegeven verwerkingsprijs voor afval. In hoeverre hierin 'winst' of 'korting' is opgenomen is niet bekend. Meer hierover is te vinden in [Rijpkema, 1996a]. In ieder geval betekent deze aanpak dat bij het doorberekenen van de SPC_p voor het toegevoegde materiaal eenzelfde winst of verlies wordt gedraaid als in de uitgangssituatie.

De waarden voor GF_g , v_g en v_p worden met behulp van de samenstellings- en hoeveelheidsgegevens door het MSWC FACE-model uitgerekend.

De verdringingsfactor w geeft aan hoeveel van het referentie-afval niet langer kan worden verbrand in de AVI door toelating van de afvalstroom P . In Nederland zijn de meeste AVI's thermisch gelimiteerd, wat wil zeggen dat ze op maximale thermische belasting draaien. Voor elke extra hoeveelheid afval die moet worden verwerkt kan een op thermische basis evenredige hoeveelheid van het referentie-afval niet langer worden verwerkt. De factor w is dus de verhouding tussen de stookwaarde van het toegevoegde afval en het referentie-afval.

In theorie zijn er naast thermische limitatie nog twee mogelijkheden voor de belasting van de AVI: massa gelimiteerd en niet-gelimiteerd. Aangezien deze mogelijkheden bij Nederlandse AVI's echter praktisch niet voorkomen, zijn deze hier verder buiten beschouwing gelaten. Voor een beschrijving van deze mogelijkheden wordt verwezen naar bijlage D en [Rijkema, 1996a].

Bij de berekeningen voor het klein WEB is er geen sprake van toevoeging maar van onttrekking (middels gescheiden inzameling). Kostentechnisch is de berekeningsmethodiek daarom afwijkend.

Wanneer het klein WEB niet meer met het andere afval in de AVI wordt verbrand zijn er 3 mogelijkheden:

- de vrijvallende capaciteit van de AVI wordt niet benut;
- de vrijvallende capaciteit wordt opgevuld door meer van het resterende referentie-afval te verbranden tot de installatie weer op volle capaciteit draait: in dit geval kan opvulling plaats vinden:
 - op massabasis
 - op thermische basis.

Opvulling vindt hierbij plaats met een nieuw soort referentie-afval waarin geen klein WEB meer aanwezig is.

Ook hier wordt alleen het thermisch gelimiteerde scenario in beschouwing genomen.

Aangezien per definitie de besparing op de AVI-kosten bij onttrekken van klein WEB aan de AVI overeenkomt met de kosten voor toevoegen van klein WEB aan de AVI, én doordat specifieke verwerkingskosten, zoals aangetoond in [Rijkema, 1996a], binnen beperkte grenzen rondom het operationeel punt onafhankelijk zijn van de referentiesamenstelling, kunnen de voor toevoeging gebruikte formules ook voor onttrekking worden gebruikt.

Resumerend wordt bij toevoegen berekend welk bedrag een operator moet vragen voor een te accepteren afvalstroom om kostenneutraal te blijven opereren. Bij onttrekken wordt het bedrag berekend, wat beschikbaar komt om het onttrokken materiaal kostenneutraal op een andere manier te verwerken.

Rekenvoorbeeld

Als voorbeeld voor de berekening worden hieronder de specifieke verwerkingskosten van 1 ton gemengde kunststoffen (plastics) berekend volgens de bovenbeschreven methodiek.

Als uitgangspunt bij de berekening worden de verwerkingskosten per ton referentie-afval (GF_g) gebruikt. Hier worden middels de simulatie van de HVC Noord-Holland door het MSWC FACE-model berekend op / 182,- per ton.

Deze verwerkingskosten bestaan uit vaste en variabele kosten. De vaste kosten zijn vanzelfsprekend constant per jaar en zijn dus alleen afhankelijk van het aantal tonnen dat per jaar wordt verwerkt. De variabele kosten hangen af van de kosten van de benodigde additieven, de storkosten maar ook van de energie-opbrengst. Deze variabele kosten zijn lineair afhankelijk van de elementair-samenstelling en de stookwaarde van het afval en kunnen met behulp van het MSWC FACE-model worden berekend. Voor het referentie-afval in de HVC Noord-Holland bedragen de variabele kosten $v_g = f\ 36,-$ per ton (negatief: de energie-opbrengst is dus groter dan de kosten van additieven, storten, etc.).

Om nu de specifieke verwerkingskosten van gemengde kunststoffen (v_p) uit te kunnen rekenen zijn alleen de variabele kosten hiervan nodig. Deze worden met behulp van het MSWC FACE-model berekend op $f\ 183,-$ per ton gemengde kunststoffen.

Als laatste is de verdringingsfactor nodig. In de thermische gelimiteerde situatie vindt verdringing plaats op basis van joules. Dit betekent dat w het quotiënt is van de stookwaarde van gemengde kunststoffen en van referentie-afval:

$$w = \text{stookwaarde kunststoffen} / \text{stookwaarde referentie-afval}$$

$$w = 34,2 / 9,46 = 3,61 \quad [\text{ton/ton}]$$

Alles ingevuld in formule 1 levert dit voor de specifieke verwerkingskosten van gemengde kunststoffen:

$$SPC = -183 + 3,61 * (182 - (-36)) = 602 \text{ f/ton}$$

NB. In dit voorbeeld is uitgegaan van een AVI die (net als de HVC Noord-Holland) het afvalwater indampst en het daaruit resulterende zoutresidu stort. In dit rapport zijn de specifieke verwerkingskosten ook berekend voor een AVI die het afvalwater loost. Voor de berekeningen bij lozing van het afvalwater zijn de waarden van GF_g, v_g en v_p vanzelfsprekend afwijkend van de waarden voor indamping en wel:

- GF_g = 165,- f/ton;
- v_g = - 42,- f/ton;
- v_p = -196,- f/ton.

3.3 Aannames bij de berekeningen

Het MSWC FACE-model beschikt over een scala aan berekeningsregels die de procesgang in een AVI beschrijven. Gezien de variëteit in AVI's en de vele mogelijkheden voor procesinstellingen wordt daarbij op een aantal plaatsen in het model met coëfficiënten gewerkt die eventueel aangepast kunnen worden. Deze coëfficiënten zijn afgeleid op basis van gangbare processen of gemiddeldes en zijn niet geldig wanneer sterk afwijkende situaties worden bekeken. Zo gelden een aantal coëfficiënten slechts voor in de afvalverbranding gangbare afvalsamenstellingen. Wanneer het gedrag van specifieke afvalfracties wordt onderzocht, zoals in deze studie het geval is, dan schiet de in het model beschikbare kennis te kort en dienen er aannames te worden gedaan.

De belangrijkste plaats waar dit moet gebeuren, is bij het bepalen van de verdeling van de elementen in het afval over de uitgaande stromen in de vuurhaard (zie 3.3.1 en 3.3.2). Verder moeten ook ten aanzien van de afscheiding uit de rookgassen aannames worden gedaan. Dit laatste wordt behandeld in 3.3.3.

3.3.1 Verdelingscoëfficiënten in de vuurhaard

De elementen die met het afval in de vuurhaard worden gebracht voor verbranding hebben 3 mogelijkheden de vuurhaard weer te verlaten:

- in vaste vorm via de bodemas (ook wel roosteras of slak genoemd);
- in vaste vorm via het rookgas (als vliegas);
- gasvormig via het rookgas.

In tabel 11 zijn de verdelingscoëfficiënten gegeven voor (relevante) zware metalen en voor de halogenen. Deze gelden voor gemiddeld afval zoals dat in de diverse installaties wordt verbrand [Rijkema, 1996a].

In tabel 11 zijn geen waarden voor Br en Mo opgenomen, aangezien gegevens met betrekking tot deze getallen ontbreken. Voor Br wordt aangenomen dat het zich verdeelt analoog aan Cl, terwijl voor Mo wordt aangenomen dat het zich gedraagt als inert stof (as): met andere woorden, er vindt geen verrijking van Mo in vliegas of bodemas plaats.

Deze verdelingscoëfficiënten zijn belangrijk aangezien zij in hoge mate bepalen in welke reststroom een element eindigt: in bodemas, vliegas, filterkoek, zoutresidu, actiefkoolresidu of rookgas.

Tabel 11 Verdelingscoëfficiënten in de vuurhaard van een AVI.

Component	Gasvormig deel ¹ [gew%]	Verdeling vaste fase ¹ [gew%]	
		vliegas	bodemas
Cl	73	15	12
F	24	16	60
S	50	5	45
Hg	90	3	7
Cd	10	67	23
As	0	25	75
Co	0	7	93
Cr	2	6	92
Cu	0	4	96
Mn	0	9	91
Ni	0	5	95
Pb	10	23	67
Sb	2	34	64
Se	7	61	32
Sn	10	23	67
V	0	9	91
Zn	10	27	63

1 De verdeling betreft zowel vuurhaard als ketel. Het gasvormige deel is dus gerelateerd aan de uitgangstemperatuur van de ketel (200-230 °C). Overigens betreffen de hier gevonden waarden gemiddelden uit een range die breed kan zijn. Bijvoorbeeld voor de verdeling van As en Sb naar de bodemas wordt ook wel respectievelijk 55% en 32% gevonden in plaats van 75% en 64%.

Zoals gezegd hebben de verdelingscoëfficiënten in tabel 11 betrekking op gemiddeld afval (bij gangbare verbrandingscondities). Voorstelbaar is echter, dat het 'verdeeldgedrag' van een aantal elementen afhankelijk zal zijn van het type afval waarin het zich bevindt. Voorbeeld: een zwaar metaal in een metalen voorwerp of in glas zal hoogstwaarschijnlijk volledig in de bodemas terecht komen, terwijl datzelfde zware metaal als pigment in kunststof een grote kans heeft om in de vliegas terecht te komen. Dit verschil in gedrag wordt met name veroorzaakt door het feit dat in ene geval de matrix (het glas) niet brandbaar is en in de AVI intact blijft, terwijl in het andere geval de matrix (het kunststof) wel verbrand en dus opengebroken wordt. De zware metalen komen bij het verbranden van de kunststof vrij, hetzij gasvormig, hetzij als kleine stofdeeltjes, die makkelijk met de rookgasen meegevoerd kunnen worden.

Wanneer nu de invloed van een bepaalde fractie wordt beschouwd, hetzij klein WEB of KCA of deelstromen daarvan, dan is het dus goed denkbaar dat er verschil is in de verdeling van de elementen van die enkele fractie ten opzichte van het totaal afval.

Soortgelijke invloeden zijn ook te verwachten van het toevoegen of onttrekken van fracties die het brandgedrag (m.n. temperatuur) van het afval beïnvloeden (zie verder [Rijkema, 1996a]).

Omdat gegevens met betrekking tot het specifieke 'verdeelgedrag' van elementen ontbreken, moeten in deze studie in een aantal gevallen aannames worden gedaan. Waar mogelijk wordt voor de toegevoegde of onttrokken hoeveelheid een inschatting van de verdeling gemaakt, en voor die gevallen waar dit onzeker is, wordt gewerkt met een maximale en minimale verdeling naar een van de stromen bodemas, vlieggas of gasvormig. Altijd zal daarbij de berekening met de standaard, voor gemiddeld afval geldende verdelingscoëfficiënten als uitgangspunt dienen.

Voor de halogenen is aangenomen dat de gemiddelde distributievoëfficiënten geldig blijven. Uit literatuuronderzoek [Rijkema, 1996a] kwam naar voren dat onder voor een AVI gangbare condities geen onderscheid in het gedrag van chloor naar de bron van het chloor kon worden gemaakt. Met andere woorden: organisch gebonden chloor (in kunststoffen) gedraagt zich in een AVI hetzelfde als anorganisch gebonden chloor. Op basis hiervan is aangenomen dat dit voor F en Br ook geldt.

Voor de zware metalen kan het deel dat in de gasfase eindigt, constant worden verondersteld. Aangezien de meeste metalen als chloride vluchtig zijn en chloor in overmaat aanwezig is, en bovendien de verbrandingstemperatuur hetzelfde is, is ook de verdeling gas/vast gelijk.

Voor de zware metalen is dus enkel de verdeling bodemas/vlieggas van belang.

Welke aannames voor de verdeling van de zware metalen gedaan zijn, wordt per fractie hieronder aangegeven. In het algemeen is daarbij als criterium gehanteerd of het betreffende zware metaal zich in een brandbare dan wel in een onbrandbare matrix bevindt. Bevindt het zich in een brandbare matrix (bijvoorbeeld organisch gebonden) dan zal het naar verwachting met de rookgassen meegevoerd worden en eindigen in de vlieggas. Is de matrix onbrandbaar (bijvoorbeeld metallisch of in glas) dan wordt aangenomen dat het direct in de bodemas terecht komt.

- Fixeer/ontwikkelaar, Oplosmiddel, Halogeen arm of rijk oplosmiddel, Zuren:

Voor deze fracties zijn geen zware metalen gehalten aangegeven, doordat gegevens hiervoor ontbreken. Voor de verdeling hoeft hier dan ook geen rekening mee gehouden te worden.

- Bestrijdingsmiddelen:

Het tin dat in deze fractie aanwezig is, stamt uit organotinverbindingen. Aangezien dit een brandbare matrix is, wordt aangenomen dat het tin in de vlieggas terecht zal komen.

- Cosmetica/medicijnen:

De zware metalen in deze fractie zijn grotendeels afkomstig uit verpakkingen: kunststof, glas en metaal. Aangezien dit zowel brandbare als niet-brandbare matrices betreft, is aangenomen dat de gemiddelde verdelingscoëfficiënten hiervoor goed bruikbaar zijn.

- *Verf:*

Voor de verffractie stammen de zware metalen zowel uit de verf als uit de verpakking. De mate waarin is daarbij verschillend per element. Zo zijn Cr, Pb, Sb en Zn hoofdzakelijk afkomstig uit de verf, terwijl de overige voornamelijk uit de verpakking afkomstig zijn. Vanwege deze onzekerheid zijn twee berekeningen uitgevoerd: één met de gemiddelde verdelingscoëfficiënten en één met de aanname dat alle zware metalen uit de verf in de vliegase terecht komen. Aangenomen wordt dat hiermee de twee uitersten berekend zijn en dat de werkelijke situatie hier tussenin moet liggen.

- *Vervuilde verpakking:*

Gezien het feit dat voor de zware metalen in deze fractie zowel brandbare als niet-brandbare matrices voorkomen, is aangenomen dat met de gemiddelde verdelingscoëfficiënten kan worden gerekend.

- *Spuitbussen:*

In deze fractie zijn de zware metalen met name afkomstig uit de metaalfractie en een klein deel uit kunststof. Aangenomen is dat de zware metalen meer dan in het referentie-afval in de bodemas terecht zullen komen.

- *Afvalolie/oliehoudend:*

Aangezien olie vanzelfsprekend een (goed) brandbare matrix is, is aangenomen dat de zware metalen in de vliegase terecht komen.

- *Batterijen:*

Batterijen vormen in feite een grotendeels niet-brandbare matrix, zodat verwacht mag worden dat de zware metalen voor het grootste deel in de bodemas terecht zullen komen. Weliswaar bevatten de meeste batterijen ook brandbare grafietstaafjes (in anode of kathode) maar daarin bevinden zich nauwelijks zware metalen.

Doordat in de vuurhaard de batterijen open gaan is het toch goed mogelijk dat een aanzienlijk deel van de vluchtige zware metalen in de vliegase terecht komt. Aangenomen is dat een berekening met de gemiddelde verdelingscoëfficiënten hier een bovengrens geeft, terwijl de aanname dat alles in de bodemas eindigt de ondergrens oplevert. De verwachting is dat de werkelijkheid dicht in de buurt van de normale verdeling zal liggen.

- *Accu's:*

Voor accu's geldt in feite hetzelfde als voor batterijen (met uitzondering van Hg): gezien de onbrandbaarheid van de matrix voor de zware metalen worden de zware metalen hoofdzakelijk in de bodemas verwacht.

- *Lampen:*

Ook bij de lampen is de matrix hoofdzakelijk onbrandbaar, zodat de verwachting is dat de meeste zware metalen in de bodemas terecht zullen komen. Ook hier hebben we echter te maken met een aanzienlijke hoeveelheid Hg, zodat de werkelijkheid ook hier tussen de twee situaties (alles in bodemas of gemiddelde verdeling) in zal liggen.

- *Totaal KCA:*

Voor het totale KCA kan gesteld worden dat de zware metalen hoofdzakelijk afkomstig zijn uit niet-brandbare matrices (accu's, batterijen, lampen), met uitzondering van Cr (verf) en Sn (bestrijdingsmiddelen).

- *Klein wit- en bruingoed:*

Het grootste deel van de zware metalen in deze fractie bevindt zich in een onbrandbare fractie, getuige ook het hoge asgehalte van klein WEB. Veel van de metalen als ijzer, koper, aluminium en overig non-ferro is in de metallische vorm aanwezig. Als ondergrens is daarom aangenomen dat de meeste zware metalen bij verbranding in de bodemas terecht komen terwijl de gemiddelde verdelingscoëfficiënten als bovengrens worden gehanteerd. Voor Cd, Sb en V uit het kunststof in klein WEB kan echter ook een verhoogde verdeling richting vlieggas worden verwacht. Daarom is ook gekeken naar de samenstelling van bodem- en vlieggas wanneer de zware metalen uit klein WEB met name in de vlieggas terecht zouden komen.

3.3.2 Berekening verdelingscoëfficiënten

Het aanpassen van de verdelingen betekent in feite dat middels een massabalans per element wordt bekeken hoe de verdelingscoëfficiënt verandert onder invloed van de aannames. Als voorbeeld wordt hieronder de verdelingscoëfficiënt van Cd herberekend voor het toevoegen van batterijen aan het referentie-afval.

Rekenvoorbeeld verdelingscoëfficiënt Cd (zie ook figuur 2)

Referentie-afval:

Het referentie-afval bevat 8,5 mg Cd per kg afval (tabel 4). In totaal betekent dit dat met het afval jaarlijks 2700 kton maal 8,5 mg/kg = 23 ton Cd de AVI ingaat. Volgens de distributievoëfficiënten voor het gemiddelde afval (tabel 11) verlaat 10% daarvan de ketel met de rookgassen in de gasfase, 67% bevindt zich in de rookgassen in de vaste fase (stofdeeltjes/aerosolen) en 23% blijft in de bodemas (vaste fase). Het niet-gasvormige deel van het Cd eindigt dus voor $67/90$ ofwel 74% in het vliegias.

Referentie-afval plus batterijen:

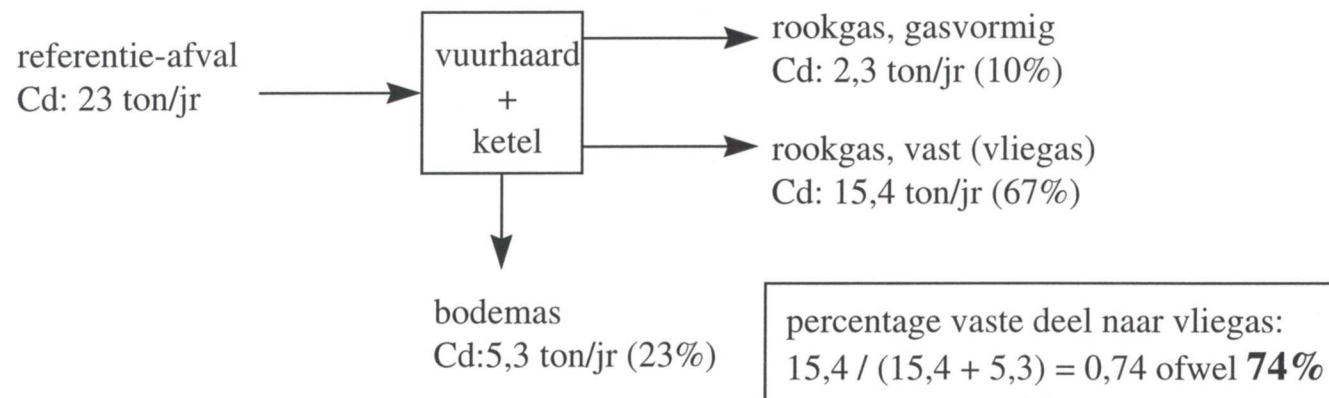
De hoeveelheid batterijen in het KCA bedraagt in totaal 1760 ton met daarin 18000 mg Cd per kg batterijen (tabellen 5 en 6). Dit is in totaal 32 ton Cd dat ook de AVI ingaat, waardoor de totale input aan Cd van referentie-afval plus batterijen 55 ton per jaar bedraagt.

Wanneer nu aangenomen wordt dat het percentage dat in de gasfase eindigt gelijk is aan het percentage gasvormig voor het referentie-afval en dat het niet-gasvormige deel volledig in de bodemas terecht komt (zoals boven beschreven) dan betekent dit dat er $0,9$ maal 32 ton = 29 ton Cd in de bodemas terecht komt en 0 ton in de vliegias.

