



(Contract 021211 aanvulling)

**Energetische valorisatie van hoogcalorische
afvalstromen in Vlaanderen:
uitstoot van zware metalen**

Eindrapport

J. Theunis, A. Van der Linden, P. Nielsen

Studie uitgevoerd in opdracht van OVAM

2003/IMS/R/069



Vito

Boeretang 200, 2400 Mol, België, Tel.: +32 14 33 55 11, vito@vito.be, www.vito.be

April 2003

INHOUDSTABEL

0	MANAGEMENTSAMENVATTING.....	1
1	CONTEXT.....	3
2	ZWARE METALEN IN BRANDSTOFFEN EN AFVALSTOFFEN.....	5
2.1	Zware metalen in de bestudeerde HCSA stromen.....	5
2.2	Zware metalen in de vervangen brandstoffen	9
2.3	Overzicht en besluiten	9
3	UITSTOOT VAN ZWARE METALEN BIJ VERBRANDING	11
3.1	Klinkeroven	11
3.1.1	Gedrag van zware metalen in het klinkerproces.....	11
3.1.2	Transferfactoren van zware metalen naar rookgassen en producten.....	12
3.2	Verbrandingsinstallatie.....	14
3.2.1	Gedrag van zware metalen in verbrandingsinstallaties	14
3.2.2	Gedrag in de rookgasreiniging	14
3.3	Uitstoot van zware metalen naar de lucht in een elektriciteitscentrale	17
3.4	Uitstoot van zware metalen naar de lucht in een wervelbedoven	18
4	INSCHATTING VAN HET RISICO OP EEN VERHOOGDE UITSTOOT VAN ZWARE METALEN NAAR DE LUCHT	20
4.1	Vergelijkend overzicht van de transferfactoren naar de lucht.....	20
4.2	Berekening van de totale uitstoot naar de lucht bij energetische valorisering van hoogcalorisch afval.....	21
4.2.1	Verwerking van hoogcalorische afvalstoffen in wervelbedovens volgens het referentiescenario	23
4.2.2	Bijstook van hoogcalorische afvalstoffen in klinkerovens volgens het referentiescenario	24
4.2.3	Bijstook van hoogcalorische afvalstoffen in elektriciteitscentrales volgens het referentiescenario	26
4.2.4	Overzicht van de mogelijke toename (afname) van de uitstoot van zware metalen bij energetische valorisering van hoogcalorisch afval	28
5	UITLOGING VAN ZWARE METALEN UIT CEMENTPRODUCTEN	30
6	BESLUITEN	32

0 MANAGEMENTSAMENVATTING

In de Scenariostudie voor de energetische valorisatie van hoogcalorische afvalstromen (HCA) in Vlaanderen werden mogelijke verwerkingsscenario's voor het aanbod van hoogcalorische afvalstromen geanalyseerd. In deze studie wordt nagegaan of er gevaar bestaat dat door verbranden van hoogcalorische afvalstoffen, zoals in de scenariostudie voorzien in het referentiescenario voor het jaar 2007, de uitstoot van zware metalen naar de lucht toeneemt, en zo ja, in welke mate deze zou kunnen toenemen. Daartoe wordt nagegaan hoe een eventuele toename zich verhoudt tot de totale uitstoot van zware metalen in Vlaanderen.

Het risico op een verhoging van emissies van zware metalen werd onrechtstreeks ingeschat via gegevens over afval- en brandstofsamenstellingen, en gemiddelde transferfactoren van zware metalen naar de lucht in de verschillende beschouwde verwerkingsprocessen. In een eerste stap werd nagegaan welke gehalten aan zware metalen worden teruggevonden in de beschouwde afvalstoffen, en in de brandstoffen die door de inzet van deze afvalstoffen worden vervangen.

Vervolgens werd nagegaan hoe de zware metalen zich gedragen bij (co-)verbranding in een klinkeroven, in een elektriciteitscentrale en in een wervelbedoven. Voor elk van de drie verwerkingstechnieken werden emissiefactoren uit de literatuur opgezocht en vergeleken.

Tenslotte werden op basis van de gehalten aan zware metalen en de gevonden transferfactoren inschattingen gemaakt van het verschil in de totale uitstoot van zware metalen bij (co-)verbranding van afvalstoffen t.o.v. de klassieke brandstoffen. Ook werd nagegaan hoe de uitstoot bij de verschillende verwerkingstechnieken onderling verschilt.

Ook werd kort de stand van de kennis samengevat rond het lange termijn gedrag van de metalen die worden vastgelegd in cementproducten.

Door de grote spreiding op de basisgegevens voor brandstof- en afvalsamenstelling, en door de onzekerheid op de gebruikte transferfactoren zit ook op de inschatting van het risico op een verhoogde uitstoot van zware metalen een grote spreiding en onzekerheid. Globaal kan besloten worden dat bij de energetische valorisering van de in Vlaanderen geproduceerde HCA stromen een risico bestaat op verhoogde uitstoot van Hg, Cu en Cd.

Vooraf voor Hg is er een grote onzekerheid. Rekening houdend met gemiddelde waarden voor brandstof- en afvalsamenstelling zou de uitstoot van Hg nagenoeg gelijk blijven. Afhankelijk van de basisveronderstellingen kan de uitstoot echter ook sterk toenemen of sterk afnemen.