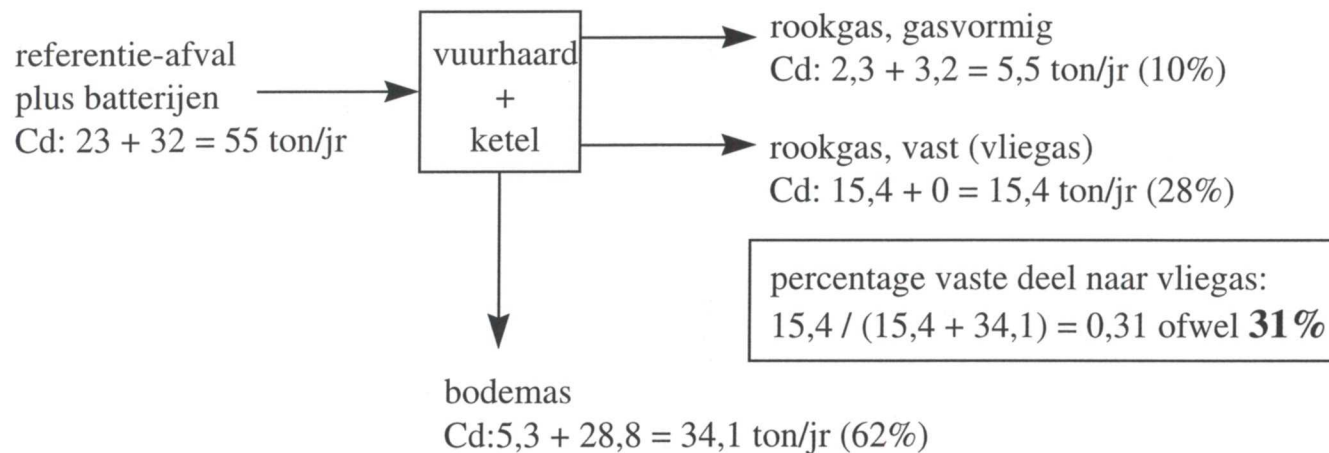
Verbranding van het referentie-afval te zamen met de batterijen betekent dus dat van de inkomende hoeveelheid Cd ($23 + 32 = 55$ ton/jaar) 23% van 23 ton (uit afval) plus 29 ton (uit batterijen) = 34 ton Cd per jaar in de bodemas terecht komt. In de vliegias komt 67% van 23 ton (uit afval) plus 0 ton (uit batterijen) = 15 ton Cd per jaar. Het niet-gasvormige deel van het Cd eindigt dus voor $15/(34+15) = 0,31$ ofwel 31% in het vliegias.

Het bovenstaande wordt nog eens verduidelijkt in figuur 2.

Standaard verdelingscoëfficiënten referentie-afval



Verdelingscoëfficiënten nieuw afval (referentie + batterijen)



Vervolg rekenvoorbeeld verdelingscoëfficiënt Cd

Bij het klein WEB ligt de situatie iets anders doordat hier sprake is van het onttrekken van een fractie aan het referentie-afval. Wanneer wederom Cd als voorbeeld wordt genomen, dan blijkt zoals boven reeds geconstateerd 23 ton Cd per jaar via het referentie-afval in de AVI terecht te komen. Volgens de voor het referentie-afval geldende verdelingscoëfficiënten komt hiervan 2,3 ton (10%) in de gasfase, 15,4 ton (67%) in de vliegase en 5,3 ton (23%) in de bodemas. In het referentie-afval is (tabel 10) 4,7% van het aanwezige Cd afkomstig uit de fractie klein WEB ofwel 1,1 ton/jaar. Wanneer we nu aannemen dat het in klein WEB aanwezige Cd, met uitzondering van het gasvormige deel (10%) in de bodemas terecht komt, dan kan voor het resterende afval (na onttrekken van de klein WEB fractie) de verdeling over bodem- en vliegase als volgt worden uitgerekend:

- aanbod Cd: $23 - 1,1 = 21,9$ ton Cd per jaar;
- in de gasfase: $2,3 - 0,11 = 2,2$ ton Cd per jaar;
- in de bodemas: $5,3 - (1,1 - 0,11) = 4,3$ ton Cd per jaar;
- in de vliegase: 15,4 ton Cd per jaar.

Dit betekent dat de verdelingscoëfficiënt voor de vliegase verandert van $15,4/(5,3+15,4) = 0,74$ naar $15,4/(4,3+15,4) = 0,78$ ofwel 78%.

Herberekening van de verdelingscoëfficiënten heeft alleen zin voor die zware metalen waarbij een belangrijk aandeel afkomstig is uit de toegevoegde fractie. Wanneer minder dan 1% afkomstig is uit de toegevoegde fractie dan kan de verdelingscoëfficiënt ook slechts maximaal 1% veranderen. Daarvoor is voor die zware metalen waarvoor slechts een kleine bijdrage (<1%) uit de toegevoegde afvalfractie afkomstig is géén herberekening van de verdelingscoëfficiënt uitgevoerd. Voor de overige staan de resultaten weergegeven voor KCA in tabel 12a en voor klein WEB in tabel 12b.

Tabel 12a Invloed op de verdelingscoëfficiënten door het toevoegen van KCA of deelstromen daarvan: correctie voor specifiek verdeelgedrag.

Afvalfractie	Bijdrage in totaal ¹ [%]	Aanname specifiek verdeelgedrag ²	Verdelingscoëffic. ³ referentie-afval	Verdelingscoëffic. ³ nieuw totaal afval
Bestrijd.middel: - Sn	16	vliegas	0,26	0,38
Verf:				
- Cr	2,5	vliegas	0,060	0,085
- Pb	3,0	vliegas	0,26	0,28
- Zn	2,8	vliegas	0,30	0,32
Batterijen:				
- Hg	85	bodemas	0,30	0,045
- Cd	58	bodemas	0,74	0,31
- Mn	44	bodemas	0,078	0,043
- Ni	14	bodemas	0,050	0,043
- Zn	8,4	bodemas	0,30	0,28
Accu's:				
- Pb	43	bodemas	0,26	0,16
- Sb	58	bodemas	0,35	0,15
Lampen:				
- Hg	5,4	bodemas	0,30	0,28
KCA totaal:				
- Hg	86	bodemas	0,30	0,042
- Cd	60	bodemas	0,74	0,30
- Cr	2,9	vliegas	0,060	0,089
- Mn	46	bodemas	0,078	0,042
- Ni	15	bodemas	0,050	0,043
- Pb	46	bodemas	0,26	0,14
- Sb	60	bodemas	0,35	0,14
- Sn	17	vliegas	0,26	0,38
- Zn	12	bodemas	0,30	0,27

- 1 De bijdrage geeft aan hoeveel van het in het totale afval aanwezige element afkomstig is uit de toegevoegde stroom. Zoals in het eerder genoemde voorbeeld bij het toevoegen van batterijen: totale Cd-input bedraagt 23 ton uit het referentie-afval en 32 ton uit batterijen, dus $32/(23+32) = 0,58$ ofwel 58% van het Cd is afkomstig uit batterijen.
- 2 Dit geeft aan of aangenomen is dat het element uit de toegevoegde fractie in de vliegas dan wel in de bodemas terecht zal komen.
- 3 verdelingscoëfficiënt = deel vliegas / (deel bodemas + deel vliegas): voorbeeld 'normale' verdeling van Cd is 10% gasvormig, 67% in de vliegas en 23% in de bodemas, dus verdelingscoëfficiënt = $67/90 = 0,74$ ofwel 74%.

Tabel 12b Invloed op de verdelingscoëfficiënten van het onttrekken van klein WEB: correctie voor specifiek verdeelgedrag.

Afvalfractie	Bijdrage in totaal ¹ [%]	Aanname specifiek verdeelgedrag ²	Verdelingscoëffic. ³ gemiddeld afval	Verdelingscoëffic. ³ resterend afval
Klein WEB				
- Hg	2,4	bodemas	0,30	0,31
- Cd ⁴	4,7	bodemas en ⁴ vliegass	0,74	0,78
- As	5,4	bodemas	0,25	0,26
- Co	4,1	bodemas	0,07	0,073
- Cr	3,0	bodemas	0,060	0,063
- Cu	41	bodemas	0,040	0,068
- Mn	2,4	bodemas	0,078	0,080
- Mo	8,5	bodemas	0,078	0,085
- Ni	18	bodemas	0,050	0,061
- Pb	16	bodemas	0,26	0,30
- Sb ^{4,5}	91	bodemas en ⁴ vliegass	0,35	1
- V ⁴	2,3	bodemas en ⁴ vliegass	0,078	0,080
- Zn	10	bodemas	0,30	0,33

- De bijdrage geeft aan hoeveel van het in het referentie-afval aanwezige element afkomstig is uit klein WEB. Voorbeeld: 4,7% van al het Cd in het referentie-afval bevindt zich in het klein WEB. Wanneer het klein WEB gescheiden ingezameld zou worden, zou het Cd-gehalte van het resterende afval 4,7% lager zijn.
- Dit geeft aan of aangenomen is dat het element uit het klein WEB bij integrale verbranding met de rest van het referentie-afval in de vliegass dan wel in de bodemas terecht kwam. Voorbeeld: als aangenomen wordt dat het Cd uit het klein WEB in de bodemas terecht komt, dan kan worden uitgerekend hoe de rest van het afval zich verdeelt (zie rekenvoorbeeld Cd bij onttrekking klein WEB).
- verdelingscoëfficiënt = deel vliegass / (deel bodemas + deel vliegass): voorbeeld 'normale' verdeling van Cd is 10% gasvormig, 67% in de vliegass en 23% in de bodemas, dus verdelingscoëfficiënt = $67/90 = 0,74$ ofwel 74%.
- Voor Cd, Sb en V zijn beide extremen voor het verdeelgedrag berekend, dus zowel de aanname dat het betreffende zware metaal uit klein WEB in de bodemas terechtkomt als de aanname dat het in de vliegass terecht komt. Dit vanwege de onzekerheid met betrekking tot het werkelijke gedrag van deze drie zware metalen, die in klein WEB deels in een brandbare en deels in een niet-brandbare matrix voorkomen.
- Van het Sb in referentie-afval (voor zover niet gasvormig) eindigt normaal gesproken 35% in de vliegass en de rest in de bodemas. Wanneer klein WEB aan het referentie-afval onttrokken wordt, dan geldt voor de verdelingscoëfficiënt van de resterende 9% dat deze tussen de 0 (alles naar bodemas) en 1 (alles naar vliegass) moet liggen.

3.3.3 Afscheiding componenten in rookgasreinigingssysteem

In de diverse rookgasreinigingsonderdelen worden componenten uit het rookgas verwijderd. In het model wordt dit beschreven met vangstrendementen, die geldig zijn voor het gedrag van rookgas tengevolge van de verbranding van gemiddeld afval. Daarbij zijn de coëfficiënten afgestemd op de resulterende stromen bij de HVC Noord-Holland, voor zover gegevens beschikbaar waren. Deze gegevens betreffen echter alleen de totale hoeveelheid van de diverse stromen en vermelden

niet wat in de diverse stromen het gehalte aan zware metalen is. Voor de afscheidingscoëfficiënten per element zijn daarom de aan de literatuur ontleende waarden gebruikt [Rijkema, 1996b].

Doordat afscheidingsrendementen alleen opgegeven worden voor de totale hoeveelheid die wordt afgevangen, wordt in de meeste gevallen aangenomen dat het afvangstrendement gelijk is voor alle elementen. In de praktijk is dit niet altijd zo aangezien sommige elementen in de vuurhaard verdampen en daarna weer op de vliegasscondenseren. Hierdoor ontstaat verrijking van deze elementen in de kleinere asdeeltjes. Verder is het zo dat grotere deeltjes met een hoger rendement afgevangen worden dan kleinere, zodat voor die elementen die zich in de kleine asdeeltjes verrijken naar verwachting een kleiner deel afgevangen zal worden als van elementen die zich niet verrijken. Vanwege het ontbreken van gegevens is in deze studie aangenomen dat het toevoegen van KCA (of deelstromen daarvan) en het onttrekken van klein WEB aan het referentie-afval geen invloed heeft op de vangstrendementen van de diverse elementen in het rookgasreinigingssysteem.

De afvangst van Cl, F en S in de natte wasser wordt op een andere manier berekend in het MSWC FACE-model. Hiervoor wordt aangenomen dat de afvangst van deze elementen dusdanig is geregeld dat bij het verlaten van de natte wasser de rookgassen aan de norm (BLA) voldoen (voor deze componenten). Gebaseerd op de hoeveelheid die afgevangen moet worden om aan de norm te voldoen wordt met behulp van de geldende stoichiometrische verhouding de hoeveelheid additieven (chemicaliën) berekend die daarvoor nodig is.

Veranderingen in de rookgassamenstelling tengevolge van het onttrekken of toevoegen van een deelstroom aan het afval worden verondersteld geen invloed te hebben op de benodigde stoichiometrie.

4. Resultaten

De weergave van de resultaten is gesplitst voor het toevoegen van KCA en de deelstromen daarin, en voor het onttrekken van klein WEB.

Met behulp van de samenstellingsgegevens en de verdelingscoëfficiënten zijn allereerst de veranderingen in de samenstelling voor bodem- en vliegase uitgerekend. Het is namelijk mogelijk dat door een wijziging in de samenstelling van bodem- of vliegase de verwerkingskosten voor deze reststromen veranderen.

De filterkoek en het zoutresidu zijn hierbij buiten beschouwing gelaten, aangezien gesteld kan worden dat deze stromen hoe dan ook als gevaarlijk afval aangemerkt zullen worden en er bovendien (nog) geen mogelijkheden voor hergebruik of nuttige toepassing voor deze reststoffen bestaan. Een verandering in de samenstelling zal dan ook geen invloed hebben op de verwerkingsmethode- en kosten voor deze stromen.

4.1 KCA

4.1.1 Samenstelling bodem- en vliegase

Door het integraal meeverbranden van KCA met de rest van het huishoudelijke afval en daarmee vergelijkbaar bedrijfsafval, verandert de samenstelling van de bodem- en de vliegase. Zoals in hoofdstuk 3.3.1 beschreven is die samenstelling onderhevig aan enkele aannames ten aanzien van de verdelingscoëfficiënten. Dit leidt tot een mogelijke range voor de concentratie van de diverse elementen in bodem- en vliegase. In tabel 13 zijn deze grenzen van deze ranges weergegeven voor het integraal meeverbranden van het totale KCA. Daarbij zijn die concentraties die meer dan 10% afwijken van de referentiesamenstelling, onderstreept weergegeven.

Zoals te verwachten zijn significante (>10%) wijzigingen in de concentraties te vinden voor die elementen waarin het KCA een belangrijke bijdrage heeft en waarvoor in paragraaf 3.3.2 een herberekening van de verdelingscoëfficiënt is uitgevoerd.

Tabel 13 Samenstelling bodemas en vliegias bij integraal meeverbranden van het totale KCA.

Component	Referentie-afval		Met toevoeging KCA, standaard-verdeling		Met toevoeging KCA, aangepaste verdeling	
	bodemas	vliegias	bodemas	vliegias	bodemas	vliegias
hoeveelheid (droge stof) [kton/jaar]	75200	6230	76200	6320	76200	6320
Concentratie [mg/kg droog]						
- Hg	0,2	1,2	<u>1,6</u>	<u>8,2</u>	<u>2,2</u>	1,1
- Cd	11	370	<u>25</u>	<u>910</u>	<u>72</u>	360
- As	30	120	30	120	30	120
- Co	66	59	66	58	66	58
- Cr	940	940	950	950	930	<u>1300</u>
- Cu	8400	6300	8300	6300	8300	6300
- Mn	550	550	<u>1000</u>	<u>1000</u>	<u>1100</u>	550
- Mo	120	120	120	120	120	120
- Ni	520	320	<u>600</u>	<u>370</u>	<u>610</u>	320
- Pb	2500	9700	<u>4500</u>	<u>18000</u>	<u>5200</u>	9900
- Sb	110	690	<u>260</u>	<u>1700</u>	<u>350</u>	670
- Se	8,3	190	8,2	190	8,2	190
- Sn	17	66	<u>20</u>	78	16	<u>120</u>
- V	130	130	130	130	130	<u>130</u>
- Zn	3400	17000	3800	<u>19000</u>	<u>4000</u>	17000
- F	360	1100	360	1100	360	1130
- Cl	3800	58000	<u>3800</u>	58000	3800	58000
- Br	410	4900	410	4800	410	4800
- SO ₄	6200	74000	6200	74000	6200	74000

Benadrukt dient te worden dat de resultaten volgens de standaard en de aangepaste verdeling de grenzen weergeven, waarbinnen de werkelijke concentraties worden verwacht. Aldus is in feite een gevoeligheidsanalyse met betrekking tot de aannames voor de verdelingscoëfficiënten uitgevoerd.

Wanneer we naar de resultaten kijken voor de afzonderlijke deelstromen van het KCA dan treden de verschillen in concentraties op diezelfde plaatsen op als in tabel 13 en als geconstateerd in paragraaf 3.3.2. In tabel 14 zijn alleen die elementen en KCA-deelstromen weergegeven waarbij veranderingen in concentraties groter dan 10% voorkomen.

Tabel 14 Samenstelling bodemas en vlieggas bij toevoeging deelstromen KCA.

Concentratie [mg/kg droog]	Referentie-afval		met toevoeging KCA deelstroom, standaard- verdeling		met toevoeging KCA deelstroom, aangepaste verdeling	
	bodemas	vlieggas	bodemas	vlieggas	bodemas	vlieggas
Bestrijdings- middelen:						
- Sn	17	66	20	78	16	120
Verf:						
- Cr	940	940	960	960	940	1200
Batterijen:						
- Hg	0,2	1,2	1,5	7,7	2,1	1,2
- Cd	11	370	25	880	68	370
- Mn	550	550	990	990	1000	550
- Ni	520	320	600	380	600	320
- Zn	3400	17000	3800	19000	3900	17000
Accu's:						
- Pb	2500	9700	4300	17000	4900	9900
- Sb	110	690	260	1600	340	680

Ook hier dient benadrukt te worden dat de resultaten volgens de standaard en de aangepaste verdeling de grenzen weergeven, waarbinnen de werkelijke concentraties worden verwacht.

De belangrijkste conclusies uit de tabellen 12 en 13 zijn dat aanzienlijke veranderingen in samenstelling van bodem- en vlieggas kunnen optreden tengevolge van het integraal meeverbranden van KCA of deelstromen daarvan.

Met name het meeverbranden van batterijen kan leiden tot een verhoging van het Hg-gehalte van bodemas met een factor 8 tot 11 en van de vlieggas met een factor 7. Verhoging met een factor 2,5 tot 7 treedt op voor het Cd-gehalte van de bodemas terwijl de concentratie van Cd in de vlieggas met een factor 3 kan toenemen. Ook leidt het meeverbranden van batterijen tot een verdubbeling van de hoeveelheid Mn in bodem- en vlieggas, terwijl de verhogingen voor de gehalten Ni en Zn iets bescheidener zijn (tot 20% hoger).

Het meeverbranden van accu's leidt tot een verhoging met een factor 2,5 tot 3,5 van het Sb-gehalte in de bodemas, terwijl de concentratie in de vlieggas hierdoor ook 2,5 keer zo groot kan worden. Het loodgehalte van de bodemas verdubbelt bijna en datzelfde kan ook gebeuren met de vlieggas.

Integrale meeverbranding van bestrijdingsmiddelen kan met name een verdubbeling van het nikkelgehalte van de vlieggas tengevolge hebben, terwijl voor de bodemas de verhoging van het Sn beperkt blijft tot zo'n 20%.

Verf tenslotte kan bij integrale meeverbranding leiden tot een verhoging van het Cr-gehalte van de vlieg-as met ruim 30%.

Om na te gaan in hoeverre de wijzigingen in de samenstelling van bodem- en vlieg-as kostenconsequenties kunnen hebben, dient eerst gekeken te worden naar de huidige afzetmogelijkheden.

De in Nederland vrijkomende hoeveelheid AVI-bodemas (ongeveer 600.000 ton in 1995) wordt vrijwel volledig afgezet in de wegenbouwsector, waar het wordt gebruikt als ophoogmateriaal. Voor deze toepassing dienen de bodemassen te voldoen aan daartoe gestelde fysisch-technische en uitlooeisen, die zijn vastgelegd in een Beoordelingsrichtlijn. Om aan deze eisen te kunnen voldoen, worden de bodemassen bewerkt (gebroken, ontdaan van ijzer en andere metalen en verouderd; minimaal 6 weken). Na opwerking worden de bodemassen afgezet: de kosten hiervan voor de AVI bedragen ongeveer f 15,- per ton. Inclusief de opbrengst van het afgescheiden ijzer en non-ferro komen daarmee de verwerkingskosten ongeveer op f 0 per ton uit, m.a.w. de verwerkingskosten worden gedekt door de opbrengsten [HVC, 1996].

Vanaf 1 januari 1998 zal, ook voor de nuttige toepassing van AVI-bodemas, het Bouwstoffenbesluit volledig effectief zijn. Dit houdt in dat voor de huidige toepassing van bodemas, als ophoogmateriaal, deze reststoffen moeten voldoen aan de in het Bouwstoffenbesluit gestelde N2-uitlooeisen. Deze uitlooeisen zijn strenger dan de momenteel gehanteerde eisen. Daarnaast is het zo dat de uitloging zal moeten worden bepaald met behulp van de kolomproef, terwijl dit nu nog gebeurt middels de cascadeproef. Er wordt daarom gewerkt aan de aanpassing van de Beoordelingsrichtlijn. Uit beschikbare uitloogegevens blijkt dat een groot deel van de afgeleverde AVI-bodemas niet conform het Bouwstoffenbesluit zou kunnen worden toegepast als categorie-2 bouwstof (N2-categorie). Dit betekent dat deze bodemassen in de zogenaamde bijzondere categorie vallen waarbij extra milieuhygiënische eisen worden gehanteerd. Dit betekent een extra kostenpost van ongeveer f 10,- per ton. Met deze kostenpost is in de berekening van de specifieke verwerkingskosten bij de meeverbranding van (deelstromen van) KCA geen rekening gehouden, omdat naar verwachting ook zonder toevoeging van KCA deze maatregel nodig zal zijn.