De hoge transferfactoren naar de lucht voor Hg in klinkerovens en elektriciteitscentrales liggen aan de basis van mogelijke risico's. Dat zowel sterke toenames als afnames mogelijk zijn, heeft verder te maken met de vrij brede intervallen die zowel voor het Hg-gehalte in de afvalstoffen als voor het Hg-gehalte in de vervangen steenkool werden gehanteerd. Daardoor kan het Hg-gehalte in de meeste hier beschouwde afvalstoffen zowel een stuk hoger als een stuk lager liggen dan in de vervangen steenkool. Enkel het Hg-gehalte van shredderafval overschrijdt in alle gevallen het gemiddelde Hg-gehalte voor steenkool.

Mogelijke risico's voor een verhoogde uitstoot van Hg zijn de verwerking van kunststoffen en shredderafval in klinkerovens, en de verwerking van RDF in elektriciteitscentrales.

Bij de andere metalen lijken vooral Cu en Cd eventueel problemen te kunnen stellen. Het risico op een verhoogde uitstoot van Cu is grotendeels te herleiden tot de verwerking van RDF in elektriciteitscentrales en in mindere mate shredderafval in klinkerovens. Voor RDF is er grote onzekerheid over het Cu-gehalte en werd een breed interval gebruikt.

De verhoogde Cd-uitstoot is te verklaren door het lage gehalte aan Cd in steenkool en de relatief hoge transferfactor voor Cd in klinkerovens en elektriciteitscentrales. Vooral de verwerking van kunststoffen in klinkerovens en de verwerking van RDF in elektriciteitscentrales kunnen bijdragen tot een verhoogde uitstoot (+ 0,3 – 0,4 %). In mindere mate is dit ook het geval voor verwerking van shredderafval in klinkerovens en van behandeld hout in elektriciteitscentrales.

Daarnaast zijn er ook consistent lichte verhogingen voor Co, Pb en Zn. Deze lichte verhogingen moeten echter gerelativeerd worden. Er wordt immers ook geen inschatting gemaakt van de uitstoot bij de huidige verwerking van de beschouwde afvalstromen.

Voor uitloging uit cementproducent zijn weinig risico te verwachten. Enkel Cr(VI) zou in sommige omstandigheden kunnen uitloggen.

1 CONTEXT

In de Scenariostudie voor de energetische valorisatie van hoogcalorische afvalstromen (HCA) in Vlaanderen werden mogelijke verwerkingsscenario's voor het aanbod van hoogcalorische afvalstromen geanalyseerd. Daarbij werden echter geen inschattingen gemaakt van de emissies van zware metalen naar de lucht.

In deze studie wordt nagegaan of er gevaar bestaat dat door verbranden van hoogcalorische afvalstoffen, zoals in de scenariostudie voorzien in het referentiescenario voor het jaar 2007, de uitstoot van zware metalen naar de lucht toeneemt, en zo ja, in welke mate deze zou kunnen toenemen. Daartoe wordt nagegaan hoe een eventuele toename zich verhoudt tot de totale uitstoot van zware metalen in Vlaanderen.

De vraag die in deze studie aan de orde is, is dus niet of al dan niet voldaan wordt aan de opgelegde emissiegrenswaarden, maar wel of er een toename is van de vracht die uitgestoten wordt (m.a.w. rekening houdend met het zgn. "opvuleffect" van de emissiegrenswaarde, of een eventuele "verdunning" van de emissies te wijten aan een deel van ingezette brandstof in het geheel van de emissies).

De cementindustrie beschikt over gemeten emissies in geval van bijstook van afval. Het probleem blijft echter om op basis van deze gegevens een verband te leggen naar de specifieke emissies t.g.v. het verbranden van een specifieke afvalstof. Gelet op de lage concentraties die worden gemeten in de rookgassen, de eventuele foutenmarge die op deze metingen bestaat, en de sterke "verdunning" die optreedt bij bijstook in cementovens en elektriciteitscentrales, kunnen geen besluiten getrokken worden enkel op basis van gemeten emissies.

Daarom werd het risico op een verhoging van emissies van zware metalen onrechtstreeks ingeschat via gegevens over afval- en brandstofsamenstellingen, en gemiddelde transferfactoren van zware metalen naar de lucht in de verschillende beschouwde verwerkingsprocessen.

In een eerste stap werd nagegaan welke gehalten aan zware metalen worden teruggevonden in de beschouwde afvalstoffen, en in de brandstoffen die door de inzet van deze afvalstoffen worden vervangen.

Vervolgens werd nagegaan hoe de zware metalen zich gedragen bij (co-)verbranding in een klinkeroven, in een elektriciteitscentrale en in een wervelbedoven. Voor elk van de drie verwerkingstechnieken werden emissiefactoren uit de literatuur opgezocht en vergeleken.

Tenslotte werden op basis van de gehalten aan zware metalen en de gevonden transferfactoren inschattingen gemaakt van het verschil in de totale uitstoot van zware metalen bij (co-) verbranding van afvalstoffen t.o.v. de klassieke brandstoffen. Ook werd nagegaan hoe de uitstoot bij de verschillende verwerkingstechnieken onderling verschilt.

In geval van co-verbranding in klinkerovens worden zware metalen voor een groot deel vastgelegd in de cementmatrix. Ook hierrond worden soms vragen gesteld naar het lange termijn gedrag van deze vastgelegde metalen. Daarom wordt in het laatste hoofdstuk kort de stand van de kennis terzake samengevat.

De evaluatie beperkt zich tot de afvalstromen die in de scenario-studie rond HCSA werden opgenomen, en tot de hoeveelheden die daar verwerkt worden. De conclusies hebben dus enkel betrekking op deze afvalstromen en zijn niet zomaar te veralgemenen naar de inzet van andere afvalstoffen als vervangende grond- of brandstof in thermische processen.

Enkele zware metalen zoals lood en kwik zijn reeds lang bekende veroorzakers van toxicologische verschijnselen bij de mens en in de natuur. Dit gaf aanleiding tot het onderbrengen van zowat alle milieutoxicologische elementen bij de zware metalen, ook al zijn sommige van deze elementen niet echt zwaar of metallisch (bijvoorbeeld arseen). Bepaalde zware metalen zijn in kleine concentratie onmisbaar voor het menselijk organisme (bijvoorbeeld chroom, koper en zink), maar hoge concentraties zijn toxisch. Zware metalen zijn biologisch niet afbreekbaar, zodat de concentratie ervan slechts afneemt door fysische verwijdering¹.

In deze studie wordt gekeken naar As, Cd, Co, Cr, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Sn, Tl, V en Zn. Op Zn na zijn dit de zware metalen die gereguleerd zijn in VLAREM en in richtlijn 2000/76/EG. As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb en Zn worden gereguleerd in VLAREA in verband met emissies naar de bodem. Deze zware metalen werden door de derde noordzeeconventie als prioritair beschouwd.

2 ZWARE METALEN IN BRANDSTOFFEN EN AFVALSTOFFEN

2.1 Zware metalen in de bestudeerde HCSA stromen

In Tabel 1 worden ranges aangegeven waarbinnen de gehalten aan zware metalen voor de geïnventariseerde stromen zich waarschijnlijk bevinden. Verder in deze studie wordt bij berekeningen zowel met de boven- als de onderwaarde uit deze tabel rekening gehouden.

Voor alle geïnventariseerde stromen geldt dat de gehalten aan zware metalen die in de literatuur werden gevonden een brede spreiding vertonen. In sommige gevallen zijn er geen rechtstreekse gegevens over de beschouwde afvalstromen en werden deze afgeleid uit gegevens over gelijkaardige stromen. Er werden niet altijd van alle te beschouwen metalen gehalten gevonden voor alle geïnventariseerde stromen. Voor TI werden enkel waarden gevonden voor rubberbanden.

Hieronder wordt een overzicht gegeven van de gebruikte gegevens en gegevensbronnen.

Onbehandeld hout: Phyllis-gegevensbankⁱⁱ

Behandeld hout: Phyllis-gegevensbank; meetgegevens Vitoⁱⁱⁱ;

Voor behandeld hout werden in de Phyllis-gegevensbank talrijke gegevens gevonden. Uit de Phyllis-gegevens werden extreme onder- en bovenwaarden weggelaten. In het geval van de bovenwaarden gaat het om een staal van hout geïmpregneerd met zouten en een staal resthout uit een composteerinstallatie voor organisch huishoudelijk afval.

Eigen metingen van Vito geven hogere waarden aan voor Cd en Zn, en lagere waarden voor Cu. Vooral voor Cd leidt dit tot een vrij breed interval.

In de gegevens zitten een aantal inconsistenties tussen onbehandeld en behandeld hout: voor Mn, Ni en V liggen de waarden voor onbehandeld hout hoger dan voor behandeld hout.

Kunststof: berekeningen CE-Delft^{iv} voor kunststof uit HHA; gewogen gemiddelde voor verschillende kunststofstromen berekend uit gegevens gerapporteerd door Febelcem^v; gegevens kunststofverpakkingen en kunststof-niet-verpakkingen uit GUA studie (R. Kronberger, 2001^{vi}, samenvatting van gegevens uit diverse bronnen)

Kunststoffen kunnen grote hoeveelheden Cd bevatten. Ook voor Cu en Pb worden vrij hoge gehalten teruggevonden.

Papierresidu: de gegevens gebruikt voor papierresidu werden door CE-Delft berekend op basis van gegevens afkomstig van (Krajenbrink, 1996^{iv}) voor rejets uit de papierindustrie; GUA studie voor gegevens papier-karton (R. Kronberger, 2001^{vi}, samenvatting van gegevens uit diverse bronnen)

Tapijtafval: samenstellingsgegevens over het tapijtafval werden door CE-Delft bekomen door mondelinge communicatie met (Retourvloer Arhem, 1999)

Voor textielafval zijn slechts voor 4 zware metalen analysegegevens beschikbaar. Deze gegevens werden door (R. Kronberger, 2001^{vi}) samengebracht op basis van verschillende studies^{vii}. phyllis-gegevensbank.

Shredderafval: De gebruikte gegevens betreffende de samenstelling van shredderafval zijn afkomstig van (Croezen en Bergsma, 1997^{viii}), de Phyllis-gegevensbank (analyses gedaan door ECN), Mirabile et al (2002), gegevens Febelcem^v

De gegevens van Febelcem liggen over het algemeen lager dan de gegevens uit de andere bronnen (vooral de opgegeven minimumwaarden). Febelcem geeft expliciet op dat het gaat om zwaar shredderresidu.

De gegevens uit de Phyllis-gegevensbank gelden voor gemengd shredderresidu.

RDF: De gegevens voor RDF komen uit verschillende bronnen. Het is niet steeds duidelijk wat precies onder RDF verstaan wordt. Uit de CE-Delft^{xxvi} studie werden de gegevens overgenomen voor RDF en voor de afgescheiden lichte fractie van het HHA^{iv}. Beide verschillen weinig van elkaar. Febelcem geeft waarden op voor “fluff (RDF in pellets). Het gaat hier waarschijnlijk niet om RDF uit huishoudelijk afval. De minimumwaarden opgegeven door Febelcem liggen behalve voor Zn een heel stuk onder de waarden uit de CE-Delft studie. Dit is zeker zo voor Cd, Cr, Cu en Ni. Ook de maximumwaarde voor Cd ligt een stuk onder de waarden uit de CE-Delft studie. Voor Zn en Pb liggen ze een stuk hoger. De gegevens in de Phyllisgegevensbank (2 stalen) zijn vergelijkbaar met de Febelcem-waarden. Eén staal ligt echter een stuk hoger in Hg-gehalte.