De enige vorm van nuttige toepassing van AVI-vlieg-as in Nederland is momenteel het gebruik bij de bereiding van asfaltvulstof. Deze vorm van nuttige toepassing is, ondanks de uitloging van zware metalen en anionen uit AVI-vlieg-as, toch mogelijk binnen de randvoorwaarden van het Bouwstoffenbesluit. Dit komt door de hoge mate van immobilisatie die plaats heeft door de inkapseling, ook van de vulstofdeeltjes, in bitumen. Andere toepassingen worden belemmerd door de (veel) te hoge uitloging van metalen als cadmium, zink en lood en van anionen, als sulfaat, chloride en bromide. Dit, en het toekomstige stortverbod van onbehandelde AVI-vlieg-as heeft ertoe geleid dat door meerdere instituten is gezocht naar mogelijkhe-

den om AVI-vliegas te immobiliseren, om het vervolgens hetzij te kunnen toepassen, hetzij te kunnen storten onder een 'lichter' regiem. Tot nog toe is echter steeds de aanwezigheid van met name de hoge concentraties aan chlorides een probleem gebleken bij het immobilisatieproces als zodanig en/of bij de uitloging van het immobilisaat. Een mogelijke oplossing hiervoor kan liggen in het uitvoeren van een 'licht' wasproces voor AVI-vliegas. Hiermee worden de gemakkelijk uitloogbare componenten grotendeels verwijderd en kan de vliegas vervolgens worden geïmmobiliseerd en nuttig worden toegepast.

Voor de huidige toepassing als asfaltvulstof en voor toekomstige procédés ter verbetering van de kwaliteit ontbreekt het op dit moment aan informatie met betrekking tot een verband tussen de samenstelling van de vliegas en de kosten van toepassing of opwerking. Daarom zijn in de berekeningen de verwerkingskosten voor de vliegas constant gehouden.

4.1.2 Specifieke verwerkingskosten

De specifieke verwerkingskosten zijn berekend voor zowel het gehele KCA als voor de daarin onderscheiden deelstromen. De resultaten staan weergegeven in tabel 15. Ter vergelijking staan ook de SPC's van gemengde kunststoffen, hard PVC en GFT erbij vermeld.

Verder zijn ook de SPC's berekend voor het geval dat het afvalwater (na reiniging) mag worden geloosd.

Tenslotte dient opgemerkt te worden dat ten opzichte van de eerdere studie naar de SPC's [Rijkema, 1996a] de hier vermelde SPC's voor gemengde kunststoffen, hard PVC en GFT een paar gulden afwijken. Dit wordt veroorzaakt door het feit dat voor deze studie het MSWC FACE-model opnieuw geijkt is op de HVC Noord-Holland, aangezien daarvan nieuwe gegevens (betreffende voorjaar 1996) beschikbaar waren gekomen.

Tabel 15 Specifieke verwerkingskosten (SPC) van KCA en de verschillende deelstromen van KCA voor een thermisch gelimiteerde AVI.

Afvalmateriaal	Stook- waarde [MJ/kg]	Verdringings- factor w [ton/ton]	SPC bij indampen van het afvalwater [f/ton]	SPC bij lozen van het af- valwater [f/ton]
Fixeer/ontwikk.	9,1	0,96	212	166
Hal.arm oplosm.	36,6	3,87	628	583
Hal.rijk oplosm.	5,5	0,58	537	201
Zuren	-2,3	-0,24	-35	-14
Bestrijd.middel	28,0	2,95	626	482
Cosmetica/medic.	16,0	1,69	287	266
Verfafval	24,6	2,60	430	399
Verv. verpakking	17,1	1,81	381	294
Spuitbussen	9,9	1,05	200	187
Afgewerkte olie	36,9	3,90	651	594
Batterijen	9,1	0,96	185	173
Accu's	1,3	0,13	69	57
Lampen	1,0	0,11	55	54
KCA (totaal)	20,1	2,13	369	334
Referentie-afval	9,5	1	182	165
Kunststoffen	34,2	3,61	602	550
Hard PVC	16,2	1,71	550	328
GFT	3,4	0,36	73	66

Uit tabel 15 is een aantal conclusies te trekken. Zo is duidelijk te zien, hetgeen ook in de vorige studie naar SPC's [Rijkema, 1996a] werd geconstateerd, dat hoog calorisch afval een relatief hoge, en laag calorisch afval een relatief lage SPC heeft.

Dit wordt grotendeels veroorzaakt door het feit dat hier thermische gelimiteerde AVI's worden beschouwd.

Verder zijn voor alle fracties de SPC's lager in het geval dat het afvalwater mag worden geloosd. Enerzijds is dit vanwege lagere variabele kosten (het wegvallen van de stortkosten van het zoutresidu), maar ook vanwege lagere vaste lasten, doordat niet in een spreedroger geïnvesteerd hoeft te worden.

4.2 Klein wit- en bruingoed

4.2.1 Samenstelling bodem- en vliegias

Net als bij KCA is ook voor het onttrekken van klein WEB aan het referentie-afval de samenstelling van de bodem- en vliegias berekend, bij verschillende aannames ten aanzien van de verdeling van de zware metalen in de vuurhaard. Een aspect is echter anders, aangezien we hier te maken hebben met onttrekking in plaats van

toevoeging. Aannames over de verdeling van zware metalen uit het klein WEB hebben een schijnbaar tegengesteld effect op de verdeling van het resterende afval. Voorbeeld: wanneer aangenomen wordt dat een zwaar metaal, afkomstig uit het klein WEB, voornamelijk in de bodemas terecht komt, betekent dit bij onttrekking van het klein WEB dat de zware metalen uit het resterende afval in grotere mate (relatief) in de vlieggas terecht komen, dan bij een verdeling voor gemiddeld afval het geval is. (Voor verdere uitleg zij verwezen naar hoofdstuk 3.3.2.)

In tabel 16 zijn de resulterende concentraties in bodem- en vlieggas vermeld. Verderom zijn die afwijkingen die groter zijn dan 10% cursief weergegeven.

Voor een drietal zware metalen (Cd, Sb en V) is er onduidelijkheid omtrent de verdeling van die zware metalen over bodem- en vlieggas (zie 3.3.1). De grenzen voor de concentratie van deze drie zware metalen worden daardoor niet gevormd volgens de standaard verdeling en de aangepaste verdeling, maar door twee aangepaste verdelingen: één onder aanname dat ze volledig in de bodemas en één onder aanname dat ze volledig in de vlieggas terecht komen. Voor deze drie zware metalen zijn daarom in tabel 16 twee aangepaste verdelingen weergegeven.

Tabel 16 Samenstelling bodemas en vlieggas bij onttrekking van klein WEB.

Concentratie [mg/kg droog]	Referentie- afval		met onttrekking klein WEB, standaard verdeling		met onttrekking klein WEB, aangepaste verdeling	
	bodemas	vlieggas	bodemas	vlieggas	bodemas	vlieggas
hoeveelheid (droge stof) [kton/jaar]	75200	6230	72100	5980	72100	5980
- Hg	0,2	1,2	0,2	1,2	0,2	1,2
- Cd	11	370	10	370	<u>9,1</u>	380
					11	360
- As	30	120	30	120	29	120
- Co	66	59	66	59	66	61
- Cr	940	940	950	950	960	<u>770</u>
- Cu	8400	6300	<u>5000</u>	<u>3800</u>	<u>5000</u>	<u>4300</u>
- Mn	550	550	560	560	560	580
- Mo	120	120	110	110	110	120
- Ni	520	320	<u>440</u>	<u>280</u>	<u>440</u>	340
- Pb	2500	9700	<u>2200</u>	<u>8500</u>	<u>2000</u>	10000
- Sb	110	690	<u>11</u>	<u>67</u>	<u>0</u>	<u>190</u>
					<u>16</u>	<u>0</u>
- Se	8,3	190	8,7	200	8,7	200
- Sn	17	66	₁	₁	₁	₁
- V	130	130	130	130	130	140
					140	<u>99</u>
- Zn	3400	17000	3200	16000	<u>3100</u>	18000
- F	360	1100	370	1200	370	1200
- Cl	3800	58000	3900	59000	3900	59000
- Br	410	4900	34	500	34	500
- SO ₄	6200	74000	6500	77000	6500	77000

*) Voor Sn is zoals reeds eerder genoemd (hoofdstuk 2.3.9, tabel 10) een te hoog gehalte voor klein WEB gevonden. Onttrekking van klein WEB aan het referentie-afval leidt tot negatieve gehalten aan Sn in het resterende afval. Daarom zijn hier geen waarden ingevuld.

Wederom dient benadrukt te worden dat de resultaten volgens de standaard- en de aangepaste verdeling de grenzen weergeven, waarbinnen de werkelijke concentraties worden verwacht. Voor Cd, Sb en V vormen de waarden volgens de twee aangepaste verdelingen de grenzen.

Uit tabel 16 blijkt dat door het niet langer meeverbranden van klein WEB met de rest van het afval een aantal concentraties aanzienlijk gereduceerd kunnen worden. Vanzelfsprekend betreft dit met name die elementen waaraan het klein WEB een relatief grote bijdrage levert: Cu, Ni, Sb, Sn, V, Zn en Br.

Op basis van de hier gevonden getallen en gedane aannames kunnen de gehalten aan Sb en Sn zelfs tot 0 worden gereduceerd. In de praktijk echter zal deze grens waarschijnlijk niet worden gehaald.

Andere relatief grote effecten betreffen het Br- en Cu-gehalte in bodem- en vliegashouding dat met 90% (Br) en met 40 tot 50% (Cu) wordt gereduceerd.

Verminderings van 10 tot 30% kunnen worden gerealiseerd voor het bodem- en/of vliegashouding aan Ni, Pb, V en Zn.

In tegenstelling tot wat bij het KCA geconstateerd is kan het onttrekken van klein WEB consequenties hebben voor de verwerkingskosten van de bodemas. Wanneer namelijk door het niet langer meeverbranden van klein WEB de bodemas niet langer in de buitencategorie valt, maar in de N2-categorie, dan zijn extra milieuhygiënische voorzieningen niet langer noodzakelijk (zie onder 4.1.1). De kosten daarvoor (ongeveer f 10,- per ton bodemas) vallen dan weg. Dat die kosten een behoorlijke invloed hebben op de verwerkingskosten van klein WEB kan worden ingezien door te realiseren dat door het onttrekken van een kleine hoeveelheid (klein WEB) een grote hoeveelheid bodemas goedkoper kan worden verwerkt. In de hier gevolgde methodiek wordt dit verschil in kosten geheel toegerekend aan deze kleine hoeveelheid.

Ter illustratie: 100 ton afval levert naar schatting 25 ton bodemas. Indien door het onttrekken van 1 ton klein WEB de verwerkingskosten per ton bodemas met f 10,- per ton afnemen, dan wordt in dit voorbeeld alleen daardoor al f 250,- bespaard. Deze besparing komt geheel ten gunste van die één ton klein WEB.

In 4.1.2 wordt de invloed hiervan op de SPC van klein WEB nog eens exact berekend.

Voor de vliegashouding heeft het onttrekken van klein WEB naar verwachting geen invloed op de verwerkingskosten, aangezien er voor de vliegashouding geen sprake is van een mogelijke verschuiving in categorie.

4.2.2 Specifieke verwerkingskosten

Bij het berekenen van de financiële consequenties voor een AVI van het verwijderen van klein WEB uit het referentie-afval, moet eigenlijk, zoals in 3.2 reeds genoemd, niet gesproken worden over de specifieke verwerkingskosten van het klein WEB, maar over het budget dat voor de alternatieve (ten opzichte van verbranding) verwerking van klein WEB beschikbaar is. Aangezien dit echter op dezelfde manier berekend wordt als bij het toevoegen van een afvalmateriaal, kan er toch over de specifieke verwerkingskosten van klein WEB worden gesproken.

In tabel 17 staan de resultaten van de berekeningen weergegeven.

Voor de interpretatie van de berekende kosten in de diverse situaties ten aanzien van limitatie liggen de nuances toch iets verschillend. In deze studie wordt uitgegaan van een thermisch gelimiteerde AVI. Dat betekent dat na het onttrekken van het klein WEB uit de AVI, de hierdoor vrijvallende capaciteit op basis van ener-

gie-inhoud (stookwaarde) weer wordt opgevuld met het nieuwe afval, waar dus geen klein WEB meer in zit.

In het geval dat er wel afval beschikbaar is om de beschikbare capaciteit op te vullen dan komt er extra budget beschikbaar voor de alternatieve verwerking van dit klein WEB.

Tabel 17 Specifieke verwerkingskosten (SPC) van klein WEB.

Afvalmateriaal	Stook- waarde [MJ/kg]	Verdringings- factor w [ton/ton]	SPC bij indampen van het afvalwater [f/ton]	SPC bij lozen van het afvalwater [f/ton]
Klein WEB	8,2	0,87	77	160
Klein WEB, indien f 10,- bespaard wordt op kosten bodemas ¹	8,2	0,87	359	342
Referentie-afval	9,5	1	182	165
Kunststoffen gemengd	34,2	3,61	602	550
Hard PVC	16,2	1,71	550	328
GFT	3,4	0,36	73	66

¹ Hierbij wordt ervan uitgegaan dat door het onttrekken van klein WEB aan het referentie-afval, de bodemas als N2-categorie bouwstof kan worden afgezet, in plaats van als buitencategorie bouwstof. Voor dit laatste zijn bij toepassing extra milieuhygiënische maatregelen noodzakelijk, hetgeen ongeveer f 10,- per ton bodemas extra kost.

Uit de resultaten in tabel 17 is te zien dat heel belangrijk is of de bodemas door het niet langer meeverbranden van klein WEB aan de eisen voor N2-categorie bouwstoffen kan voldoen.

Wanneer in de toekomst duurdere maatregelen zoals bijvoorbeeld het dubbel afdekken van de bodemas noodzakelijk zouden worden voor het toepassen van bodemas, dan kan vanzelfsprekend de invloed van het al dan niet meeverbranden van klein WEB financieel nog (veel) groter worden.

5. Evaluatie resultaten & Discussie

In dit hoofdstuk wordt allereerst ingegaan op de overige (milieu-)aspecten van het al dan niet integraal meeverbranden van KCA, deelstromen van KCA of klein WEB. Dat betreft niet alleen de milieutechnische kwaliteit (samenstelling en uitloging) van bodem- en vlieggas maar ook andere overwegingen als energierterugwinning of nuttige toepassing.

Voordat echter op de gevolgen voor de uitloging van het al dan niet meeverbranden van KCA en klein WEB wordt ingegaan, wordt eerst in algemene zin de uitloogbaarheid van een aantal relevante elementen besproken.

Vervolgens wordt de significantie van de hier berekende effecten tegen het licht van de dagelijkse gang van zaken bij de AVI's gehouden en wordt kort aangegeven welke aanvullende kennis nodig is om onzekerheden ten aanzien van de resultaten te verkleinen.

5.1 Uitloogbaarheid

De kwaliteit van reststoffen wordt niet alleen bepaald door de totaalsamenstelling, maar ook door de uitloogbaarheid. De reden hiervan is dat de nuttige toepassing van reststoffen, op grond van het Bouwstoffenbesluit, milieuhygiënisch wordt beoordeeld op grond van de uitloogbaarheid (althans, voor zover het anorganische componenten betreft). Met het oog op het storten van afvalstoffen is het weliswaar nog steeds zo dat het al dan niet vallen onder de categorie 'gevaarlijke afvalstoffen' onder meer afhankelijk is van de totaalsamenstelling (op grond van het BAGA). Echter, de aanwijzing van het type stortplaats voor gevaarlijke afvalstoffen heeft plaats op basis van het uitlooggedrag (Grenswaardennotitie).

Voor de belangrijkste elementen wordt daarom hieronder allereerst de uitloogbaarheid kort besproken, waarna kort op de invloed van de diverse fracties op de uitloging wordt ingegaan.

Koper

Van koper is bekend dat de uitloging uit bodemas gekoppeld is aan de aanwezigheid van organische componenten. De AVI's met een hoger percentage onverbrand hebben ook een hogere uitloging van koper uit de bodemas (boven de N2-norm uit het Bouwstoffenbesluit). Vanwege de algemene trend de afgelopen jaren om een betere uitbrand te realiseren, neemt de uitloging van koper ook af (van $\pm 4,5$ mg/kg in '92 naar ± 3 mg/kg in '94) [Comans, 1993; Born, 1993; Born, 1994].

Molybdeen

De uitloging (en de samenstelling) van de bodemas ten aanzien van molybdeen is voornamelijk gekoppeld aan de AVI. Met name de Rotterdamse AVI's hebben een uitloging ver boven de N2-norm. In algemene zin daalt de uitloging wel de laatste jaren. Het uitloogbare deel zou aanwezig (kunnen) zijn als calciummolybdaat of loodmolybdaat (in metallische vorm loogt het niet uit) [Born, 1993/94/95].

Cadmium

Volgens de literatuur loogt cadmium uit bodemas uit in de vorm van cadmiumcarbonaat. Het is blijkbaar niet als cadmium(hydr)oxide aanwezig; anders zou de uitloging hoger zijn. Zelfs op basis van carbonaat kan de uitloging nog niet worden verklaard (deze is nog lager dan de oplosbaarheid van cadmiumcarbonaat). Mogelijk is een deel in metallische vorm of als CdO aanwezig (bv. in batterijen) [Comans, 1993].

De uitloogbaarheid van cadmiumchloride uit vliegias is extreem hoog (de oplosbaarheid van CdCl_2 is 140 g/100 ml). Dit betekent dat een deel van het cadmium in vliegias aanwezig zal zijn in de vorm van chloride (het uitloogpercentage is 5 tot 20 %). Een ander deel moet aanwezig zijn in metallische vorm, of als CdO (is niet oplosbaar) of als het minder goed oplosbare $\text{Cd}(\text{OH})_2$ (oplosbaarheid 2,6 mg/l; = 2,0 mg Cd/l). Bij AVI's waarbij een sproeidroger wordt gebruikt voor het indampen van het afvalwater, loogt er minder Cd uit de vliegias. In die gevallen werkt het eerste elektrofilter daar als een voorafscheider, waarvoor het afscheidingsrendement nog niet zo hoog hoeft te zijn. Daardoor worden de kleinste deeltjes niet afgevangen. Juist op deze kleinste deeltjes zijn de vervluchtigde en neergeslagen verbindingen (waaronder CdCl_2) te vinden. Deze worden dan daarna in de sproeidroger afgevangen en eindigen in het zoutresidu.

De uitloging van cadmium uit de filterkoek is bij gebruik van een sproeidroger relatief laag. Blijkbaar is het cadmium in de filterkoek voornamelijk aanwezig in de vorm van metallisch cadmium of als oxide. Het goed uitloogbare cadmiumchloride wordt deels afgevangen in de sproeidroger. Voor het overige deel komt dit cadmium als chloride (of als hydroxide) in de filterkoek terecht [Born, 1993; Born, 1995].

Lood

De uitloging van lood uit bodemas verloopt hoogst waarschijnlijk via het in oplossing gaan van loodhydroxide. Metallisch lood loogt niet uit.

Uit de proef met het bijstoken van KCA (gevaarlijk afval van kantoren, lijmen, kitten, harsen, medicijnen, cosmetica, oliefilters en oliehoudend garage-afval) bij AVI Amsterdam blijkt dat, ondanks dat de samenstelling van de bodemas en de vliegias ten aanzien van lood niet verandert, de uitloging wel aanzienlijk verandert; de uitloging van de bodemas neemt toe, terwijl die van de vliegias afneemt. Dit duidt erop dat het lood in het KCA in een andere chemische vorm aanwezig is dan in het gewone afval. De gedachte is dat het lood in KCA gedeeltelijk in oxidische

vorm aanwezig is (de oplosbaarheid van PbO is 20 mg/l), waardoor het minder goed verdampt, in de bodemas terecht komt en wel uitlooft. Er komt minder in de chloridevorm terecht (waarschijnlijk doordat er minder chloride in het afval aanwezig is), waardoor er minder lood uit de vliegafval uitlooft [Vries, 1995]. Voor lood in het rookgasreinigingsresidu zie de opmerking over cadmium.

Zink

Zink looft uit bodemas uit in de vorm van zinkoxide.

Uit de KCA-proef bij AVI Amsterdam blijkt dat, ondanks dat de samenstelling van de bodemas en de vliegafval ten aanzien van zink niet verandert, de uitlofting wel aanzienlijk verandert; de uitlofting van Zn uit de bodemas neemt toe, terwijl die van de vliegafval afneemt. Dit duidt erop dat het zink in het KCA in een andere chemische vorm aanwezig is dan in het gewone afval. Net als bij lood wordt ook hier aangenomen dat het zink in KCA gedeeltelijk in oxidische vorm aanwezig is, waardoor het minder goed verdampt, in de bodemas terecht komt en uitlooft (de oplosbaarheid van ZnO is 2 mg/l). Er komt minder in de chloridevorm terecht (waarschijnlijk doordat er minder chloride in het afval aanwezig is), waardoor er minder zink uit de vliegafval uitlooft [Vries, 1995].