Voor diermeel werden geen waarden gevonden. Er wordt aangenomen dat hierin geen betekenisvolle zware metalen gehalten worden teruggevonden.

Tabel 1 Overzicht van het gehalte aan zware metalen in de bestudeerde HCSA-stromen

Component	hout onbehandeld		hout behandeld		kunststoffen		papierrecyclageresidu		textiel en tapijafval		autobanden		shredderafval		RDF	
	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max
mg/kg																
As	0,1	1,4	7,7	10,2	3,0	3	2	2	5	6	5	20		10	0,5	8,0
Cd	0,04	0,7	0,8	6,0	5,01	22	0	9	0,0106	0,2		8		45	0,6	15,4
Co	1,9	1,9		4,3	0,1	0,1	7	10	3	3	200	200		6	45	1,2
Cr	0,7	22,6	17,1	29,5	22,5	23	24	35	4	4	97	150		18	800	5,0
Cu	2,8	21,9	19,7	43,4	65,4	90	132	200	10	10	15	15		300	25.700	20,0
Hg	0,1	0,1	0,1	0,3	0,1	0,602	0,1	0,1	0,01	0,074	0,17	0,17		0,3	1,0	0,01
Ni	27,5	27,5		10,3	0,9	1	21	30	0,92	0,92	10	77		5	700	1,7
Pb	4,2	29	229,4	268,5	162,0	359	38	170	9	76,7	410	410		200	2.700	41,5
Sb	0,8	0,8		3,2	9,0	9	3	5	10	12	0,01	0,01		200	470	9,0
Sn	1,7	1,7		1,6							0,01	0,01		10	1.070	0,1
Tl											0,25	0,25				
V	4,3	4,3		2,5	22,5	23	8	12	2,5	3	1	5		10	30	33,7
Zn	50	110	343,5	1864,1	168,4	440	33	219	250	646	12000	16.000		1.300	19.000	600,0

Tabel 2: Verhouding van de gehalten aan zware metalen in de beschouwde afvalstromen (in mg/kg) ten opzichte van het gemiddelde gehalte in steenkool (in mg/kg)

	hout onbehandeld		hout behandeld		kunststoffen		papierrecyclageresidu		textiel en tapijafval		autobanden		shredderafval		RDF	
	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max
As	0,0	0,1	0,8	1,0	0,3	0,3	0,2	0,2	0,5	0,6	0,5	2,0		1,0	0,1	0,8
Cd	0,1	1,8	2,0	15,3	12,9	55,6	0,7	23,1	0,0	0,5		20,5	23,1	115,4	1,5	39,6
Co	0,3	0,3		0,8	0,0	0,0	1,2	1,8	0,5	0,5	35,7	35,7	1,1	8,0	0,2	14,0
Cr	0,0	1,0	0,7	1,2	0,9	0,9	1,0	1,5	0,2	0,2	4,1	6,3	0,8	33,8	0,2	4,3
Cu	0,2	1,7	1,5	3,4	5,1	7,0	10,3	15,6	0,8	0,8	1,2	1,2	23,3	2000,0	1,6	29,3
Hg	0,5	0,5	0,5	1,9	0,5	3,3	0,3	0,8	0,1	0,4	0,9	0,9	1,6	5,4	0,1	9,0
Ni	1,2	1,2		0,4	0,0	0,0	0,9	1,3	0,0	0,0	0,4	3,2	0,2	29,3	0,1	4,0
Pb	0,2	1,6	12,5	14,6	8,8	19,5	2,0	9,2	0,5	4,2	22,3	22,3	10,9	146,7	2,3	19,0
Sb	0,7	0,7		2,9	8,0	8,0	3,0	4,4	8,9	10,7	0,0	0,0	177,8	417,8		8,0
Sn	0,0	0,0		0,0							0,0	0,0	0,2	24,6		0,0
Tl											0,4	0,4				
V	0,1	0,1		0,1	0,8	0,8	0,3	0,4	0,1	0,1	0,0	0,2	0,3	1,0		1,2
Zn	1,1	2,5	7,8	42,3	3,8	10,0	0,8	5,0	5,7	14,6	272,1	362,8	29,5	430,8		13,6

aantal malen hoger dan de gemiddelde waarde voor steenkool

2	-	5
5	-	10
>		10

Tabel 3: Verhouding van de gehalten aan zware metalen in de beschouwde afvalstromen (in mg/GJ) ten opzichte van het gemiddelde gehalte in steenkool (in mg/JG)

	hout onbehandeld		hout behandeld		kunststoffen		papierrecyclageresidu		textiel en tapijtafval		autobanden		shredderafval		RDF	
	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max
As	0,0	0,3	1,5	1,9	0,3	0,3	0,3	0,2	0,8	0,8	0,5	1,7			0,1	1,1
Cd	0,2	3,4	3,7	28,9	13,9	46,4	1,3	23,1	0,0	0,7		17,1	41,8	187,1	2,8	56,4
Co	0,6	0,6		1,4	0,0	0,0	2,3	1,8	0,9	0,7	32,9	29,8	1,9	13,0	0,4	20,0
Cr	0,1	1,8	1,4	2,4	1,0	0,8	2,0	1,5	0,3	0,2	3,8	5,3	1,4	54,7	0,4	6,2
Cu	0,4	3,2	2,9	6,4	5,5	5,8	20,0	15,6	1,3	1,1	1,1	1,0	42,3	3243,5	2,8	41,7
Hg	1,0	1,0	0,9	3,6	0,5	2,7	0,6	0,8	0,1	0,6	0,8	0,8	2,9	8,8	0,1	4,5
Ni	2,2	2,2		0,8	0,0	0,0	1,7	1,3	0,1	0,1	0,4	2,7	0,4	47,5	0,1	5,7
Pb	0,4	3,0	23,6	27,7	9,5	16,3	4,0	9,2	0,8	5,8	20,5	18,6	19,7	238,0	4,1	27,1
Sb	1,3	1,3		5,4	8,7	6,7	5,8	4,4	14,8	14,8	0,0	0,0	322,2	677,5		11,4
Sn	0,1	0,1		0,1							0,0	0,0	0,4	39,9		0,0
Tl											0,4	0,3				
V	0,3	0,3		0,2	0,8	0,6	0,6	0,4	0,1	0,1	0,0	0,2	0,6	1,7		1,7
Zn	2,1	4,7	14,8	80,1	4,1	8,3	1,5	5,0	9,5	20,4	250,6	302,7	53,4	698,7		19,4

aantal malen hoger dan de gemiddelde waarde voor steenkool

2	-	5
5	-	10
>		10

2.2 Zware metalen in de vervangen brandstoffen

Tabel 4 geeft een overzicht van het gehalte aan zware metalen in steenkool en petcoke. In de literatuur worden ook hiervoor zeer uiteenlopende waarden gevonden. In de BREF voor grote stookinstallaties worden gemiddeldes opgegeven voor steenkool afkomstig van verschillende landen.^{ix} Febelcem geeft ranges en gemiddelde waarden op voor steenkool, petcoke, steenkoolslib en schist, die o.a. gebaseerd zijn op metingen uitgevoerd in de periode 1992 – 1994. In (Meij, 1989) worden vergelijkbare waarden weergegeven.^{xiii}

Omdat het onmogelijk is om voor alle gevallen precies na te gaan welke steenkool normaal gebruikt wordt, worden ook hier verder ranges gehanteerd gebaseerd op de bovenvermelde gegevens. Voor As, Cd, Hg, Ni en Pb is de bovenwaarde 5 tot 15 maal hoger dan de onderwaarde, voor Zn zelfs 30 maal.

Tabel 4 Overzicht van het gehalte aan zware metalen in vervangen brandstoffen

Component mg/kg	steenkool		Petcoke	
	min	max	min	max
As	1,4	18,5	1,5	6,5
Cd	0,05	0,73	0,1	0,3
Co	3,2	8		
Cr	7,4	40	5	104
Cu	8,8	16,9	6	8,8
Hg	0,04	0,33	0,1	0,1
Mn	19	200	17	24
Ni	7,3	40,5	200	300
Pb	4,8	32	6	10
Sb	0,65	1,6	0,11	0,31
Sn	25	62		
Tl	0,6	0,7	0,04	3
V	14,8	43	23	900
Zn	3,2	85	15	15

Voor petcoke liggen de gevonden waarden voor Ni 5 tot 10 maal hoger en voor V tot 20 maal hoger dan de maximumwaarde voor steenkool. Voor Tl ligt de minimumwaarde beneden de minimumwaarde voor steenkool. Ni en V zijn dus relevant voor petcoke. Verder zal uitsluitend gewerkt worden met de waarden voor steenkool. Dit kan dus voor Ni of V leiden tot een onderschatting van de vermeden emissies bij bijstook in klinkerovens. In de scenariostudie werd immers verondersteld dat afvalstoffen een mengsel van steenkool en petcoke vervangen.

2.3 Overzicht en besluiten

In Tabel 2 wordt aangegeven hoe het gehalte aan zware metalen in de afvalstoffen uitgedrukt in mg/kg zich verhoudt tot het gehalte aan zware metalen in steenkool. In Tabel 3 wordt dezelfde verhouding aangegeven voor de gehalten uitgedrukt in mg/GJ. Overschrijdingen van 2 tot 5 maal het gemiddelde gehalte in steenkool worden aangegeven in licht oranje. Overschrijdingen van 5 tot 10 maal worden weergegeven in donker oranje. Overschrijdingen van meer dan 10 maal tenslotte worden in het rood aangegeven.

Anderzijds zijn er een aantal afvalstoffen die een lager gehalte aan zware metalen hebben dan het gemiddelde voor steenkool. Vervanging van steenkool door deze afvalstoffen kan dus leiden tot een verminderde uitstoot van zware metalen.