Voor zink in het rookgasreinigingsresidu zie de opmerking over cadmium.

Antimoon

Voor antimoon in het rookgasreinigingsresidu zie de opmerking over cadmium [Born, 1993; Born, 1995].

5.2 Effecten van KCA en klein WEB op de uitlofting van AVI-reststoffen

De evaluatie van de effecten van de diverse fracties op het uitloftgedrag is als volgt uitgevoerd. Als uitgangspunt is de relatieve uitlofting ten opzichte van de samenstelling genomen (zie de tabellen in bijlage F). In het geval dat er geen specifieke veranderingen in het uitloftgedrag worden verwacht, is aangenomen dat de relatieve uitlofting gelijk zal blijven. Met andere woorden: wanneer de concentratie van een element in de reststoffen toeneemt, wordt aangenomen dat de uitlofting ook evenredig toeneemt. Die gevallen waarin verwacht wordt dat de uitlofting niet evenredig met de samenstelling zal veranderen, worden hieronder per fractie toegelicht. Een beknopte samenvatting van de bevindingen is weergegeven in tabel 18.

- Fixeer/ontwikkelaar, oplosmiddelen en zuren.
Deze stromen lijken, wat betreft de uitlofting geen probleem op te leveren aangezien aangenomen is dat er geen zware metalen in aanwezig zijn. Mochten bij nadere beschouwing wel zware metalen in deze fractie aanwezig blijken te zijn, dan zullen deze, gezien het feit dat ze in deze oplossingen fijn verdeeld zijn, naar verwachting in de vliegafval terecht komen.

- Bestrijdingsmiddelen geven voornamelijk een verhoging van het tingehalte (hoewel de bijdrage waarschijnlijk minder groot is dan in tabel 12a verondersteld wordt, doordat het tingehalte in het referentie-afval naar verwachting hoger is dan hier aangenomen: zie 2.1). Gezien de fijnheid van de afvalstof is aangenomen dat dit tin hoofdzakelijk in de vliegase terecht zal komen. Dit kan tot een problematisch hoge uitloging leiden, indien het betreffende tin in chloridevorm in de vliegase terechtkomt. In dat geval wordt de uitlooggrens voor de C3-categorie overschreden hetgeen betekent dat per 1 januari 1998 maatregelen moeten worden genomen om deze uitloging te beperken. Voor de bodemas worden geen problemen verwacht, ook niet bij een normale distributie.
- Het verbranden van cosmetica en medicijnen levert volgens de huidige inzichten geen problemen op met betrekking tot de uitloging van zware metalen.
- De verbranding van verf en verfresten levert vermoedelijk ook geen problemen op. Weliswaar is een aantal metalen als pigment aanwezig in de verf (chromium, koper, lood, antimoon en zink), maar het gaat hierbij hoogst waarschijnlijk om minder goed oplosbare vormen. Alleen voor chromium zou een probleem kunnen ontstaan (vermoedelijk in de vliegase), indien het chromium wordt geoxideerd tot Cr-VI. Dit is een uiterst goed uitloogbare vorm. Dit zou kunnen leiden tot overschrijding van de C3-uitloognorm. In de bodemas worden geen problemen verwacht.
- Vervuilde verpakkingsmaterialen, spuitbussen en afvalolie leveren volgens de huidige inzichten ten aanzien van de uitloging vermoedelijk geen problemen op.

Tabel 18 Effect van het al dan niet meeverbranden van (deelstromen van) KCA en klein WEB op de kwaliteit van de AVI-reststoffen.

Afvalfractie	Belangrijke bijdrage ¹ voor wat betreft:	Verwachting ten aanzien van kwaliteit reststoffen ²
Fixeer/ontwikkelaar	Br, S	geen invloed verwacht
Oplosmiddel halogeen-arm	stookwaarde (hoog)	geen invloed verwacht
Oplosmiddel halogeen-rijk	Cl	geen invloed verwacht
Zuren	stookwaarde (laag)	geen invloed verwacht
Bestrijdingsmiddelen	P, Cl, Sn	toename Sn in vliegias (U)
Cosmetica/medicijnen	N	geen invloed verwacht
Verfval	Cr, Pb, Zn, stookwaarde	mogelijk toename Cr(VI) in vliegias (SU)
Vervuilde verpakking	as	geen invloed verwacht
Spuitsbussen	N, as	geen invloed verwacht
Afgewerkte olie/oliehoudend afval	S, stookwaarde (hoog)	geen invloed verwacht
Batterijen	Hg, Cd, Mn, Ni, Zn, as	mogelijk toename Hg, Cd, Mn, Ni, Zn in bodemas en/of vliegias (SU)
Accu's	Pb, Sb, S, as	toename Pb, Sb in bodemas (SU) mogelijk toename Pb, Sb in vliegias (S)
Lampen	Hg, As, Cr, Mo, Sb, as	geen invloed verwacht
KCA (totaal)	Cl, Hg, Cd, Cr, Mn, Ni, Pb, Sb, Sn, Zn, stookwaarde (hoog)	alle effecten bij de deelstromen genoemd, kunnen ook hier een rol spelen
Klein WEB	Br, as, alle zware metalen, maar met name Cu, Ni, Pb, Sb en Zn	afname Br, Cu, Ni, Pb, Sb, Sn en Zn in bodemas (SU); Br, Cu, Sb mogelijk binnen Bsb-norm (U) afname Br, Cd, Sb en Sn in vliegias (SU); Sb mogelijk binnen BAGA-norm (S) ³

¹ Bij de afweging welke bijdrage als belangrijk wordt ingeschat is met name gekeken naar het aandeel van een fractie in een parameter ten opzichte van het massa-aandeel: dat wil zeggen, als een fractie qua hoeveelheid slechts 1% is van het totaal, dan worden bijdragen van meer dan 1,5% in een parameter al als belangrijk aangemerkt.

² Aangegeven is of een kwaliteitsverandering met de samenstelling (S), de uitloging (U) of met allebei (SU) te maken heeft.

³ AVI-vliegias is per definitie (volgens BAGA) gevaarlijk afval.

Bsb: Bouwstoffenbesluit, BAGA: Besluit Aanwijzing Gevaarlijke Afvalstoffen

- Het meeverbranden van batterijen levert een significante toename van het gehalte aan cadmium, kwik, mangaan en nikkel en zink in zowel de bodemas als de vliegias (uitgaande van de standaardverdeling). Indien wordt uitgegaan van de aangepaste verdelingscoëfficiënten dan zou het Cd-gehalte van de bodemas zelfs tot boven de BAGA-grens (50 mg/kg) kunnen oplopen, hetgeen bodemas als gevaarlijk afval zou kunnen classificeren.

Wat de consequenties zullen zijn met betrekking tot het uitloggedrag, valt niet direct te zeggen. Met name de uitloging van Cd uit de vliegias zal naar verwachting aanzienlijk toenemen, vanwege de omzetting naar en vervluchtiging van CdCl₂. Dit laatste zou ook voor Hg kunnen gelden. De uitloging uit de bodemas zal vermoedelijk toenemen voor Zn, doordat het in de batterijen aanwezige ZnO grotendeels in de bodemas zal achterblijven. Of dit zal leiden

tot een overschrijding van de norm (Bouwstoffenbesluit) voor de uitloging van Zn valt op voorhand niet te voorspellen.

Het meeverbranden van accu's levert een aanzienlijke bijdrage aan het gehalte aan lood en antimoon in de bodemas (en mogelijk de vliegias). De concentratie van lood komt hiermee dichtbij de BAGA-grens (van 5000 mg/kg). Die van antimoon ligt ook voor de referentiesamenstelling al fors boven de BAGA-grens (van 50 mg/kg). De uitloging uit de bodemas zal mogelijk voor antimoon geen grote gevolgen hebben (omdat antimoon en antimoonoxide slecht oplosbaar zijn); voor loodoxide ligt dat anders. Loodoxide is relatief goed oplosbaar (tot 20 mg/l). Dit zou al snel leiden tot een overschrijding van de N2-categorie uit het Bouwstoffenbesluit.

Indien een deel van het metallisch lood en/of antimoon zou verdampen tijdens het verbrandingsproces, zal dit een effect hebben op de samenstelling van de vliegias. Of dit ook een gevolg zal hebben voor de uitloging, is nog maar de vraag, omdat de metalen wel eens in metallische vorm zouden kunnen neerslaan op de vliegias. In dit laatste geval zijn ze niet uitloogbaar.

- De belangrijkste consequentie van het meeverbranden van lampen is de verdamping van kwik. Dit heeft echter (vrijwel) geen gevolgen voor de samenstelling en de uitloging van kwik uit bodemas en vliegias. Het overgrote deel van het kwik zal terecht komen in het rookgasreinigingsresidu. Indien dit wordt geïmmobiliseerd en gestort, lijkt dit milieuhygiënisch geen probleem te vormen.
- Ten aanzien van KCA-totaal geldt in feite dat de gevolgen van meeverbranden min of meer gelijk zijn aan de gevolgen voor de individuele stromen, gecumuleerd. Dat betekent dat, zowel qua samenstelling als qua uitloging, de grootste bijdrage wordt geleverd door de batterijen en de accu's. Verder, in mindere mate, door de bestrijdingsmiddelen (voor wat betreft tin) en mogelijk door verf(resten) (voor wat betreft chroom). Indien met name de eerstgenoemde twee stromen niet worden meeverbrand, zijn de gevolgen waarschijnlijk niet dusdanig dat dit gevolgen heeft voor de categorie-indeling van bodemas en vliegias. Gezien de onzekerheid hieromtrent verdient het aanbeveling om zeker ten aanzien van tin en chroom deze aanname experimenteel te verifiëren.
- Klein WEB
Het klein WEB levert een belangrijke bijdrage aan de samenstelling van het afval, voor wat betreft de elementen: Br, Cu, Ni, Pb, Sb, Sn en Zn (en in mindere mate voor wat betreft Cd, As en Mo). Bromide en antimoon (hoofdzakelijk), en cadmium en vanadium (deels) komen uit kunststoffen, en zijn daarin fijn gedispergeerd. Aangenomen kan worden dat deze elementen vrijwel zeker in de vliegias terecht zullen komen.
Ditzelfde geldt, in mindere mate, voor het arseen, koper, nikkel en zink uit

printplaten. Voor de metalen uit deze fractie wordt uitgegaan van een normaal-verdeling over bodemas en vliegass. De elementen chroom, koper (voor het grootste deel), molybdeen en zink zijn vooral in metallische vorm aanwezig, terwijl een deel van het cadmium en het grootste deel van het lood aanwezig is in de glasfractie. Deze metalen zullen voor het overgrote deel in de bodemas terecht komen.

Het bovenstaande houdt in dat het onttrekken van klein WEB aan het afval een significante verlaging van het gehalte aan de volgende elementen in de bodemas tot gevolg zal hebben: broom, koper, nikkel, lood, antimoon, tin en zink. Ook voor antimoon moet worden aangenomen dat het gehalte in de bodemas verlaagd zal worden, omdat de uit het klein WEB afkomstige hoeveelheid antimoon groter is dan de totale, in de vliegass aanwezige hoeveelheid. Met betrekking tot de nuttige toepassing van de AVI-bodemas echter, is niet de samenstelling maar het uitlooggedrag van belang (en maatgevend). Voor de meeste elementen zal de uitloging uit de bodemas hoogst waarschijnlijk niet significant afnemen, vanwege het feit dat ze in metallische vorm of in een glasfractie aanwezig zijn en niet veel bijdroegen aan de uitloging. Een uitzondering hierop vormen de elementen broom, koper en antimoon. Het in de bodemas aanwezige broom en antimoon (voor zover het uit klein WEB afkomstig is) is fijn verdeeld, en als zout (of oxide) aanwezig. In die vorm zouden deze componenten goed uitloogbaar kunnen zijn. Voor koper is de uitloogbaarheid voornamelijk afhankelijk van de vraag of het in de AVI is omgezet in koperchloride (of bromide). Het feit dat een deel van het koper uit klein WEB uit de printplaten afkomstig is, en dus relatief fijn verdeeld is, doet vermoeden dat de goed uitloogbare fractie koper (in AVI-bodemas) wel eens afkomstig zou kunnen zijn uit klein WEB. Een verlaging van de uitloogbaarheid van deze drie elementen (broom, antimoon en koper) uit de bodemas zou tot gevolg kunnen hebben dat de bodemas niet meer in de buitencategorie terecht komt, maar in de N2-categorie. Dit betekent enerzijds een kostenbesparing bij de afzet van de bodemas en anderzijds een imago-verbetering. Het enige kritische element dat dan nog overblijft, is molybdeen. Al eerder is aangegeven dat de uitloogbare fractie molybdeen hoogst waarschijnlijk als molybdaat in de bodemas aanwezig is. Het is daarbij de vraag of het molybdeen al als molybdaat in het afval aanwezig is, of dat het in de AVI wordt geoxideerd. Als dit laatste het geval is, zou (een deel) van de uitloogbare fractie in de bodemas afkomstig kunnen zijn uit klein WEB. Dit laatste kan echter niet worden onderbouwd op basis van de momenteel beschikbare kennis. Dit zou experimenteel moeten worden onderzocht.

Ook de mogelijke verlaging van de uitloging van met name Cu, maar ook van Br en Sb verdient experimentele verificatie.

Voor wat betreft de AVI-vliegass, mag worden verwacht dat het onttrekken van klein WEB uit de te verbranden fractie vooral een effect zal hebben op de aanwezigheid en de uitloging van de elementen broom, cadmium en antimoon en op de aanwezigheid van tin. Het gehalte aan antimoon daalt mogelijk zelfs tot

beneden de BAGA-grenswaarde van 50 mg/kg. (De vlieggas blijft overigens gevaarlijk afval, bijvoorbeeld op grond van het cadmiumgehalte, maar ook doordat AVI-vlieggas per definitie gevaarlijk afval is.) Vanwege het fijn verdeeld zijn en de aanwezigheid van chlorides en bromides, mag worden verwacht dat de goed uitloogbare fractie van de vier bovengenoemde elementen fors zal dalen t.g.v. de onttrekking van klein WEB. Het is evenwel vrij zeker dat de uitlozing niet zover zal afnemen dat aan de C3-grenswaarde (met name voor wat betreft cadmium) kan worden voldaan. Hoewel het onttrekken van klein WEB een gunstig effect zal hebben op de kwaliteit van de AVI-vlieggas, zal het vrijwel zeker niet leiden tot een andere classificatie, en dus ook geen financieel voordeel opleveren.

5.3 Overige aspecten

Voor een aantal deelstromen van het KCA zijn, sinds het invoeren van het systeem van gescheiden inzameling en verwerking, initiatieven ontwikkeld om die deelstromen op een goede manier te verwerken en daar grondstoffen uit terug te winnen.

Dit geldt met name voor het terugwinnen van:

- lood uit accu's;
- glas, ferro & non-ferro uit lampen;
- metalen uit batterijen;
- zilver uit fotografisch materiaal (fixeer/ontwikkelaar).

Deels gebeurt dit in Nederland, deels worden deze stromen geëxporteerd (accu's, deel batterijen) naar het buitenland voor verdere verwerking [MER MJP-GA II, 1996].

Verder kan afgewerkte (smeer)olie tot een bruikbare brandstof worden opgewerkt en leveren de hoog calorische (halogeenarme) oplosmiddelen een deel van de voor verbranding benodigde energie bij de verbranding in ovens voor gevaarlijk afval.

Een ander aspect is de vraag of een AVI in staat is om met name gechlloreerde aromatische koolwaterstoffen in voldoende mate te vernietigen. Van deze moeilijk afbreekbare verbindingen (die met name te vinden zijn in de fracties halogeenrijke koolwaterstoffen en bestrijdingsmiddelen) wordt door sommigen aangenomen dat de minimumeisen die aan de AVI worden gesteld, qua verbrandingsomstandigheden, niet voldoende zijn om deze verbindingen volledig te verbranden. Daarentegen zijn er ook literatuurgegevens te vinden waaruit blijkt dat ook bij temperaturen van 900 °C alle gehalogeneerde koolwaterstoffen worden afgebroken. Voor alle zekerheid stelt de Europese en de Duitse emissierichtlijn (17.BImSchG) dat gechlloreerde koolwaterstoffen moeten worden verbrand in een oven die in staat is de verbrandingsgassen gedurende minimaal 2 seconden bij 1200 °C te houden, hetgeen ook bij AVR Chemie wordt gedaan. De eis voor een AVI in Nederland is dat slechts 850 °C hoeft te worden gerealiseerd gedurende die 2 seconden. Welis-

waar zijn daarbij met name de nieuwere AVI's in staat deze temperatuur wat op te krikken maar zeker niet tot 1200 °C, zodat het de vraag blijft of de betreffende gechloreerde verbindingen in een AVI voldoende kunnen worden afgebroken.

Tenslotte dienen ook nog enige mogelijke problemen in de AVI genoemd te worden. Zo kunnen zuren leiden tot aantasting van installatie-onderdelen (vultrechter, rooster), vloeistoffen kunnen door het rooster heendruipen in plaats van te verbranden en spuitbussen en batterijen kunnen voor (kleine) ontploffingen in de vuurhaard zorgen.

Zonder te stellen dat de hierboven genoemde problemen doorslaggevende argumenten zijn voor het al dan niet integraal verbranden van (deelstromen van) het KCA, zijn het wel aspecten die enige verdere aandacht behoeven.

5.4 Afweging significantie effecten

Het verbrandingsproces bij AVI's is onderhevig aan schommelingen, hetgeen niet meer dan logisch is, gezien alleen al de schommelingen die in de samenstelling van het te verbranden afvalmengsel optreden. Een en ander blijkt niet alleen uit rapporten ten aanzien van de AVI-input [Krajenbrink, 1996], maar ook wanneer de samenstelling van de AVI-reststoffen voor Nederland wordt bekeken. Als voorbeeld daarvan is in Bijlage F een overzichtstabel weergegeven met daarin de concentraties van diverse elementen in AVI-reststoffen.

Wanneer de berekende reststofsamenstellingen worden vergeleken met de in de tabel in Bijlage F weergegeven marges in samenstellingen, dan valt een groot aantal van de veranderingen in concentraties die in hoofdstuk 4 zijn gevonden binnen de marges aangegeven in bijlage F.

Voorbeeld:

Voor de concentratie van Zn worden (zie tabel bijlage F) ranges gevonden van 550 tot 5200 mg/kg in de bodemas en 6900 tot 54000 in de vliegias. Volgens tabel 14 kan de concentratie van Zn door het meeverbranden van batterijen verschuiven van 3400 naar maximaal 3900 mg/kg voor de bodemas, en van 17000 naar 19000 mg/kg in de vliegias. Op zich zijn deze veranderingen in concentraties significant te noemen (> 10% concentratieverhoging). Toch vallen de hogere concentraties nog ruimschoots binnen de grenzen van de range die in de praktijk wordt gevonden. Dat betekent dat een dergelijk effect, wanneer een proef in een AVI uitgevoerd zou worden, bij die proef niet geconstateerd zou kunnen worden. Veel van de geconstateerde veranderingen kunnen namelijk al optreden zonder dat aan de AVI input iets wordt gewijzigd.

Bij de proef met toevoegen van KCA bij de AVI Amsterdam [Vries, 1995] zijn dan ook geen significant hogere concentraties van elementen in de reststoffen ge-

meten (behalve mogelijk voor arseen); wel lagere in de bodemas voor Cd, Mo, Ni en Cl, net als variaties in de uitloging van lood en zink (zie onder 5.1). Hierbij dient te worden opgemerkt dat de proef is uitgevoerd met KCA-stromen die zijn geselecteerd op grond van door AVI Amsterdam zelf opgestelde acceptatiecriteria (qua samenstelling), die strenger zijn dan de eisen gesteld in het BAGA.

Daar staat tegenover dat bij deze proef in Amsterdam naar verhouding meer KCA is toegevoegd dan waarvan in de berekeningen in dit rapport is uitgegaan (bij de proef bij AVI Amsterdam bedroeg het aandeel KCA in het te verbranden afvalmengsel ca. 10% tegen 0,9% in de berekeningen in dit rapport).

Behalve schommelingen in de reststofsamenstelling treden er bij de AVI's ook schommelingen op in de hoeveelheid:

- afval die per uur wordt verwerkt;
- reststoffen die wordt geproduceerd;
- energie die wordt opgewekt;
- additieven die wordt gebruikt;
- etcetera.

Uit gegevens betreffende diverse AVI's is bekend dat deze schommelingen zeker enkele tientallen procenten kunnen belopen. Dit betekent dat ook middels deze kentallen bij een praktijkproef in een AVI heel moeilijk de invloed van het toevoegen of onttrekken van een bepaalde fractie kan worden bepaald, omdat het effect bijna altijd in de ruis wegvalt.