- Shredderafval overschrijdt de waarden van steenkool voor bijna alle zware metalen in grote mate.
- Voor RDF is er een grote range tussen de boven- en de onderwaarde. De bovenwaarden overschrijden de waarden voor steenkool voor bijna alle zware metalen in grote mate. De onderwaarden daarentegen liggen voor As, Co, Cr, Hg en Ni een heel stuk beneden de gemiddelde waarde voor steenkool.
- Voor autobanden zijn er belangrijke overschrijdingen voor Zn, Co en Pb. Voor Cd zit er een groot verschil tussen onder – en bovenwaarde. Cr, Ni en As overschrijden de gemiddelde steenkoolwaarde in mindere mate.
- Voor kunststoffen zijn er aanzienlijke overschrijdingen voor Cd, Pb, Cu, Sb en Zn. Ook Hg kan een stuk hoger liggen dan in steenkool.
- Voor behandeld hout vertonen Zn, Pb en Cd de hoogste overschrijding. Voor Cd is er echter weer een brede range. Ook Cu ligt hoger bij behandeld hout dan bij steenkool.
- Voor residu's van papierrecyclage ligt Cu een heel stuk hoger dan in steenkool. Ook Cd kan een heel stuk hoger liggen. Ook Pb, Sb en eventueel Zn liggen hoger.
- Voor textiel- en tapijtafval tenslotte overschrijden het Sb- en het Zn-gehalte het gemiddelde gehalte in steenkool beduidend. Ook Pb zou een stuk hoger kunnen liggen. Alle andere zware metalen liggen lager dan bij steenkool. (Eerder werd gesteld dat deze cijfers gebaseerd zijn op slechts één staal. Ze zijn dus omzichtig te interpreteren.)

Deze tabellen geven een eerste indicatie op welke punten eventueel problemen te verwachten zijn. Zoals verder blijkt wordt het uiteindelijke risico op een significant verhoogde uitstoot naar de lucht echter evenzeer bepaald door de verwerkingstechniek, de voorziene rookgasreiniging en de verhouding van ene eventuele verhoogde uitstoot in vergelijking met de totale uitstoot in Vlaanderen.

3 UITSTOOT VAN ZWARE METALEN BIJ VERBRANDING

Totale procesemissies van klinkerovens, afvalverbrandingsinstallaties, elektriciteitscentrales geven geen informatie over het risico op een verhoogde uitstoot t.g.v. van de verwerking van specifieke afvalstoffen. Wel kunnen uit de literatuur algemene transferfactoren van zware metalen naar lucht en (rest)producten worden afgeleid. Er wordt dan van uitgegaan dat de zware metalen afkomstig van de afvalstoffen zich op eenzelfde wijze gedragen. Binnen bepaalde grenzen is dit verantwoord. Tests bij KEMA toonden namelijk aan dat bij bijstook van 10 % op droge-massa-basis het gedrag van de elementen, Hg inbegrepen, niet veranderde.^{xix} In klinkerovens domineren volgens de *Verein Deutsche Zementwerke* de grondstofgebonden emissie van zware metalen de brandstofgebonden emissies.^x

3.1 Klinkeroven

3.1.1 Gedrag van zware metalen in het klinkerproces

Onder de heersende omstandigheden in het klinkerproces worden niet-vluchtige elementen (chrom, arseen, nikkel, vanadium, mangaan, zink) volledig gebonden in de klinker. Cu en Sb kunnen verdampen in de klinkerzone en vervolgens opnieuw condenseren in de koudere delen van de oven.

Elementen zoals lood en cadmium reageren bij voorkeur met de overmaat chlorides en sulfaten in de sectie tussen de oven en de 'preheater'. Ze vormen zo weinig-vluchtige verbindingen. Deze verbindingen condenseren op de inkomende grondstofdeeltjes of op deeltjes in de rookgassen bij temperaturen tussen 700°C en 900 °C. Thallium en zijn verbindingen condenseren in het bovenste deel van de cycloon-voorverwarmer bij temperaturen tussen 450 en 500°C. Een deel van deze metalen condenseert op de stofdeeltjes in de rookgassen en wordt afgescheiden in de stoffilter, waarna ze terug ingebracht worden in het proces. Hierdoor kan een aanrijking van deze metalen in het stofcircuit optreden. Daardoor zijn de transferfactoren naar de gezuiverde rookgassen voor deze metalen lager dan voor de andere metalen.

Kwik en zijn verbindingen worden niet neergeslagen in de oven of in de preheater. Ze condenseren in de rookgaskanalen als gevolg van de afkoeling van het gas en ze worden deels geabsorbeerd op grondstofdeeltjes. Dit deel wordt neergeslagen in de rookgasfilter. Een belangrijk deel blijft echter vluchtig en wordt niet opgevangen door de stoffilter.

De belangrijkste, en doorgaans enige, rookgaszuiveringsinstallatie na een klinkeroven is de ontstopping van de rookgassen met behulp van een elektro- of doekenfilter. Het opgevangen stof wordt teruggevoerd in de klinkeroven. Uiteindelijk verlaten zware metalen het klinkerproces dus ofwel via het product ofwel via de gezuiverde rookgassen.

Bij Ciments d'Obourg werden net door de bijkomende emissie-eisen die gesteld werden voor het meeverbranden van afvalstoffen, stoffilters geïnstalleerd, waardoor de totale uitstoot van zware metalen sinds het meeverbranden van afvalstoffen sterk afgenomen is.^{xii}

3.1.2 Transferfactoren van zware metalen naar rookgassen en producten

In een studie van BZL in opdracht van EEB^{xi} wordt een overzicht gegeven van verschillende transferfactoren van zware metalen naar het product en naar de gezuiverde rookgassen, en wordt het gemiddelde berekend van de verschillende transferfactoren. Op basis van deze gegevens werd een gemiddelde transferfactor berekend (Tabel 5). Eén van de bronnen geeft sterk afwijkende waarden aan voor cadmium, lood en zink. De gegevens hebben betrekking op een Poolse installatie. Deze werd niet mee opgenomen in het gemiddelde.