Uit het bovenstaande zou de conclusie getrokken kunnen worden dat het al dan niet meeverbranden van een bepaalde afvalstroom dus zonder problemen kan geschieden, omdat (in een praktijkproef) geen significant effect kan worden geconstateerd. Deze conclusie is echter niet terecht, aangezien door toevoeging of onttrekking de range waarbinnen schommelingen optreden zal verschuiven. Daardoor zal ook een - ten opzichte van de bij de AVI optredende schommelingen - relatief klein effect, op de lange duur een significante verandering zijn.

5.5 Ontbrekende kennis

In deze studie zijn op een behoorlijk aantal plaatsen aannames gedaan omdat onvoldoende gegevens over het betreffende onderwerp beschikbaar zijn.

Allereerst betreft dit de samenstelling van het referentie-afval maar vooral van het KCA en het klein WEB. Voor een goede bepaling van het effect van toevoegen of onttrekken van een fractie aan de AVI-input is het natuurlijk van groot belang dat betrouwbare samenstellingsgegevens beschikbaar zijn. Echter met het oog op de fluctuaties die reeds optreden in het referentie-afval zal het wel veel meer inspanning kosten dan in dit project mogelijk was, om meer nauwkeurige samenstellingsgegevens betreffende KCA en klein WEB te genereren.

Verder moest ook ten aanzien van de verdeling van de diverse elementen in de vuurhaard met aannames worden gewerkt. Dit leverde echter wel een range op met een maximaal en een minimaal effect op de samenstelling van de reststoffen. In die gevallen waar de range dermate groot is dat dit het trekken van conclusies ernstig bemoeilijkt of verhindert, zouden experimenten ten aanzien van de verdeling van elementen uit specifieke afvalfracties uitkomst kunnen bieden. Expliciet gesteld geldt dit met name voor het Sn in bestrijdingsmiddelen en het Cr in verfafval.

Een laatste belangrijke onzekerheid betreft de uitloging van elementen (zware metalen) uit de reststoffen. Waar de samenstelling van reststoffen berekend kan worden als eindpunt van een massabalans is dit voor de uitloging een stuk moeilijker doordat dit afhankelijk is van verschijningsvorm van de diverse elementen. Kwalitatieve uitspraken ten aanzien van veranderingen in uitloging zijn mogelijk maar voor kwantificering zijn uitloogproeven noodzakelijk.

Door in een laboratoriumopstelling of pilot-plant de afbraaksnelheid van gechloreerde koolwaterstoffen als functie van de omstandigheden (met name temperatuur) te meten, kan een uitspraak worden gedaan of deze verbindingen in een AVI voldoende vernietigd zullen kunnen worden.

Tenslotte zijn onzekerheden als corrosie van installatie-onderdelen of de gevolgen van mogelijke (kleine) calamiteiten zoals genoemd onder 5.1.3 enkel te verkleinen door het doen van praktijkproeven in een AVI.

6. Conclusies en aanbevelingen

6.1 Conclusies

- Door het integraal meeverbranden van een aantal deelstromen van het klein chemisch afval (KCA) uit huishoudens met de rest van het in een AVI verbrande afval verandert de samenstelling van de AVI-reststoffen naar verwachting niet noemenswaardig. Dit betreft de deelstromen: fixeer/ontwikkelaar, halogeenarme en -rijke oplosmiddelen, zuren, cosmetica/medicijnen, verontreinigde verpakking, spuitbussen, afgewerkte olie/oliehoudend afval en lampen.
- Voor de overige deelstromen van het KCA leidt het integraal meeverbranden tot een concentratieverhoging en mogelijk ook tot een verhoging van de uitloging van een of meerdere zware metalen uit bodem- en/of vliegias. Dit betreft de deelstromen: bestrijdingsmiddelen (Sn), verfafval (Cr), batterijen (Hg, Cd, Mn, Ni, Zn) en accu's (Pb, Sb).
Voor het meeverbranden van de integrale KCA-stroom kunnen voor dezelfde zware metalen als bij de deelstromen genoemd, toenames in gehalte en/of uitloging worden verwacht.
Voor geen van de gevallen wordt hierdoor echter een indeling in een andere verwerkingscategorie verwacht.
- Het niet langer integraal meeverbranden van klein wit- en bruingoed (klein WEB) verlaagt de gehalten aan Br, Cu, Ni, Pb, Sb, Sn en Zn in de bodem- en/of vliegias. Voor de bodemas betekent dit dat de uitloging van Br, Cu en Sb hierdoor mogelijk binnen de uitloognorm voor de N2-categorie van het Bouwstoffenbesluit zal komen te vallen. Daarmee zou alleen de uitloging van Mo nog te hoog kunnen zijn en nuttige toepassing volgens de N2-categorie in de weg staan.
- Voor de vliegias zou het Sb-gehalte mogelijk beneden de grenswaarde voor gevaarlijk afval komen. Aangezien vliegias per definitie gevaarlijk afval is en nog andere elementen in concentraties boven de norm (BAGA) bevat, heeft dit verder geen directe voordelen.
- De invloed van een wijziging in de afvalsamenstelling (door toevoegen van KCA of onttrekken van klein WEB) op de samenstelling en/of uitloging van de filterkoek en het sproeidroger(zout)residu is buiten beschouwing gelaten. Aangenomen is, dat deze toch als gevaarlijk afval geclassificeerd zullen worden. Van eventuele toekomstige verwerkingsprocessen voor deze twee reststofstromen is nog te weinig bekend om iets te zeggen over de invloed van het al dan niet meeverbranden van KCA en klein WEB hierop.

- Ten aanzien van de samenstelling van zowel het klein chemisch afval (KCA), de deelstromen daarvan, als ook van het klein wit- en bruingoed (klein WEB) zijn weliswaar gegevens beschikbaar betreffende de in dit afval voorkomende fracties, maar met betrekking tot de elementaire samenstelling en de stookwaarde zijn weinig gegevens bekend. Dit betekent dat ten behoeve van de uit te voeren berekeningen nogal wat aannames zijn gedaan.
- De stroom KCA is qua tonnenomvang ca. 0,9% van het totale afvalaanbod aan AVI's terwijl het klein WEB ruim 1,1 van datzelfde aanbod vertegenwoordigt. Door deze kleine hoeveelheden zijn de effecten van toevoegen (KCA) of onttrekken (klein WEB) vaak ook relatief klein. De fluctuaties in de grootte en samenstelling van de diverse stromen in een AVI die normaal reeds voorkomen zijn zodanig dat in de praktijk de meeste effecten niet zichtbaar zullen zijn: ze verdwijnen in de ruis. Dit betekent niet altijd dat het effect kan worden verwaarloosd, omdat de gemiddelde waarde voor bijvoorbeeld de concentratie van een zwaar metaal in de reststoffen (op de lange termijn) hierdoor opschuift naar een hogere of lagere waarde.
- Hoewel in een aantal gevallen een wijziging in de kwaliteit van de reststoffen (zowel qua samenstelling als qua uitloging) kan worden verwacht, heeft dit niet geleid tot het aanpassen van de verwerkingskosten van deze reststoffen, omdat aangenomen is dat een dergelijke wijziging niet leidt tot een andere categorie-indeling. De enige mogelijke uitzondering hierop is de indeling van de bodemas bij het onttrekken van klein WEB (zie verderop).
- De hoogte van de berekende SPC's wordt gedomineerd door de stookwaarde, mede doordat in Nederland praktisch alle AVI's thermisch gelimiteerd zijn. Dit betekent dat de verwerkingskosten relatief hoog zijn voor afval met een hoge stookwaarde (met name: halogeenarme oplosmiddelen, bestrijdingsmiddelen, verfafval, afgewerkte olie en totaal KCA) en relatief laag voor fracties met een lage stookwaarde (met name: zuren, accu's en lampen). Een uitzondering hierop vormt de fractie halogeenrijke oplosmiddelen, waarbij de kosten voor het afvangen en verwijderen van chloor de SPC domineren.
- De berekende specifieke verwerkingskosten voor KCA en de diverse deelstromen daarin bedragen maximaal f 651,- per ton.
- Wanneer het klein WEB gescheiden ingezameld en verwerkt gaat worden, dan kan via de SPC het budget voor de alternatieve verwerking van klein WEB worden berekend: dit bedraagt ongeveer f 160,- per ton klein WEB.
- Uitgangspunt daarbij is dat de AVI de door het onttrekken van klein WEB vrijvallende capaciteit kan opvullen (met het resterende afvalmengsel), zodat de thermische limitatie gehandhaafd blijft. Wanneer door het onttrekken van klein WEB aan de AVI-input de kwaliteit

van de bodemas dermate verbetert dat deze als N2-categorie bouwstof toegepast kan worden in plaats van als buitencategorie, dan heeft dit een aanzienlijk positief financieel effect op de AVI. Andersom geredeneerd betekent dit dat de specifieke verwerkingskosten voor klein WEB in een AVI dan aanzienlijk zullen stijgen.

- Voor alle fracties zijn de specifieke verwerkingskosten lager bij lozing van het (gereinigde) afvalwater dan bij indamping van dit afvalwater en storten van het resulterende zoutresidu. Het verschil tussen beide opties is echter voor alle fracties verschillend: naarmate het Cl-gehalte van een fractie groter is, wordt het verschil in kosten tussen lozen en indampen ook groter.

6.2 Aanbevelingen

In het onderzoek is een aantal onzekerheden naar voren gekomen, wat het trekken van de conclusies bemoeilijkt en de 'hardheid' van de conclusies aantast. Deze onzekerheden hebben met name betrekking op de samenstellingsgegevens, het gedrag van elementen in de vuurhaard en de uitloging van de reststoffen. Hieronder worden enkele aanbevelingen gedaan teneinde de onzekerheden in de conclusies te verkleinen.

Met betrekking tot de samenstelling verdient het aanbeveling om middels analyse of uitgebreider navraag bij verwerkingsbedrijven van de diverse afvalstromen meer gegevens te verkrijgen betreffende met name het gehalte aan zware metalen en de stookwaarde.

Informatie met betrekking tot het gedrag van elementen ten aanzien van de verdeling over de uitgaande stromen van de vuurhaard, is met name interessant voor die fracties die een hoge bijdrage hebben voor de verschillende zware metalen, zoals batterijen en accu's. De aannames betreffende het gedrag kunnen van grote invloed zijn op het resultaat. Om meer gegevens over deze aspecten te verkrijgen, zodat een betere inschatting van de verdeling kan worden gemaakt, zijn experimenten op laboratoriumschaal of in een pilot-plant het meest geschikt.

Ten aanzien van de uitloging van met name de bodemas dienen uitloogproeven zekerheid te geven omtrent de in deze studie gedane aannames. In eerste aanzet kunnen hiervoor bodemassen worden betrokken uit stookproeven in een pilot-plant, waarna verificatie van de resultaten kan plaatsvinden, indien een grootschalige praktijkproef wordt uitgevoerd.

In deze studie is geconstateerd dat bij het gescheiden inzamelen en verwerken van klein WEB de bodemas mogelijk voldoet aan de uitloogeisen voor de N2-categorie van het Bouwstoffenbesluit. Dit zou middels uitloogproeven geverifieerd moeten worden. Wanneer, zoals verwacht, een dergelijk onderzoek aangeeft dat Mo als

enige nog een te hoge uitlogging vertoont, zou verder onderzoek gedaan moeten worden naar de mogelijkheden om de uitlogging van Mo te verlagen.

7. Referenties

AOO, 1995

Notitie vergelijking verbrandingswaarde afvalfracties diverse bronnen,
Afval Overleg Orgaan, januari 1995.

Basisdocument, 1995

Basisdocument gevaarlijk afval 1991-1993.

E.C. Christan e.a. (Meurs Milieumanagement)

Publicatiereeks VROM, nr. 1995/24, augustus 1995.

Beck, 1984

Elektrochemische Energiespeicher. Band 1: Grundlagen wäßrige
Akkumulatoren.

F. Beck, K.-J. Euler

VDE Verlag GmbH, Berlin, 1984, ISBN 3-8007-1269-5.

Beusekom, 1993

Gescheiden inzameling van klein chemisch afval.

C.N.J. van Beusekom

Kwartaalberichten Milieustatistieken 93/3, blz. 11-20

Beusekom, 1996

Telefonische communicatie met C.N.J. van Beusekom van het CBS, september
1996.

Blonk, 1993

Analysedocument Projekt Wit- en Bruingoed, en bijbehorend
Achtergronddocument.

H. Blonk, R. van Duin, F. Starreveld

Bureau B&G, mei 1993.

Boie, 1957

Vom Brennstoff zum Rauchgas. Feuerungstechnisches Rechnen mit
Brenn-stoffkenngrößen und seine Vereinfachung mit Mitteln der Statistik.
W. Boie.

Teubner Verlagsgesellschaft, Leipzig, 1957

Born, 1993

Reststoffen van afvalverbranding.

J.P. Born

VVAV/NOH-rapport VVAV93029TR.R, Utrecht, 1993

Born, 1994

Kwantiteits- en kwaliteitsanalyses afvalaanbod en AVI-reststoffen 1994

J.G.P. Born

VVAV-rapport, Utrecht, 1994

Born, 1995

Kwaliteitscontrole AVI-vliegas en RGR-residu, 1993 - 1994

J.G.P. Born

VVAV-rapport VVAV95005TR.R, Utrecht, maart 1995

Brem, 1996

De in-situ verwijdering van HCl in de brandende vuillaag op het rooster van een AVI: een voorstudie.

G. Brem, E. Mulder, P.L.F. Rademakers, A.B.M. Heesink en A.O. Venetiaan

Concept-rapport TNO/Procedé Twente, TNO-MEP-R 96/290, Apeldoorn, augustus 1996

CBS, 1994

Van gemeentewege ingezameld afval in 1993.

Publicatie CBS, 1994

Comans, 1993

Speciatie van contaminanten tijdens uitloging van AVI-Bodemas

R.N.J. Comans (ECN)

VVAV-rapport VVAV93017TR.R, Utrecht, november 1993

Cornelisse, 1995

Fysisch onderzoek naar de samenstelling van het Nederlandse huishoudelijk afval. RESULTATEN 1994.

A.A.J. Cornelisse, A. Buijze, P.F. Otte

RIVM rapportnr. 776201018, oktober 1995.

Eggels, 1995

Milieu-effecten van de energiewinning uit (afval)hout.

P.G. Eggels, S. van Loo.

TNO 94-372, april 1995, NOVEM rapportnr, 9510: ref. no. 8-12

Erkel, 1995

Bepaling van de gehalten cadmium, kwik en lood in consumentenbatterijen.

J. van Erkel, H.J.B. Averink

TNO-rapport R95-272 voor VROM/DGM, augustus 1995.

Erkel, 1996

Persoonlijke communicatie met J. van Erkel, TNO, oktober 1996.

Feit, 1982-..

Chemische Feitelikheden

Samson H.D. Tjeenk Willink, Alphen aan de Rijn, 1982-heden.

GfA, 1994

Emission Measurements at a Municipal Waste Incinerator (Wurzburg).

GfA-report for APME, no. 60905-003B01, June 1994.

Gids, 1990

Chemische Afvalstoffengids

Studiecentrum voor Milieu Onderzoek TNO/Tauw Infra Consult B.V.

Staatsuitgeverij, 1ste wijziging, februari 1990, ISBN 90-12-05738-8.

Handbook, 1980

CRC Handbook of Chemistry and Physics.

R.C. Weast (Ed.)

CRC Press Inc., Boca Raton, Florida, 60th ed., 1979-1980,

ISBN-0-8493-0460-8

Hedemalm, 1994

A survey of the contents of materials and hazardous substances in electric and electronic products.

P. Hedemalm, P. Carlsson, V. Palm

Report for RT-group (S,DK,N,FIN), August 1994.

HVC, 1996

Correspondentie en overleg met E. Colnot, C. Arnold en J. Schouten van HVC Noord-Holland, periode 1995 - 1996.

IAWG,

An international perspective on characterization and management of residues from municipal solid waste incineration (final document),

The international ash working group, July 1995

Krajenbrink, 1996

Componentenonderzoek AVI-input.

G.W. Krajenbrink, P.G. Eggels

TNO 3^e concept eindrapport voor VROM, 21 oktober 1996.

Langerak, 1995

Upgrading and recycling of printed circuit boards.

E. Langerak (ed.)

TNO-report R95-021, ref. REWA-CT92-0017, January 1995.

LETO, 1996

Telefonische communicatie met LETO Recycling, Aadorp, September 1996.

Lumenex, 1992

Lumenex, een verwerkingsbedrijf voor alle typen gasontladingslampen.

Rapport voor NOVEM/VROM, september 1992.

Lumenex bv, Den Bosch.

Meiling, 1993

Werkdocument afgedankt wit- en bruingoed.

K. Meiling, A.H. Hanemaayer

RIVM rapport nr. 736202005, mei 1993.

Meijer, 1996

Overleg met P.J. Meijer van RIVM/LAE, september 1996.

MER MJP-GA II, 1996

Milieu-effect rapport Meerjarenplan Gevaarlijke Afvalstoffen II.

TNO/CMEO-rapport voor VROM/IPO, april 1996.

Publicatie VROM 96225/h/5-96 12825/167.

Mulder, 1995a

Haalbaarheid immobilisatietechnologieën voor AVI-rookgasreinigingsresiduen,

E. Mulder en R.K. Zijlstra (TNO),

VVAV-rapport VVAV94053TR.R, Utrecht, januari 1995

Mulder, 1995b

Pre-treatment of MSWI fly ash for useful application

E. Mulder and R.K. Zijlstra

Paper, gepresenteerd tijdens de International Symposium on Bulk 'Inert' Waste:

An opportunity for use, Leeds, UK, 21/22 september 1995

Nieuwenhuijsen, 1996

De samenstelling van PVC in het huishoudelijk afval.

H. Nieuwenhuijsen

Publicatie PVC Informatiecentrum, Leidschendam, juni 1996.

Rijkema, 1992

The Influence of Plastics on the Combustion of Municipal Solid Waste.

L.P.M. Rijkema, G.W. Krajenbrink, P.W.A. Stijnman, J.L.B. de Groot.

TNO-report no. 92-303 for APME. August 1992, ref. no. 160 to 176

Rijpkema, 1996a

Specific Processing Costs of Waste Materials in a Municipal Solid Waste Combustion Facility.

L.P.M. Rijpkema, J.A. Zeevalkink

TNO-report R96/248, July 1996

Rijpkema, 1996b

Municipal Solid Waste Combustion Flow And Cost Expert (MSWC FACE) Model.

- A Computer Model which calculates Flows and Costs of a Municipal Solid Waste Combustion Facility -

L.P.M. Rijpkema, U.H.C. Bijvoet

TNO-MEP report R96/079, February 1996.

RIVM, 1985

Inventarisatie van kleine hoeveelheden (<20 ton/jaar) chemisch afval en probleemstoffen naar soorten en bronnen van ontstaan. (deelproject 3 van het project Klein Chemisch Afval)

I.H. Anthonissen, H.J. Bremmer, P.J. Meijer, B.L. van der Ven, S.F. van der Weide.

RIVM rapportnr. 851901001, mei 1985.

RIVM, 1988-1995

Diverse rapporten van het RIVM betreffende onderzoek naar de samenstelling van het afval in Nederland, waaronder:

- Fysisch onderzoek naar de samenstelling van het Nederlands huishoudelijk afval; resultaten 1993. Rapportnr. 776201010.
- Analyse van metalen en calorische waarde in componenten uit huishoudelijk afval 1988-1992 (met hierin opgenomen de resultaten van 1986 en 1987). Rapportnr. 776201012
- Fysisch onderzoek naar de samenstelling van het Nederlands huishoudelijk afval; resultaten 1994. Rapportnr. 776201018.

RIVM, 1990

Informatiedocument halogeenkoolwaterstofhoudende afvalstoffen.

H. Verhagen

RIVM rapportnr. 738902010, november 1990.

RIVM, 1991

Informatiedocument Batterijen

P.J. Meijer, Z.I. van Lohuizen

RIVM rapportnr. 738902014

RIVM, 1992

Onderzoek naar de samenstelling van een aantal produkten zoals audio- en video-banden, lippenstiften en toners in het kader van klein chemisch afval.

P.J. Meijer, G.A. Rood, P. Bode, A.G. Snijders.

RIVM rapportnr. 736201018, december 1992.

RIVM, 1993

Informatiedocument spuitafval.

G.H. Douma, H. Verhagen, H.J. Bremmer

RIVM rapportnr. 738902024

Rodriguez, 1983

Principles of polymer systems, 2nd edition.

F. Rodriguez

McGraw-Hill Book Company Japan, Tokyo, 1983, ISBN 0-07-066514-1.

Thijssen, 1996

Telefoongesprek met dhr. Thijssen, Philips Consumer Electronics, september 1996.

Vries, 1995

Thermische verwerking chemisch afval

C. de Vries

Gemeentelijke Dienst Afvalverwerking GDA-460/95-AvK, augustus 1995

VROM, 1992

Aanwijzing klein chemisch afval uit huishoudens.

L. van der Meer, P.J. Meijer, G.L. Duvoort

VROM Publicatiereeks Afvalstoffen, nr. 1992/20, november 1992

VROM, 1993

'Welles/nietes'-lijst klein chemisch afval.

Brochure VROM 93206/A/5-93, 1993 (Uitwerking van [VROM, 1992])

VVVF, 1996

Telefonische communicatie met de heer Dijkstra van de VVVF, Leidschendam, september 1996.

8. Verantwoording

Naam en adres van de opdrachtgever:

VROM/DGM

Directie Afvalstoffen, IPC 645

Zaaknummer 96210416

Namen en functies van de projectmedewerkers:

Ir. L.P.M. Rijpkema

Ir. E. Mulder

Namen van instellingen waaraan een deel van het onderzoek is uitbesteed:

n.v.t.

Datum waarop, of tijdsbestek waarin, het onderzoek heeft plaatsgehad:

mei t/m oktober 1996

Ondertekening:



Ir. L.P.M. Rijpkema
projectleider

Goedgekeurd door:



Ir. J. de Koning
afdelingshoofd

Bijlage A Samenstelling referentie-afval

Vergelijking AVI-input met AVI-output [Krajenbrink,1996] met gehanteerde waarde voor de concentratie van de diverse elementen in het gemiddeld, in een AVI verwerkt afval.

Probleemstof	AVI-input (ton/jr)		AVI-output (ton/jr)		Gehanteerde waarde	
	ondergrens	bovengrens	standaard ontsluiting	totaal ontsluiting	totaal (ton/jr)	concentratie (mg/kg)
Cd	17	27	17	23	23	8,5
Cu	3400	4400	2500	6000	4400	1630
Hg	1,1	1,7	1,8	-	1,7	0,6
Mo	16	27	19	-	23	8,5
Pb	800	1800	1200	2400	1800	670
Sb	44	96	46	83	83	31
Zn	1700	2800	2400	2700	2700	1000
Cl	10700	18600	10700-19400		16000	5900
Br	300	500	>20		400	150
S	4000	8000	2800-3900		5000	1900
As	20	26	5,7	16	20	7,4
Cr	430	760	230	500	500	190
Se	1,1	2,3	13	-	13	4,8
F	270	540	50		400	150

In het algemeen wordt voor de zware metalen de OUTPUT waarde voor totaal ontsluiting als meest betrouwbaar ingeschat.

Voor de halogenen en zwavel hebben de getallen een grotere onzekerheid dan voor de zware metalen.

Voor de zware metalen zijn de volgende waarden genomen:

- de OUTPUT waarde volgens totaal ontsluiting, mits deze tussen onder- en bovengrens INPUT ligt;
(Cd, Sb, Zn, Cr)
- ligt de OUTPUT waarde volgens totaal ontsluiting boven de bovengrens INPUT, dan wordt de bovengrens INPUT gebruikt: (Cu, Pb)
- ligt de OUTPUT waarde volgens totaal ontsluiting onder de ondergrens INPUT, dan wordt de ondergrens INPUT gebruikt: (As)
- voor de overige elementen is de OUTPUT waarde volgens totaal ontsluiting niet bekend. Hiervoor is per element gekozen als volgt:
 - Hg bovengrens INPUT
 - Mo gemiddelde van OUTPUT standaard ontsluiting en bovengrens INPUT
 - Se OUTPUT standaard ontsluiting: aanname te weinig gegevens INPUT Se

Voor de halogenen en zwavel zijn de getallen met een aanzienlijke onzekerheid behept. Voor Br vanwege het feit dat Br pas recentelijk meer in de belangstelling is komen te staan, voor de overige vanwege de beperkte gegevens (met grote spreiding) met betrekking tot de hoeveelheden die via het afvalwater de AVI's verlaten.

Dit in ogenschouw nemende zijn de volgende waarden gekozen:

- Br, F gemiddelde van onder- en bovengrens INPUT
- Cl, S op basis van een inschatting van de getallen die aan deze ranges ten grondslag hebben gelegen is een reële waarde ingeschat.

Bijlage B Samenstelling KCA deelstromen

Fixeer/ontwikkelaar

ton/jaar 510
gew% 2,1 van totaal KCA

	gew%	28,5% fixeer	bleekfixeer:
C	24,6	1,5	H ₂ O
H	3,6	0,8	zouten
O	19,9	6,3	acetaten
N	1,0	3,4	amm verbin
S	2,7	3,1	thiocyanaat
P			zilververbind
F			
Cl			
Br	0,1	0,4	
as	3,9	4,5	
water	44,3	80	
stookwaarde	9,06	-0,8	

Hg
Cd
As
Co
Cr
Cu
Mn
Mo
Ni
Pb
Sb
Se
Sn
V
Zn71,5%
ontwikkelaar

%	
80	33,9 zilververbindingen
12 Na ₂ SO ₄	4,7 fenolen (hydrochinon)
3,1 C ₈ H ₈ N ₄ O ₄	25,3 glycolen
3,1 NH ₄	sulfieten (zouten)
0,8 SCN	2,5 Water
1 AgBr	

Bijdrage bij toevoegen
fixeer/ontwikkelaarmassa
0,019%

totaal ton/jr	gew%	bijdrage fixeer/ontwik.
741006	27,439	0,017%
103428	3,830	0,018%
445871	16,511	0,023%
24575	0,910	0,020%
5144	0,190	0,269%
2700	0,100	
297	0,011	
15930	0,590	
406	0,015	0,151%
529490	19,607	0,004%
831664	30,797	0,027%
25546621	9,460	0,018%
1620	0,600	
22950	8,498	
19980	7,399	
35100	12,998	
513000	189,964	
4401000	1629,692	
297000	109,979	
62100	22,996	
270000	99,981	
2214000	819,845	
83700	30,994	
12960	4,799	
12150	4,499	
70200	25,995	
2700000	999,811	

Oplosmiddel	halogeen arm		Bijdrage bij toevoegen halogeenarme oplosmid				
	ton/jaar gew%	2320 9,5	2320 9,51			massa 0,086%	
	gew%				totaal ton/jr	bijdrage gew% hal.arm oplosm.	
C	79,4	79,4	Alifaten	37,0% CnH2n+2	742723	27,485	0,248%
H	10,7	10,7	Aromaten	36,0% CnHn	103657	3,836	0,239%
O	9,9	9,9	Glycolen	15,0% C6H14O4	445999	16,504	0,051%
N			Fenolen	12,0% C6H6O2	24570	0,909	
S					5130	0,190	
P					2700	0,100	
F					297	0,011	
Cl					15930	0,589	
Br					405	0,015	
as					529470	19,593	
water					831438	30,768	
stookwaarde	36,62	36,6			25626951	9,483	0,331%
Hg					1620	0,599	
Cd					22950	8,493	
As					19980	7,394	
Co					35100	12,989	
Cr					513000	189,837	
Cu					4401000	1628,601	
Mn					297000	109,906	
Mo					62100	22,980	
Ni					270000	99,914	
Pb					2214000	819,296	
Sb					83700	30,973	
Se					12960	4,796	
Sn					12150	4,496	
V					70200	25,978	
Zn					2700000	999,141	

Oplosmiddel		Bijdrage bij toevoegen			
halogeen rijk		halogeenrijke oplosmiddelen			
ton/jaar	150			massa	
gew%	0,6			0,006%	
	gew%	totaal		bijdrage	
		ton/jr	gew%	hal.rijk	oplosm.
C	14,0 C2HCl3	740901	27,439		0,003%
H	0,9 C2Cl4	103411	3,830		0,001%
O	CH2Cl2	445770	16,509		
N		24570	0,910		
S		5130	0,190		
P		2700	0,100		
F		297	0,011		
Cl	75,0	16043	0,594		0,701%
Br		405	0,015		
as		529470	19,609		
water	10	831453	30,793		0,002%
stookwaa	5,53	25542829	9,460		0,003%
Hg		1620	0,600		
Cd		22950	8,500		
As		19980	7,400		
Co		35100	12,999		
Cr		513000	189,989		
Cu		4401000	1629,909		
Mn		297000	109,994		
Mo		62100	22,999		
Ni		270000	99,994		
Pb		2214000	819,954		
Sb		83700	30,998		
Se		12960	4,800		
Sn		12150	4,500		
V		70200	25,999		
Zn		2700000	999,944		

Zuren				Bijdrage bij toevoegen zuren		massa
ton/jaar gew%		170 0,7 van totaal KCA				0,006%
		gew%		totaal ton/jr	gew%	bijdrage zuren
C		HCl	50%	740880	27,438	
H		0,2 H ₂ SO ₄	50%	103410	3,830	0,000%
O		4,8		445778	16,509	0,002%
N				24570	0,910	
S		2,4		5134	0,190	0,079%
P				2700	0,100	
F				297	0,011	
Cl		2,6		15934	0,590	0,028%
Br				405	0,015	
as				529470	19,609	
water		90,0		831591	30,798	0,018%
stookwaarde		-2,26		25541616	9,459	-0,002%
Hg				1620	0,600	
Cd				22950	8,499	
As				19980	7,400	
Co				35100	12,999	
Cr				513000	189,988	
Cu				4401000	1629,897	
Mn				297000	109,993	
Mo				62100	22,999	
Ni				270000	99,994	
Pb				2214000	819,948	
Sb				83700	30,998	
Se				12960	4,800	
Sn				12150	4,500	
V				70200	25,998	
Zn				2700000	999,937	

Bestrijdingsmiddelen

	ton/jaar gew%	490 2,0 van totaal KCA						Bijdrage bij toevoegen bestrijdingsmiddelen		
		gew%	HKW 35%	AKW 35%	C19H29O3 15%	organofosfor 15%		massa 0,018%		
							totaal		bijdrage	
							ton/jr	gew%	bestrijd.mid.	
C		62,7	24,9	92,3	74,8	70,0	741187	27,446	0,041%	
H		6,9	3,8	7,7	9,5	10,0	103444	3,831	0,033%	
O		3,9			15,7	10,0	445789	16,508	0,004%	
N							24570	0,910		
S							5130	0,190		
P		1,5				10	2707	0,100	0,271%	
F							297	0,011		
Cl		25,0	71,3				16052	0,594	0,762%	
Br							405	0,015		
as							529470	19,606		
water							831438	30,788		
		100	100	100	100					
stookwaarde		27,95					25555697	9,463	0,054%	
Hg							1620	0,600		
Cd							22950	8,498		
As							19980	7,399		
Co							35100	12,998		
Cr							513000	189,966		
Cu							4401000	1629,704		
Mn							297000	109,980		
Mo							62100	22,996		
Ni							270000	99,982		
Pb							2214000	819,851		
Sb							83700	30,994		
Se							12960	4,799		
Sn		4650					14429	5,343	15,792%	
V							70200	25,995		
Zn		750					2700368	999,955	0,014%	

Cosmetica/medicijnen

Cosmetica/medicijnen															Bijdrage bij toevoegen cosmetica/medicijnen				
ton/jaar	900														massa				
gew%	3,7														0,033%				
	gew%	verpakking	46%	50%	25%	25%	medicijnen	40%	10%	20%	20%	25%	25%	cosmetica	14	nagellak	totaal	gew%	bijdrage
C	35,8		40,7	81,3				23,1	42,1	44,4	43,3	5,2			56,6	ethylacetaat 80% C4H7O2	741203	27,443	0,044%
H	5,7		6,8	13,6				3,6	6,4	6,2	6,9	1,3			8,5	aceton 20% C3H6O	103462	3,831	0,050%
O	14,0							22,7	51,5	49,4	34,1	3,5			34,9		445896	16,509	0,028%
N	1,3		0,1	0,1				3,1			15,7						24582	0,910	0,047%
S	0,0		0,0	0,0													5130	0,190	0,000%
P																	2700	0,100	
F																	297	0,011	
Cl																	15930	0,590	
Br																	405	0,015	
as	24,2		52,5	5,0	100	100											529687	19,612	0,041%
water	19,0							47,5				90	100				831609	30,790	0,021%
stookwaarde	100,0		100,0	100,0	100	100													
	15,98		20,5	41,1				8,0	15,1	15,9	18,8	0,5	-2,4		23,9		25556384	9,462	0,056%
Hg	0,1		0,1	0,1	0,1										0,2		1620	0,600	0,003%
Cd	3,3		5,7	10,0	1,0	1,9									5		22953	8,498	0,013%
As	11,2		24,3	0,5	49,2	47,1									0,3		19990	7,401	0,051%
Co	8,1		17,5	0,1	3,9	65,9									0,2		35107	12,998	0,021%
Cr	193,9		421,1	25,0	786,4	847,8									1,5		513175	190,001	0,034%
Cu	1111,0		2412,4	100,0	29,5	9420,0									9		4402000	1629,827	0,023%
Mn	70,0		152,2	10,0	118,0	471,0											297063	109,987	0,021%
Mo	50,4		108,0	3,0	49,2	376,8									5,5		62145	23,009	0,073%
Ni	93,3		198,7	1,0	39,3	753,6									13,5		270084	99,998	0,031%
Pb	405,1		880,7	250,0	196,6	2826,0											2214365	819,862	0,016%
Sb	10,0		21,7	10,0	19,7	47,1									0,065		83709	30,993	0,011%
Se	0,1														0,5		12960	4,798	0,000%
Sn	4,9														35		12154	4,500	0,036%
V	15,3		32,8	25,0	5,9	75,4									1,5		70214	25,996	0,020%
Zn	443,2		955,7	400,0	196,6	2826,0									26		2700399	999,814	0,015%

Bijdrage bij toevoegen
cosmetica/medicijnenmassa
0,033%totaal
ton/jr
gew%bijdrage
cosm/medic.

Verf

	ton/jaar gew%	9130 37,4 van totaal KCA	Bijdrage bij toevoegen verfval										massa		
		gew%	verpakking 20	75% metaal	25% PE	verf 80%	20% oplosmiddel	80% verf	alkyd	C53H87O4	787	3	totaal ton/jr	gew%	bijdrage verfafval
C		54,0	20,3		81,3	62,4	56,6 C8H18	63,8	vinylalcohol	C2H4O	44	3	745806	27,529	0,661%
H		8,1	3,4		13,6	9,2	10,0 CnH2n	9,0	acrylaat	C5H9O2	101	3	104146	3,844	0,706%
O		15,6				19,5	H2O	24,3	urethaan	C9H8O2N	162	1	447192	16,507	0,318%
N		0,5	0,0		0,1	0,7		0,8					24620	0,909	0,203%
S		0,0	0,0		0,0								5130	0,189	0,001%
P													2700	0,100	
F													297	0,011	
Cl													15930	0,588	
Br													405	0,015	
as		16,5	76,25	100	5,0	1,6		2					530979	19,600	0,284%
water		5,3				6,7	33,3						831925	30,708	0,059%
stookwaarde		24,58	10,3		41,1	28,2	28,3	28,1					25766433	9,511	0,871%
Hg		0,0	0,025		0,1								1620	0,598	0,003%
Cd		2,1	3,913	1,9	10,0	1,6		2					22969	8,478	0,082%
As		7,1	35,45	47,1	0,5								20045	7,399	0,323%
Co		9,9	49,48	65,9	0,1								35190	12,990	0,257%
Cr		1408,4	642,1	847,8	25,0	1600,0		2000					525859	194,106	2,445%
Cu		1654,8	7090	9420,0	100,0	296,0		370					4416108	1630,084	0,342%
Mn		71,2	355,75	471,0	10,0								297650	109,869	0,218%
Mo		56,7	283,35	376,8	3,0								62617	23,113	0,826%
Ni		113,1	565,45	753,6	1,0								271033	100,044	0,381%
Pb		6196,4	2182	2826,0	250,0	7200,0		9000					2270573	838,119	2,492%
Sb		39,6	37,825	47,1	10,0	40,0		50					84061	31,029	0,430%
Se													12960	4,784	
Sn													12150	4,485	
V				75,4	25,0								70200	25,912	
Zn		8443,9	2219,5	2826,0	400,0	10000,0		12500					2777093	1025,087	2,776%

Verontreinigd verpakkingsmateriaal

Bijdrage bij toevoegen
vervulde verpakkingen

	ton/jaar gew%	760 3,1 van totaal KCA		25% glas	25% metaal	totaal ton/jr	massa 0,028%	
		gew%	kunststof				gew%	bijdrage vuile verpakkin
C		34,8	69,6			741144	27,442	0,036%
H		5,2	10,3			103449	3,830	0,038%
O		1,3	2,6			445780	16,506	0,002%
N		0,4	0,9			24573	0,910	0,014%
S		0,0	0,0			5130	0,190	0,002%
P						2700	0,100	
F						297	0,011	
Cl		1,1	2,1			15938	0,590	0,051%
Br						405	0,015	
as		52,2	4,5	100	100	529867	19,619	0,075%
water		5,0	10,0			831476	30,787	0,005%
stookwaarde		17,10	34,2			25554992	9,462	0,051%
Hg		0,1	0,1	0,1		1620	0,600	0,003%
Cd		23,2	45,0	1,0	1,9	22968	8,504	0,077%
As		25,0	1,8	49,2	47,1	19999	7,405	0,095%
Co		26,5	18,0	3,9	65,9	35120	13,004	0,057%
Cr		435,6	54,0	786,4	847,8	513331	190,069	0,064%
Cu		2542,4	360,0	29,5	9420,0	4402932	1630,257	0,044%
Mn		160,7	27,0	118,0	471,0	297122	110,014	0,041%
Mo		107,8	2,7	49,2	376,8	62182	23,024	0,132%
Ni		207,2	18,0	39,3	753,6	270157	100,030	0,058%
Pb		890,7	270,0	196,6	2826,0	2214677	820,020	0,031%
Sb		61,7	90,0	19,7	47,1	83747	31,009	0,056%
Se						12960	4,799	
Sn		13,5	27,0			12160	4,503	0,084%
V		65,3	90,0	5,9	75,4	70250	26,011	0,071%
Zn		935,7	360,0	196,6	2826,0	2700711	999,982	0,026%

Spuitbussen

Bijdrage bij toevoegen
spuitbussen

ton/jaar gew%	1000 4,1 van totaal KCA						massa 0,037%			
	gew%	metaal 70%	PE 10%	drijfgas 20%			totaal ton/jr	gew%	bijdrage spuitbus	
C	19,5		81,3	56,8	propaan	C3H8	5	741075	27,437	0,026%
H	3,7		13,6	11,7	dimethylether	C2H6O	2	103447	3,830	0,036%
O	4,3			21,5	CO2		44	445813	16,505	0,010%
N	2,0		0,1	10	N2		28	24590	0,910	0,082%
S	0,0		0,0					5130	0,190	0,000%
P								2700	0,100	
F								297	0,011	
Cl								15930	0,590	
Br								405	0,015	
as	70,5	100	5,0					530175	19,629	0,133%
water								831438	30,783	
stookwaard	9,92		41,1	29,1				25551921	9,460	0,039%
Hg	0,0		0,1					1620	0,600	0,001%
Cd	2,3	1,9	10,0					22952	8,498	0,010%
As	33,0	47,1	0,5					20013	7,409	0,165%
Co	46,2	65,9	0,1					35146	13,012	0,131%
Cr	596,0	847,8	25,0					513596	190,150	0,116%
Cu	6604,0	9420,0	100,0					4407604	1631,842	0,150%
Mn	330,7	471,0	10,0					297331	110,082	0,111%
Mo	264,1	376,8	3,0					62364	23,089	0,423%
Ni	527,6	753,6	1,0					270528	100,158	0,195%
Pb	2003,2	2826,0	250,0					2216003	820,438	0,090%
Sb	34,0	47,1	10,0					83734	31,001	0,041%
Se								12960	4,798	
Sn								12150	4,498	
V	55,3	75,4	25,0					70255	26,011	0,079%
Zn	2018,2	2826,0	400,0					2702018	1000,377	0,075%

Olie	Bijdrage bij toevoegen olie			
	ton/jaar gew%	2880 11,8 van totaal KCA	massa 0,107%	
		gew%	totaal ton/jr	bijdrage gew% olie
C		75,1	743042	27,491
H		11,7	103747	3,838
O		0,6	445788	16,493
N			24570	0,909
S		0,9	5154	0,191
P			2700	0,100
F			297	0,011
Cl		0,1	15931	0,589
Br			405	0,015
as		1,7	529519	19,591
water		10,0	831726	30,772
stookwaarde		36,92	25648340	9,489
Hg			1620	0,599
Cd			22950	8,491
As			19980	7,392
Co			35100	12,986
Cr			513000	189,798
Cu			4401000	1628,263
Mn			297000	109,883
Mo			62100	22,975
Ni			270000	99,893
Pb		500	2215440	819,659
Sb			83700	30,967
Se			12960	4,795
Sn			12150	4,495
V			70200	25,972
Zn		1000	2702880	1000,000

Batterijen										Bijdrage bij toevoegen batterijen		
	ton/jaar gew%	1760 7,2 van totaal KCA	54% zinkbruins	23% alkaline	12% NiCd	rest 11% 1,6% kwikoxide	5,1% alkaline	1,2% zilveroxid	0,7% lithium	2,4% zinklucht	totaal ton/jr	massa 0,065% bijdrage batterijen
C	26,15	40	5	10	5	20	20	20	20	30	741340	27,439
H											103410	3,828
O											445770	16,499
N											24570	0,909
S											5130	0,190
P											2700	0,100
F											297	0,011
Cl											15930	0,590
Br											405	0,015
as water	73,85	60	95	90	95	80	80	80	80	70	530770	19,645
											831438	30,774
stookwaarde	9,11	13,93	1,74	3,48	1,74	6,97	6,97	6,97	6,97	10,45	25558032	9,460
												0,063%
Hg	5184	0,1	1			300000	7500	100		15	10744	3,977
Cd	18027	50	1,5	150000				1			54678	20,238
As											19980	7,395
Co											35100	12,992
Cr											513000	189,876
Cu											4401000	1628,938
Mn	134012	190000	130000							63000	532861	197,227
Mo											62100	22,985
Ni	24000			200000							312240	115,569
Pb	281	500	30			25	25			120	2214495	819,649
Sb											83700	30,980
Se											12960	4,797
Sn											12150	4,497
V											70200	25,983
Zn	141400	170000	150000			100000	100000	100000		300000	2948864	1091,460
												8,439%