Voor de meeste metalen zouden deze waarden overeenkomen met waarden die voor de Belgische cementnijverheid van toepassing zijn. Enkel voor Hg zou de transferfactor naar de lucht eerder rond 0,2 liggen.^{xii}

Tabel 5: Overzicht van transferfactoren van zware metalen naar het product en naar de gezuiverde rookgassen

	VDZ	VDZ	Gallenk./ Braungart	BZL	GCI	Graf	PRIZMA studie Oostenrijk	Gierzato- wicz Polen	Gemiddelde transferfactoren (zonder Polen)	
	Duitsland	Duitsland	Duitsland	Duitsland	VS	Zwitserland		één bedrijf	gezuiverde rookgassen	product
	gemiddelde Duitse cement- industrie	gemiddelde Duitse cement- industrie		gemiddelde NR- Westfalen	gemiddelde van 34 ovens	theoretische berekening, zonder coke filter				
	droog	droog	droog	droog	nat/droog	droog	droog	nat		
Cadmium	0,170%	0,003%	0,050%	0,280%	0,440%	0,020%	0,020%	14,000%	0,140%	99,860%
Mercury	40,000%	30,000%	93,000%	75,000%		16,000%	40,000%		49,000%	51,000%
Lead	0,050%	0,002%	0,020%	0,360%	0,640%	0,010%	0,040%	7,000%	0,160%	99,840%
Zinc	0,030%	0,001%	0,007%	0,010%		0,001%	0,010%	3,000%	0,010%	99,990%
Antimony	0,030%	0,001%	0,020%	0,030%	0,160%	0,010%			0,042%	99,958%
Arsenic	0,020%	0,001%	0,020%	0,010%	0,060%	0,010%			0,020%	99,980%
Chromium	0,012%	0,001%	0,004%	0,010%	0,050%	0,002%		0,050%	0,013%	99,987%
Cobalt	0,020%	0,001%	0,030%	0,020%		0,001%			0,014%	99,986%
Copper	0,009%	0,001%	0,020%	0,010%		0,001%		0,200%	0,008%	99,992%
Manganese	0,020%	0,001%		0,010%					0,010%	99,990%
Nickel	0,030%	0,001%	0,010%	0,020%		0,001%		0,050%	0,012%	99,988%
Thallium	1,300%	0,020%	1,100%	2,700%	0,050%	0,080%			0,875%	99,125%
Vanadium	0,050%	0,001%		0,100%					0,050%	99,950%
Tin	0,070%	0,001%	0,003%	0,100%					0,043%	99,957%

De meeste zware metalen worden voor meer dan 99,9 % gebonden in de klinker. Voor Cd en Tl ligt de vastlegging iets lager. Voor kwik echter variëren de transferfactoren naar de gezuiverde rookgassen tussen 30 tot 40% (cijfers van de Duitse cementnijverheid, VDZ) tot zelfs 93%. In het overzicht van de milieugegevens van de Duitse cementnijverheid voor 2001 wordt geen cijfer voor kwik opgegeven omdat dit te sterk beïnvloed zou worden door bedrijfsspecifieke omstandigheden. De Hg-cijfers van VDZ in deze tabel werden overgenomen uit de studie van BZL.

Voor emissies naar de lucht is de aanwezigheid van kwik in de brandstof alleszins een kritische factor. Echter ook voor de andere zware metalen geven de hoge vastleggingsfactoren geen absolute garantie dat er geen verhoging kan optreden van emissies van zware metalen bij co-verbranding van afvalstoffen met hoge gehalten aan zware metalen. Dit hangt, zoals verder zal worden aangetoond, ook af van de gehalte aan zware metalen in de afvalstoffen.

De aanwezigheid van Hg wordt o.w.v. technische redenen beperkt in de brandstof. Toch ligt deze nog op 10 ppm (Tabel 6). Deze zou verder beperkt moeten worden tot maximum 5 ppm.^{xiii} In steenkool ligt het kwikgehalte echter lager dan 1 ppm.

Ook voor de andere zware metalen liggen de acceptatiecriteria een stuk boven wat teruggevonden wordt in steenkool. Deze acceptatiecriteria bieden op zich dus geen garantie dat de uitstoot van zware metalen niet zou toenemen in vergelijking met het gebruik van klassieke brandstoffen (steenkool, petcoke).

Tabel 6: Algemene acceptatiecriteria gehanteerd door de cementovens in Wallonië voor de inzet van afvalstoffen

• Cd:	< 100 mg/kg
• Hg:	< 10 mg/kg
• Tl:	< 100 mg/kg
• Be:	< 50 - 100 mg/kg
• As:	< 200 mg/kg
• Co:	< 200 - 400 mg/kg
• Ni:	< 1.000 – 2.000 mg/kg
• Se:	< 50 - 100 mg/kg
• Te:	< 50 - 100 mg/kg
• Sb:	< 50 - 100 mg/kg
• Pb:	< 1.000 – 10.000 mg/kg
• Cr:	< 1.000 – 5.000 mg/kg
• Cu:	< 1.000 – 5.000 mg/kg
• V:	< 1.000 – 10.000 mg/kg
• Zn:	< 5.000 – 30.000 mg/kg

De klinkerovens voldoen aan de emissiegrenswaarden die momenteel opgelegd worden in de exploitatievergunningen. Bij toepassing van Richtlijn 2000/76/EG zullen deze echter sterk aangescherpt worden (Tabel 7). Volgens de grafieken in het Milieujaarverslag van CBR voor 2001 zou er op dit moment geen probleem zijn met het respecteren van de strengere EGW.