Accu's	Bijdrage bij toevoegen accu's							massa 0,076%
	ton/jaar gew%	2050 8,4 van totaal KCA	80% lood	16% zuur	4% omhulling	totaal ton/jr	gew%	bijdrage accu's
C		3,3			81,3	740947	27,422	0,009%
H		0,6		0,3	13,6	103422	3,828	0,012%
O		1,7		10,4		445804	16,499	0,008%
N		0,0			0,1	24570	0,909	0,000%
S		0,8		5,2	0,0	5147	0,190	0,333%
P						2700	0,100	
F						297	0,011	
Cl		0,0		0,004		15930	0,590	0,000%
Br						405	0,015	
as		80,2	100		5,0	531114	19,656	0,310%
water		13,4		84		831714	30,781	0,033%
stookwaarde		1,27		-2,3	41,1	25544602	9,454	0,010%
Hg		0,0			0,1	1620	0,600	0,001%
Cd		0,4			10,0	22951	8,494	0,004%
As		0,2		1	0,5	19980	7,395	0,002%
Co		0,0			0,1	35100	12,990	0,000%
Cr		1,0			25,0	513002	189,857	0,000%
Cu		8,0		25	100,0	4401016	1628,769	0,000%
Mn		0,4		0,2	10,0	297001	109,917	0,000%
Mo		0,1			3,0	62100	22,983	0,000%
Ni		0,2		1	1,0	270000	99,924	0,000%
Pb		664010,0	830000		250,0	3575221	1323,151	38,074%
Sb		56000,6	70000	1	10,0	198501	73,463	57,834%
Se		1,1		7		12962	4,797	0,018%
Sn						12150	4,497	
V		1,0			25,0	70202	25,981	0,003%
Zn		16,0			400,0	2700033	999,253	0,001%

Lampen		Bijdrage bij toevoegen lampen																				massa	
ton/jaar	590	van totaal KCA																		totaal		0,022%	
gew%	2.4	86,0%	95,0%	2,5%	2,5%	2,0%	84,0%	5,3%	5,3%	5,3%	1,0%	80,0%	6,7%	6,7%	6,7%	7,1%	75%	25%	1,9%	2,0%	ton/jr	gew%	bijdrage
	gew%	grof glas	glas	metaal	kunststof	ferro	ijzer	glas	kunststof	non-ferro	non-ferr	non-ferro	glas	kunststof	ferro	chem.afv	glas	poeder	glas	papier			lampe
C	2,4	1,7			69,6	3,7			69,6		4,6			69,6						37,8	740894	27,435	0,002%
H	0,3	0,3			10,3	0,6			10,3		0,7			10,3						5,4	103412	3,829	0,002%
O	0,7	0,1			2,6	0,1			2,6		0,2			2,6						34,5	445774	16,507	0,001%
N	0,0	0,0			0,9	0,0			0,9		0,1			0,9						0,2	24570	0,910	0,001%
S	0,0	0,0			0,0	0,0			0,0		0,0			0,0						0,2	5130	0,190	0,001%
P	0,0																			0,0	2700	0,100	0,000%
F																					297	0,011	
Cl	0,1	0,1			2,1	0,1			2,1		0,1			2,1						0,3	15930	0,590	0,002%
Br																					405	0,015	
as	96,0	97,6	100	100	4,5	94,9	100	100	4,5	100	93,6	100	100	4,5	100	100	100	100	100	8,6	530036	19,627	0,107%
water	0,5	0,3			10,0	0,5			10,0		0,7			10,0						13	831441	30,787	0,000%
stookwaar	1,04	0,9			34,2	1,8			34,2		2,3			34,2						12,2	25542612	9,458	0,002%
	bereken CBS+																						
Hg	156,5	24,3	156,5	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1		0,0	0,1	0,1			275	0,1		250,0	0,1	1712	0,634	5,392%
Cd	2,0	2,0		2,1	1,0	1,9	45,0	2,5	1,0	45,0	3,2	1,0	45,0	1,9		0,7	1,0		1,0	0,9	22951	8,499	0,005%
As	44,9	44,9		47,9	49,2	47,1	1,8	2,7	49,2	1,8	6,5	49,2	1,8	47,1		36,9	49,2		49,2	1,7	20006	7,408	0,132%
Co	5,4	5,4		5,8	3,9	65,9	18,0	1,2	3,9	18,0	5,9	3,9	18,0	65,9		2,9	3,9		3,9	2,6	35103	12,998	0,009%
Cr	721,1	721,1		769,6	786,4	847,8	54,0	44,8	786,4	54,0	112,6	786,4	54,0	847,8		589,8	786,4		786,4	17,4	513425	190,116	0,083%
Cu	244,1	244,1		272,5	29,5	9420,0	360,0	20,8	29,5	360,0	654,0	29,5	360,0	9420,0		22,1	29,5		29,5	34,8	4401144	1629,697	0,003%
Mn	116,3	116,3		124,5	118,0	471,0	27,0	7,7	118,0	27,0	41,1	118,0	27,0	471,0		88,5	118,0		118,0	8,7	297069	110,001	0,023%
Mo	52,2	52,2		56,2	49,2	376,8	2,7	2,8	49,2	2,7	28,6	49,2	2,7	376,8		36,9	49,2		49,2	1,7	62131	23,006	0,050%
Ni	53,0	53,0		56,6	39,3	753,6	18,0	3,1	39,3	18,0	54,1	39,3	18,0	753,6		29,5	39,3		39,3	43,5	270031	99,990	0,012%
Pb	908,0	312,9	908	264,2	196,6	2826,0	270,0	24,9	196,6	270,0	219,5	196,6	270,0	2826,0		147,45	196,6		3750,0	17,4	2214536	820,019	0,024%
Sb	90,3	90,3	70	22,1	19,7	47,1	90,0	5,8	19,7	90,0	10,5	19,7	90,0	47,1		1000,0	19,7		19,7	0,4	83753	31,013	0,064%
Se																					12960	4,799	
Sn	0,8	0,8		0,7		27,0	1,4			27,0	1,8		27,0							7,0	12150	4,499	0,004%
V	9,0	9,0		9,7	5,9	75,4	90,0	5,1	5,9	90,0	11,4	5,9	90,0	75,4		4,4	5,9		5,9	0,9	70205	25,996	0,008%
Zn	247,6	247,6		266,4	196,6	2826,0	360,0	29,7	196,6	360,0	225,5	196,6	360,0	2826,0		147,5	196,6		196,6	69,6	2700146	999,836	0,005%

Bijlage C Simulatie van de HVC Noord-Holland met het MSCW FACE-model

C.1 Aanpassingen aan het MSWC FACE-model

Bij de simulatie van de HVC Noord-Holland middels het MSWC FACE-model dienden allereerst een aantal verschillen in configuratie tussen de HVC en FACE verdisconteerd te worden. Deze verschillen betroffen:

- a. rookgasrecirculatie;
- b. indamping van het afvalwater in de sproeidroger;
- c. recirculatie van het actief koolresidu naar de vuurhaard voor verbranding.

Ad a. Rookgasrecirculatie

In de HVC wordt ca. 20% van de rookgassen na het eerste elektrofilter gerecirculeerd naar de vuurhaard waar het als secundaire lucht in de vuurhaard wordt geïnjecteerd.

De rookgasrecirculatie is verdisconteerd in het MSWC FACE-model door voor de rookgashoeveelheid de hoeveelheid na recirculatie in beschouwing te nemen. In feite is dus de recirculatie in de 'black box' inbegrepen.

Ad b. Indamping afvalwater

Bij de HVC wordt het gereinigde afvalwater ingedampt in een sproeidroger met elektrofilter door warmte-overdracht vanuit de rookgassen, terwijl het MSWC FACE-model separaat indampt met stoom als warmteleverancier.

Bij de vergelijking van het zoutresidu volgens het MSWC FACE-model en volgens de HVC kunnen dus verschillen optreden.

In het elektrofilter na de sproeidroger zullen behalve zouten ook stofdeeltjes worden afgevangen, waardoor de hoeveelheid zoutresidu toeneemt en bovendien het zoutresidu wordt verontreinigd met stof en dus ook zware metalen. Bij de externe indamping kan er geen stof in het zoutresidu terecht komen.

Het elektrofilter scheidt echter niet al het zout af: een klein deel passeert (normaal rendement 95-99%). Hierdoor neemt de hoeveelheid zoutresidu weer iets af. Bij externe indamping wordt al het zout afgescheiden.

Ad c. Verbranding actief koolresidu

In het MSWC FACE-model wordt dit koolresidu als een te verwerken reststof behandeld, waarvoor dus een verwerkingsprijs moet worden gerekend. In de praktijk wordt bij de HVC het actieve koolresidu teruggevoerd naar de vuurhaard waarin het via een poederkoolbrander wordt verbrand. Aangenomen is dat dit meeverbranden geen invloed heeft op het proces aangezien de hoeveelheid te verbranden koolresidu nagenoeg constant is.

Behalve de verschillen in configuratie zijn er ook andere verschillen tussen het MSWC FACE-model en de HVC mogelijk. Dit komt doordat in het MSWC

FACE-model voor diverse processen coëfficiënten worden gebruikt om de processen te kwantificeren. Deze coëfficiënten zijn gebaseerd op een doorsnede van wat er bij moderne AVI's gangbaar is. Afwijkingen bij individuele AVI's zijn dus heel goed mogelijk.

Aan de hand van de door de HVC beschikbaar gestelde gegevens is afgeleid wat de waarden van deze coëfficiënten voor de HVC in de simulatie met het MSWC FACE-model moeten zijn. De belangrijkste procescondities van de HVC staan weergegeven in tabel C.1. Een overzicht van de aangepaste coëfficiënten in vergelijking met de voor het MSWC FACE-model standaard gebruikte waarden is gegeven in tabel C.2.

Tabel C.1 Procesinstellingen volgens de HVC Noord-Holland zoals ingevoerd in het FACE-model.

Parameter	waarde	eenheid
Capaciteit:		
- aantal lijnen	3	-
- ontwerpcapaciteit per lijn	18,5	ton/uur
- beschikbaarheid	80	%
- belasting (massa)	98,6	%
- totale capaciteit	388944	ton per jaar
Stookwaarde afval	10,1	MJ/kg
Luchtfactor	1,45	mol O ₂ toegevoegd / mol O ₂ theor. benodigd
Temperatuur:		
- verbrandingslucht	120	°C
- rookgas bij keteleinde	210	°C
- stoom voor opwarming rookgassen	160	°C
- SCR DeNO _x	320	°C
- rookgas in schoorsteen	140	°C
Energieterugwinning:		
- temperatuur voedingswater	139	°C
- stoomtemperatuur	404	°C
- stoomdruk	40	bar
Emissies: ¹		
- stof	1	mg/Nm ³
- HCl	2	mg/Nm ³
- HF	0,5	mg/Nm ³
- SO ₂	35	mg/Nm ³
- NO _x	50	mg/Nm ³
- PCDD/F	0,02	ng I-TEQ/Nm ³
- Hg	0,004	mg/Nm ³
- Cd	0,006	mg/Nm ³
- Rest zware metalen	0,1	mg/Nm ³

¹ Alle emissies onder standaardcondities, bij 11% O₂, droge rookgassen. In het FACE-model worden de emissies niet berekend, maar uitgaande van de concentraties in het ongereinigde rookgas en de te realiseren concentraties in het geëmitteerde rookgas, worden de hoeveelheden hulpstoffen berekend, die daarvoor nodig zijn. Daarom is het van belang bij de simulatie dat de verwachte waarden voor de emissies ingevoerd worden.

Tabel C.2 Aanpassing van coëfficiënten in het FACE-model voor de simulatie van de HVC. (verklaring zie tekst)

Coëfficiënten	eenheid	gebruikt voor simulatie HVC	standaard volgens FACE-model
Energiehuishouding/opwekking:			
- warmteverlies vuurhaard	%	1	2
- warmteverlies ketel	%	2	3
- stoom gebruikt voor elektriciteitsopwekking	%	91	80
- rendement elektriciteitsopwekking	%	75,3	73,7
- eigen verbruik elektriciteit (basisdeel)	kWh/ton afval	28,6	26
- eigen verbruik elektriciteit (rookgasdeel)	W/Nm ³ /hr	11,9	10,8
Stof:			
- verdeling inert vlieggas/roosteras	%	7,8	9
- stofafscheiding elektrofilter	%	98	99,2
- stofafscheiding natte water	%	66,6	90
- stofafscheiding doekenfilter	%	99,9	99,9
Dosering hulpstoffen:			
- stoëchiometrie SO ₂ -absorptie	-	1,1	1,2
- afvalwaterreiniging:			
FeCl ₃	g/m ³	760	20
poly-electrolyte	g/m ³	4	6
TMT-15	g/m ³	11600	250
Reststoffen:			
- vochtgehalte roosteras (slak)	%	15	10
- vochtgehalte filterkoek	%	60	50
- vochtgehalte zoutresidu	%	100	85
Percentage SO ₂ naar gasfase	%	60	50
PCDD/F-concentratie ruwe rookgassen	ng I-TEQ/Nm ³	0,5	8,0
PCDD/F-belading actieve kool	ng/g	10	70
Referentie gehalte N afval	%	0,65	1,0
Afscheiding NO _x in SCR DeNO _x	%	83,3	98

Toelichting tabel C.2

- Energiehuishouding/opwekking:

Het verschil in stoomgebruik voor energie-opwekking wordt veroorzaakt door het verschil in configuratie: het MSWC FACE-model gebruikt stoom voor het indampen van het afvalwater en de HVC niet.

- Stof:

De verdeling van het inert (de as) in het afval over vlieggas en roosteras ligt bij de HVC relatief laag: minder stofdeeltjes worden met de rookgassen meegevoerd. Dit wordt bij de HVC bereikt door het toepassen van lage lichtsnelheden in de vuurhaard en door rookgasrecirculatie.

De stofafscheiding in het elektrofilter (in de simulatie met het MSWC FACE-model is er maar 1 elektrofilter) en in natte wasser en doekenfilter is zodanig afgestemd dat de opgegeven stofgehaltenes gerealiseerd worden.

- Dosering hulpstoffen:

De coëfficiënten zijn afgeleid uit de gegevens voor de HVC. Opvallend is het veel hogere gebruik van chemicaliën in de waterreiniging. Een verklaring voor dit verschil is niet voorhanden.

- Reststoffen:

De vochtgehaltenes van de reststoffen zijn volgens opgave van de HVC ingevoerd in het model. Door het indampen van de zouten in de spreedroger bevat het zoutresidu bij de HVC geen vocht.

- Overige:

De coëfficiënten 'Percentage SO₂ naar gasfase' en 'Referentiegehalte N in afval' zijn aangepast op de concentraties SO₂ en NO_x in de ongereinigde rookgassen. Hoeveel SO₂ er in de gasfase terecht komt en hoeveel er in de as gebonden blijft, hangt af van hoe het S in het afval voorkomt en is dus afhankelijk van de afvalsamenstelling.

De coëfficiënt 'Referentiegehalte N in afval' stuurt de hoeveelheid NO_x in de rookgassen. Een hogere waarde voor deze coëfficiënt betekent een lagere NO_x-concentratie in de rookgassen. Bij de HVC wordt deze lagere concentratie voornamelijk gerealiseerd door het toepassen van rookgasrecirculatie.

De afscheiding van NO_x in de SCR DeNOX-installatie hoeft niet zo hoog te zijn doordat de ingangconcentratie van NO_x in de rookgassen niet zo hoog is.

C.2 Kosten

Het MSWC FACE-model berekent aan de hand van de configuratie voor de verschillende onderdelen en voor het totaal de investeringskosten. Aangezien de configuratie van het model verschilt van die van de HVC laat de investeringsberekening ook verschillen zien, zeker wanneer op onderdelen wordt vergeleken. Gezien het beperkte nut van een dergelijke vergelijking op onderdelen wordt hier volstaan met een vergelijking van het totale investeringsbedrag. Voor de simulatie en de berekeningen zijn de kostenparameters aangepast op de door de HVC opgegeven waarden. In tabel C.3 zijn de parameters weergegeven met de waarden zoals standaard door FACE gebruikt als vergelijking.

In tabel C.4 zijn de prijzen van chemicaliën en de verwerkingskosten van residuen volgens opgave van de HVC weergegeven.

Tabel C.3 Aanpassing financiële parameters in het FACE-model voor de simulatie van de HVC.

Parameter	eenheid	gebruikt voor simulatie HVC (opgave HVC)	Berekend volgens standaard in FACE-model
Totale investering	Mf	816,9	871,1
Onderhoudskosten	Mf/jaar	7,1	14,2
Verzekering/belasting	Mf/jaar	6,7	6,9
Emissiemetingen	Mf/jaar	0,55	0,57
Personeel:			
- aantal	-	89,4	83
- gemiddeld salariskosten	f/mensjaar	89185	nvt ¹
Vergoeding elektriciteit (aan net geleverd)	f/kWh	0,085	nvt ¹
Rente	%	6	nvt ¹
Afschrijvingstermijn	jaar	25	nvt ¹

¹ nvt = niet van toepassing: deze waarden zijn zo verschillend per installatie dat niet van een standaardwaarde kan worden gesproken.

Tabel C.4 Kosten chemicaliën, hulpstoffen en reststofverwerking volgens opgave HVC Noord-Holland.

Stof	prijs/kosten in f/ton
Chemicaliën:	
- Kalk	175
- Natronloog	145
- Ammonia	1100
- FeCl ₃	265
- Poly-electroliet	6100
- Na ₂ S	500
- Actieve cokes	2300
Reststoffen:	
- Roosteras	0
- Vliegias	295
- Filterkoek	150
- Zoutresidu	425

C.3 Resultaten simulatie

Met de coëfficiënten en waarden zoals weergegeven in de tabellen C.1 tot en met C.4 is een berekening met het MSWC FACE-model uitgevoerd. In tabel C.5 worden de resultaten van deze berekening vergeleken met door de HVC opgegeven waarden. Ook is de relatieve afwijking aangegeven zodat een indicatie wordt verkregen hoe dicht de simulatie in de buurt van de werkelijkheid komt.

Tabel C.5 Vergelijking van de met het MSWC FACE-model gesimuleerde HVC met de werkelijke waarden volgens opgave HVC.

Resultaat	Eenheid	Opgave HVC	Door FACE berekende waarde	Relatieve afwijking van opgave [%]
Verbrandingscapaciteit	ton/jaar	383688	383694	0,0
Stoomproductie	ton/jaar	1289949	1322410	+2,5
Elektriciteitsproductie	MW	42,0	41,2	-1,9
Verbrandingslucht	Nm ³ /uur	226508	230075	+1,6
Rookgas (ketel)	Nm ³ /uur	260490	265299	+1,8
Rookgas (schoorsteen)	Nm ³ /uur	294000	298425	+1,5
Roosteras	ton/jaar	102900	102247	-0,6
Vliegas	ton/jaar	7712	7206	-6,6
Ketelas	ton/jaar	900	¹	¹
Filterkoek	ton/jaar	0 - 105	122	+16,2
Zoutresidu	ton/jaar	2961	2958	-0,1
Cokesresidu	ton/jaar	3528	4150	+17,6
Kalk	ton/jaar	1575	1733	+10,0
Natronloog	ton/jaar	1638	1695	+3,5
Ammonia	ton/jaar	239	211	-11,7
FeCl ₃	ton/jaar	38	41	+7,5
Poly-electroliet	ton/jaar	0,2	0,2	+0,0
Na ₂ S	ton/jaar	27,6	35	+26,8
Actieve cokes	ton/jaar	93,9	75,4	-19,7
Water	m ³ /jaar	137844	199546	+44,8
Aardgas	Nm ³ /jaar	3529411	2967187	-15,9

¹ Het MSWC FACE-model kent geen ketelas. Volgens de massabalans van het MSWC FACE-model hoort de ketelas bij de vliegas. De relatieve afwijking voor de vliegas wordt dan -16,3%.

Hoewel er zoals tabel C.5 laat zien op een aantal plaatsen nog aanzienlijke verschillen bestaan tussen de HVC en de simulatie middels het MSWC FACE-model kan toch, mede gezien de fluctuaties die bij AVI's optreden, van een goede simulatie worden gesproken.

Referentie

De informatie betreffende de HVC Noord-Holland is verkregen middels gesprekken en correspondentie met Ing. E.A. Colnot, Ir. C.F. Arnold en Dhr. J. Schouten van de HVC Noord-Holland.

Bijlage D Methodiek specifieke verwerkingskosten

In het kort komt deze methode neer op het bepalen van de netto kosten die een AVI-operator voor een hem aangeboden fractie afval moet rekenen om kostenneutraal uit te komen. Daarbij moet benadrukt worden dat deze methode geen uitspraak doet omtrent de prijs die de operator er daadwerkelijk voor zal vragen. Deze is namelijk ook afhankelijk van allerlei commerciële en/of strategische argumenten.

In formule ziet de berekening eruit als volgt:

$$SPC_p = v_p + w * f_g \quad (1)$$

met: SPC_p specifieke verwerkingskosten per ton toegevoegd materiaal P

v_p variabele verwerkingskosten per ton materiaal P

f_g vaste lasten per ton referentie-afval G in de uitgangssituatie (vóór toevoeging P)

w verdringingsfactor

Deze formule berekent de kosten die per ton aangeboden materiaal P moeten worden gevraagd om financieel break-even te realiseren ten opzichte van de uitgangssituatie waarin uitsluitend referentie-afval G werd verbrand.

f_g wordt berekend via:

$$f_g = GF_g - v_g \quad (2)$$

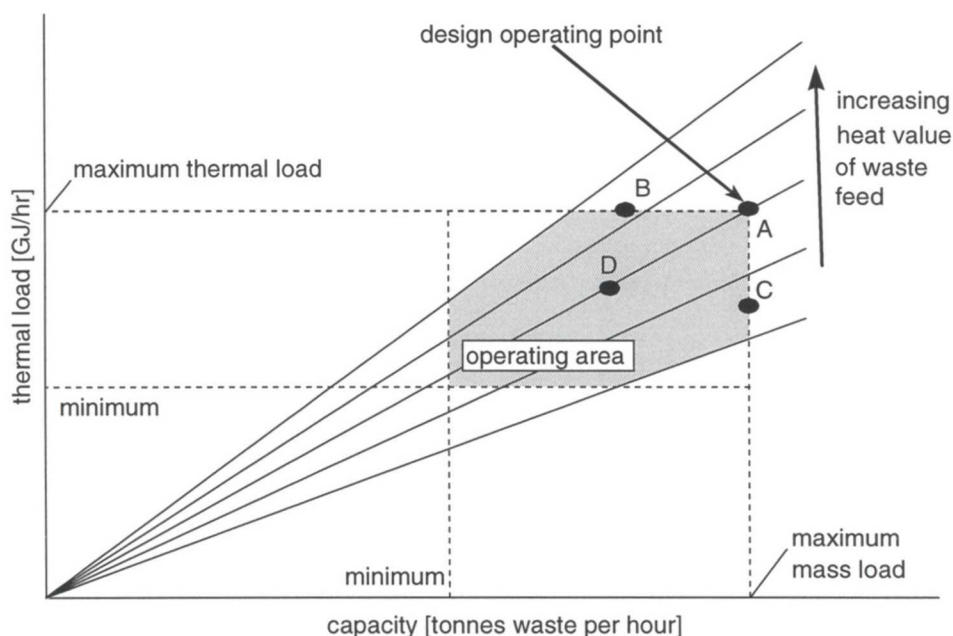
met: GF_g berekende netto verwerkingskosten per ton referentie-afval in de uitgangssituatie

v_g variabele verwerkingskosten per ton referentie-afval G in de uitgangssituatie

GF_g vertegenwoordigt in feite de gate fee van het referentie-afval, met dien verstande dat een eventuele winstopslag, of ingecalculeerd verlies c.q. korting, daarin verwerkt kan zijn. In het geval dat er sprake is van een opslag of korting dan wordt dit meegenomen in f_g . In deze studie is de GF_g getuned op de door de HVC opgegeven verwerkingsprijs voor afval. In hoeverre hierin 'winst' of 'korting' is opgenomen is niet bekend. Meer hierover is te vinden in [Rijkema, 1996a]. In ieder geval betekent deze aanpak dat bij het doorberekenen van de SPC_p voor het toegevoegde materiaal eenzelfde winst of verlies wordt gedraaid als in de uitgangssituatie.

De waarden voor GF_g , v_g en v_p worden met behulp van de samenstellings- en hoeveelheidsgegevens door het MSWC FACE-model uitgerekend.

De verdringingsfactor w geeft aan hoeveel van het referentie-afval niet langer kan worden verbrand in de AVI door toelating van de afvalstroom P. Deze factor hangt af van de belading van de AVI zoals weergegeven in figuur 2.



Figuur 2 Proces diagram

- A: ontwerp punt, zowel massa als thermische limitatie
- B: thermische limitatie
- C: massa limitatie
- D: niet gelimiteerde situatie

Een AVI wordt ontworpen voor het verwerken van een maximum hoeveelheid (tonnen per uur) afval met een bepaalde ontwerpstookwaarde (MJ per kg). De installatie is zo ontworpen dat de bij de verbranding van afval volgens ontwerp hoeveelheid en -stookwaarde vrijkomende warmte terug kan worden gewonnen. Het ontwerp punt van een AVI is gegeven door punt A in figuur 2.

Wanneer afval met een hogere stookwaarde dan volgens het ontwerp wordt verbrand, dan is de installatie niet in staat de extra vrijkomende warmte te accommoderen en moet de doorzet worden verlaagd: de AVI is thermisch gelimiteerd, punt B in figuur 2.

Wanneer afval met een lagere stookwaarde dan volgens het ontwerp wordt verbrand, kan de doorzet worden verhoogd teneinde de originele thermische ontwerp-capaciteit te benutten. Echter, de maximale doorzet (tonnen) volgens het ontwerp

kan niet overschreden worden: de installatie is massa gelimiteerd: punt C in figuur 2.

Tenslotte, in situaties waarin onvoldoende afval aan de AVI wordt aangeboden is er sprake van onderbelasting, punt D.

De meeste individuele AVI's in Nederland hebben te maken met thermische limitatie, terwijl de verwerkingskosten op massabasis worden verrekend. In Nederland komt de laatste mogelijkheid (onderbelasting) in principe, anders dan (zeer) tijdelijk, niet voor.

Bij de berekeningen voor het klein WEB is er geen sprake van toevoeging maar van onttrekking (middels gescheiden inzameling). Kostentechnisch is de berekeningsmethodiek daarom afwijkend.

Wanneer het klein WEB niet meer met het andere afval in de AVI wordt verbrand zijn er 3 mogelijkheden:

- de vrijvallende capaciteit van de AVI wordt niet benut;
- de vrijvallende capaciteit wordt opgevuld door meer van het resterende referentie-afval te verbranden tot de installatie weer op volle capaciteit draait: in dit geval kan opvulling plaats vinden:
 - op massabasis
 - op thermische basis.

Opvulling vindt hierbij plaats met een nieuw soort referentie-afval waarin geen klein WEB meer aanwezig is.

Aangezien per definitie de besparing op de AVI-kosten bij onttrekken van klein WEB aan de AVI overeenkomt met de kosten voor toevoegen van klein WEB aan de AVI, én doordat specifieke verwerkingskosten, zoals aangetoond in [Rijpkema, 1996a], binnen beperkte grenzen rondom het operatiepunt onafhankelijk zijn van de referentiesamenstelling, kunnen de voor toevoeging gebruikte formules ook voor onttrekking worden gebruikt. Alleen de interpretatie is anders.

Zo betekent het niet-gelimiteerde scenario in feite dat de AVI geen mogelijkheid heeft om de vrijvallende capaciteit door het niet verwerken van klein WEB op te vullen met ander afval. In de beide gelimiteerde scenario's wordt ervan uitgegaan dat de vrijvallende capaciteit wordt opgevuld met afval, wat qua samenstelling overeenkomt met het afval dat resteert ná onttrekken van klein WEB.

Resumerend wordt bij toevoegen berekend welk bedrag een operator moet vragen voor een te accepteren afvalstroom om kosten neutraal te blijven opereren. Bij onttrekken wordt het bedrag berekend, wat beschikbaar komt om het onttrokken materiaal kosten neutraal op een andere manier te verwerken.

Rekenvoorbeeld

Als voorbeeld voor de berekening worden hieronder de specifieke verwerkingskosten van 1 ton gemengde kunststoffen (plastics) berekend volgens de bovenbeschreven methodiek.

Uitgangspunt bij de berekening zijn de verwerkingskosten per ton referentie-afval: hier worden middels de simulatie van de HVC Noord-Holland door het MSWC FACE-model berekend op f 182 per ton.

Deze verwerkingskosten bestaan uit vaste en variabele kosten. De vaste kosten zijn vanzelfsprekend constant per jaar en zijn dus alleen afhankelijk van het aantal tonnen dat per jaar wordt verwerkt. De variabele kosten hangen af van de kosten van de benodigde additieven, de storkosten maar ook van de energie-opbrengst. Deze variabele kosten zijn lineair afhankelijk van de elementair samenstelling en de stookwaarde van het afval en kunnen met behulp van het MSWC FACE-model worden berekend. Voor het referentie-afval in de HVC Noord-Holland bedragen de variabele kosten - f 36 per ton (negatief: de energie-opbrengst is dus groter dan de kosten van additieven, storten, etc.). Hiermee kunnen ook de vaste kosten per ton worden bepaald (zie ook boven, formule 2):

$$fg = GFg - vg = f 182 - (- f 36) = f 218$$

Om nu de specifieke verwerkingskosten van gemengde kunststoffen uit te kunnen rekenen zijn alleen de variabele kosten hiervan nodig. Deze worden met behulp van het MSWC FACE-model berekend op f -183 per ton gemengde kunststoffen. Vervolgens kunnen de specifieke verwerkingskosten in de 3 situaties (thermisch gelimiteerd, massa gelimiteerd en niet-gelimiteerd) worden berekend met behulp van formule 1:

$$SPCp = vp + w * fg \quad (1)$$

Hierin is w zoals genoemd de verdringingsfactor, die aangeeft hoeveel ton referentie-afval er niet meer verwerkt kan worden door het accepteren van 1 ton geaccepteerd afval, in dit voorbeeld gemengde kunststoffen.

In de thermische gelimiteerde situatie vindt verdringing plaats op basis van joules. Dit betekent dat w het quotiënt is van de stookwaarde van gemengde kunststoffen en van referentie-afval:

$$w = \text{stookwaarde kunststoffen} / \text{stookwaarde referentie-afval}$$

$$w = 34,2 / 9,46 = 3,61 \quad [\text{ton/ton}]$$

In de massagelimiteerde situatie vindt verdringing plaats op basis van verwerkte tonnen: 1 ton gemengde kunststoffen verdringt 1 ton referentie-afval, ofwel:

$$w = 1 \quad [\text{ton/ton}]$$

In de niet-gelimiteerde situatie vindt helemaal geen verdringing plaats, ofwel:

$$w = 0 \quad [\text{ton/ton}]$$

Zoals ook uit formule 1 blijkt zijn in de niet-gelimiteerde situatie de specifieke verwerkingskosten gelijk aan de variabele kosten.

Alles ingevuld in formule 1 levert dit de volgende specifieke verwerkingskosten voor gemengde kunststoffen:

- thermisch gelimiteerd: $\text{SPC} = -183 + 3,61 * 218 = 602 \quad f/\text{ton};$
- massa gelimiteerd: $\text{SPC} = -183 + 1 * 218 = 34 \quad f/\text{ton};$
- niet gelimiteerd: $\text{SPC} = -183 + 0 * 218 = -183 \quad f/\text{ton}.$

Aangezien de meeste AVI's in Nederland thermisch gelimiteerd zijn, worden de overige twee mogelijkheden in dit rapport verder buiten beschouwing gelaten.

NB. In dit voorbeeld is uitgegaan van een AVI die (net als de HVC Noord-Holland) het afvalwater indampt en het daaruit resulterende zoutresidu stort. In dit rapport zijn de specifieke verwerkingskosten ook berekend voor een AVI die het afvalwater loost. Voor de berekeningen bij lozing van het afvalwater zijn de waarden van GF_g , v_g en v_p vanzelfsprekend afwijkend van de waarden voor indamping en wel:

- $\text{GF}_g = 165,- \quad f/\text{ton};$
- $v_g = -42,- \quad f/\text{ton};$
- $v_p = -196,- \quad f/\text{ton}.$

Bijlage E Resultaten specifieke verwerkingskosten

Specifieke verwerkingskosten

Indampen van afvalwater

Lozen van afvalwater

	Stookwaarde [MJ/kg]	w (therm.)	Limitatie			Limitatie		
			thermisch [fl/ton]	massa [fl/ton]	niet [fl/ton]	thermisch [fl/ton]	massa [fl/ton]	niet [fl/ton]
Fixeer/ontwikkelaar	9.06	0.96	212	221	4	166	175	-32
Halogeenarm oplosmiddel	36.62	3.87	628	5	-212	583	-10	-216
Halogeenrijk oplosmiddel	5.53	0.58	537	627	410	201	287	80
Zuren	-2.26	-0.24	-35	234	17	-14	242	36
Bestrijdingsmiddelen	27.95	2.95	626	202	-15	482	78	-128
Cosmetica/medicijnen	15.98	1.69	287	137	-80	266	124	-82
Verf	24.58	2.60	430	83	-134	399	69	-138
Verontreinigde verpakking	17.1	1.81	381	205	-12	294	128	-79
Spuitbussen	9.92	1.05	200	189	-28	187	177	-29
Olie/oliehoudend	36.92	3.90	651	21	-196	594	-5	-212
Batterijen	9.11	0.96	185	193	-24	173	181	-26
Accu's	1.27	0.13	69	257	40	57	236	29
Lampen	1.04	0.11	55	249	32	54	238	31
KCA totaal	20.12	2.13	369	124	-93	334	102	-105
klein WEB	8.21	0.87	177	205	-12	160	188	-19
klein WEB *)	8.21	0.87	359	387	170	342	369	163
Referentie afval	9.46	1.00	182	182	-36	165	165	-42
plastics	34.19	3.61	602	34	-183	550	10	-196
hard PVC	16.17	1.71	550	396	179	328	182	-25
GFT	3.39	0.36	73	212	-5	66	199	-8

*) Wanneer door onttrekking van klein WEB, bodemas f10,- per ton gaat opbrengen

Bijlage F Samenstelling en uitloging AVI-reststoffen

Totaal-samenstellingen AVI-reststoffen

		Bodemass				Vliegass			Filterkoek		
		Range 1991 - 1993		Gemidd. 91-'93	Gemidd. 1994	Range 1993 - 1994		Gemidd. 93-'94	Range 1993 - 1994		Gemidd. 93-'94
Al	mg/kg					29000	360000	549000	1950	14000	7100
Na	mg/kg					26000	50000	34600	0	26000	7730
K	mg/kg					25000	60000	40500			
Ca	mg/kg					810	230000	116000	330	350000	192000
Br	mg/kg	2	10	3							
Cl	mg/kg	1600	5700	3000	2760	22000	107000	69300	5300	51000	19300
F	mg/kg					25	3740	227	25	1750	197
SO ₄	mg/kg	3900	21100	13000	55700	11100	106000	26300	305	34800	11000
Metalen:											
Co	mg/kg					13	34	21	1	33	9
Cr	mg/kg	53	380	125	148	115	720	192	24	495	119
Cu	mg/kg	480	6300	2050	3020	790	1650	1180	410	2750	1380
Mo	mg/kg	3,7	63	13	15,3	10	640	70	0	92	12
Ni	mg/kg	22	770	104	163	45	520	97	1	510	79
V	mg/kg					21	46	31	1	43	22
Vluchtige metalen:											
As	mg/kg	0,5	13	6	6,6	18	140	60	16	110	50
Ba	mg/kg					0	1200	567	3	385	136
Cd	mg/kg	0,1	25	4	5	88	520	345	105	1200	453
Hg	mg/kg					0	10	3	90	4400	1130
Pb	mg/kg	35	5500	1250	1370	4000	14000	8980	5000	26000	10800
Sb	mg/kg	3	88	31	33	210	1100	736	220	1200	554
Se	mg/kg					0	200	55	810	1950	1210
Sn	mg/kg					8	2000	1100	355	2800	1120
Zn	mg/kg	550	5200	1800	2150	6900	54000	28200	7400	100000	30600

Bron: Born, 1993/94/95

Uitloging AVI-reststoffen

		Eisen Bouw- stoffenbesluit		Eisen grenswaarde notitie		Kolomproef L/S = 10			Kolomproef L/S = 1			Filterkoek		
		Cat.1	Cat.2	U0-norm	U1-norm	Range	Gemidd.	Gemidd.	Range	Gemidd.	Gemidd.	Range	Gemidd.	Gemidd.
		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	1991 - 1993	91-'93	1994	1993 - 1994	93-'94	91-'93	1993 - 1994	93-'94	93-'94
pH	-			5 - 13	3 - 13				6,1	11,9	9,1	7,4	12,3	9,5
Na	mg/kg								0	270000	50500	0	9790	3610
K	mg/kg								2700	45000	28500			
Ca	mg/kg								350	330000	170000	22	10000	2990
Br	mg/kg	2,9	4,1	15	160						920			98
Cl	mg/kg	600	8800	50000	50000	600	9120	2760	28600	226000	79900	3250	18100	9210
F	mg/kg	13	100	25	280				0	31	6	2	51	10
SO4	mg/kg	750	22000	80000	80000	535	11600	4550	1250	71300	12600	94	9400	2220
Metalen:														
Co	mg/kg	0,42	2,5	2	6				0,001	0,04	0,013	0,001	0,02	0,006
Cr	mg/kg	1,3	12	30	30	0,005	0,68	0,116	0,002	1,25	0,105	0,001	0,16	0,029
Cu	mg/kg	0,72	3,5	7	10	0,104	12,8	4,58	0,007	13,9	0,903	0,003	0,39	0,1
Mo	mg/kg	0,28	0,91	0,04	3	0,09	9,71	1,78	0,14	20	6,46	0,03	0,63	0,257
Ni	mg/kg	1,1	3,7	8	10	0,009	0,47	0,108	0,001	0,75	0,069	0,001	0,072	0,022
V	mg/kg	1,6	32	0,4	20				0	0,5	0,091	0,003	0,041	0,018
Vluchtige metalen:														
As	mg/kg	0,88	7	9	9	0,001	0,049	0,009	0,001	0,15	0,017	0,001	0,002	0,001
Ba	mg/kg	5,5	58	20	60				0,077	33	3,5	0,043	1,35	0,41
Cd	mg/kg	0,032	0,066	0,05	0,2	0,0001	0,009	0,0015	0,01	260	58,8	0	2,45	0,203
Hg	mg/kg	0,018	0,076	0,1	0,1				0	0	0	0	0,08	0,013
Pb	mg/kg	1,9	8,7	4	25	0,01	9,2	0,685	0,1	1600	148	0,001	28	2,33
Sb	mg/kg	0,045	0,43	0,1	0,8	0,005	0,956	0,147	0,001	1,5	0,293	0,001	0,95	0,184
Se	mg/kg	0,044	0,1	0,02	0,3				0,019	1,5	0,592			
Sn	mg/kg	0,27	2,4	0,1	6				0,1	10	1,2	0,01	0,5	0,155
Zn	mg/kg	3,8	15	10	40	0,048	4,67	0,384	0,41	6000	977	0,01	4,15	0,786

Bron: Born, 1993/94/95

Relatieve uitloging (in % van samenstelling):

		Bodemass				Vliegass				Filterkoek		
		Range		Gemidd.	Gemidd.	Range		Gemidd.	Gemidd.	Range		Gemidd.
		1991 - 1993		91-'93	1994	1993 - 1994		93-'94	91-'93	1993 - 1994		93-'94
Na	mg/kg					0,0%	540,0%	146,0%			37,7%	46,7%
K	mg/kg					10,8%	75,0%	70,4%				
Ca	mg/kg					43,2%	143,5%	146,6%		6,7%	2,9%	1,6%
Br	mg/kg	0,0%	0,0%	0,0%					174,9%			
Cl	mg/kg	37,5%	160,0%	92,0%	104,0%	130,0%	211,2%	115,3%		61,3%	35,5%	47,7%
F	mg/kg					0,0%	0,8%	2,6%		8,0%	2,9%	5,1%
SO ₄	mg/kg	13,7%	55,0%	35,0%	8,2%	11,3%	67,3%	47,9%		30,8%	27,0%	20,2%
Metalen:												
Co	mg/kg					0,0%	0,1%	0,1%		0,1%	0,1%	0,1%
Cr	mg/kg	0,0%	0,2%	0,1%	0,1%	0,0%	0,2%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Cu	mg/kg	0,0%	0,2%	0,2%	0,1%	0,0%	0,8%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Mo	mg/kg	2,4%	15,4%	13,7%	7,8%	1,4%	3,1%	9,2%	5,1%		0,7%	2,1%
Ni	mg/kg	0,0%	0,1%	0,1%	0,1%	0,0%	0,1%	0,1%	1,0%	0,1%	0,0%	0,0%
V	mg/kg					0,0%	1,1%	0,3%		0,3%	0,1%	0,1%
Vluchtige metalen:												
As	mg/kg	0,2%	0,4%	0,2%	0,2%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Ba	mg/kg						2,8%	0,6%	0,1%	1,4%	0,4%	0,3%
Cd	mg/kg	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	50,0%	17,0%	2,7%	0,0%	0,2%	0,0%
Hg	mg/kg						0,0%	0,0%		0,0%	0,0%	0,0%
Pb	mg/kg	0,0%	0,2%	0,1%	0,0%	0,0%	11,4%	1,6%	1,6%	0,0%	0,1%	0,0%
Sb	mg/kg	0,2%	1,1%	0,5%	0,7%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%
Se	mg/kg						0,8%	1,1%	2,8%	0,0%	0,0%	0,0%
Sn	mg/kg					1,3%	0,5%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Zn	mg/kg	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	11,1%	3,5%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%