Tabel 7: Huidige emissiegrenswaarden voor zware metalen in klinkerovens in België en vooropgestelde emissiegrenswaarden in richtlijn 2000/76/EG

Parameter	Range van limietwaarden, vastgelegd in exploitatievergunning (mg/Nm ³)	Parameter	emissiegrenswaarden in richtlijn 2000/76/EG: bijzondere voorschriften voor grote cementovens waarin afval wordt meeverbrand (mg/Nm ³)
Hg, Cd, Tl	0.2	Cd, Tl	0.05
		Hg	0.05
As, Co, Ni (klasse 2)	1	Sb, Pb, Cr, Cu, Mn, V, Sn,	0.5
Sb, Pb, Cr, Cu, Mn, V, Sn (klasse 3)	5	As, Co, Ni	

3.2 Verbrandingsinstallatie

3.2.1 Gedrag van zware metalen in verbrandingsinstallaties

Volgens (Meij, 1989^{xiii}) kunnen de sporenelementen ingedeeld worden in 3 klassen. Klasse 1 elementen vervluchtigen niet gedurende de verbranding of vergassing, en verdelen zich in min of meer gelijke mate over de bodem- en vliegassen. Klasse 2 elementen vervluchtigen, maar worden vooral teruggevonden in de vliegassen na condensatie op de deeltjes en nuclease mechanismen ten gevolge van de afnemende temperatuur van de rookgassen. Een significant deel van de fijne deeltjes zijn zeer klein, waardoor ze door de stofreductiesystemen minder worden afgevangen. Klasse 3 elementen vervluchtigen en condenseren slechts gedeeltelijk in de installatie (KEMA, 1997^{xiv}; Couch, 1995^{xv}).

De meeste van de door ons in beschouwing genomen elementen bevinden zich tussen klassen 2 en 1, of in klasse 2. Arseen, cadmium, lood, tin en zink zijn klasse 2 elementen. Cobalt, chroom, koper, nikkel, thallium en vanadium bevinden zich tussen klasse 1 en 2. Enkel mangaan is een klasse 1 element. Kwik is het enige door ons beschouwde zwaar metaal dat zich in klasse 3 bevindt.

Volgens Reimann zijn naast kwik ook cadmium en selen bijzonder vluchtig. In theoretische verzadigingscurven van zware metalen en hun chloorverbindingen als functie van de temperatuur, is te zien dat deze stoffen bij zeer lage verbrandingstemperaturen grote verdampingssnelheden ontwikkelen. Meer dan 70% van deze stoffen komen in de rookgassen voor. Een stof met een gemiddelde vluchtigheid is antimoon die voor ongeveer 50% in de rookgassen en 50% in de slakken voorkomt. Arseen, lood en zink zijn de zware metalen die slak gebonden zijn en die voor 70 – 75 % in de slakken voorkomen. De zware metalen nikkel, mangaan, (zink) en koper zijn de minst vluchtige en zijn voor meer dan 80% in de slakken terug te vinden (Reimann, 1995^{xvi}).

3.2.2 Gedrag in de rookgasreiniging

In de rookgassen kunnen zware metalen onder gasvorm aanwezig zijn of ze kunnen gebonden zijn op stofdeeltjes. Bij afkoeling van de rookgassen zullen een deel van de gasvormige zware metalen condenseren. Ze condenseren dan bij voorkeur op de fijnere stofdeeltjes omdat die een groter specifiek oppervlak hebben. Tijdens de rookgasreiniging worden de zware metalen die op stofdeeltjes gebonden zijn deels verwijderd uit de rookgasstroom en kunnen sommige metalen verder condenseren. De belangrijkste reducties treden zo op in de ontstoffing, in de ontzwaveling en eventueel door adsorptie op actief kool.

Voor het gedrag van de zware metalen in de rookgassen en in de rookgasreiniging kan een onderscheid gemaakt worden tussen kwik (en eventueel selenium) enerzijds, en de andere zware metalen anderzijds.

- *Gedrag van kwik in de rookgasreiniging*

Kwik is een zeer vluchtig element dat nauwelijks condenseert. Het vervluchtigt tijdens het verbranden (800°C) en komt in elementaire vorm in de rookgassen voor. Dit laatste is onafhankelijk van de verbindingvorm waarin het kwik in de brandstof aanwezig is.

HCl is in staat om metallisch kwik gedeeltelijk om te zetten naar HgCl_2 en dit is minder vluchtig dan metallisch kwik. Hierdoor kan het op vliegdeeltjes condenseren, mits de temperatuur in het elektrostatische filter lager is dan 140 °C. Dit wordt beaamd door een Japanse studie waaruit is gebleken dat 33% van de ingaande kwikstroom door een elektrofilter wordt weggevangen, indien deze bij een temperatuur opereert van 140 °C. Wanneer het elektrofilter bij 350°C opereert dan blijkt het afvangpercentage te zijn gereduceerd tot 2%.

Volgens (Hillen et al., 1995^{xvii}) wordt er in het elektrofilter slechts 10% HgCl_2 afgescheiden, de afscheiding van metallisch Hg is verwaarloosbaar klein.

Uit bovenstaande blijkt dat de temperatuur die heerst in de elektrofilter invloed kan hebben op de hoeveelheid kwik die wordt afgevangen.

Ook de hoeveelheid koolstof in de rookgassen kan een invloed hebben op de afgevangen hoeveelheid kwik^{xviii}. Kwik adsorbeert op koolstof. De deeltjes met daaraan het geadsorbeerde kwik kunnen worden afgevangen door bijvoorbeeld het elektrofilter. De verbrandingsefficiëntie kan dus eveneens een invloed hebben op de hoeveelheid afgevangen kwik.

In (Meij et al., 2002^{xix}) wordt voor een elektrofilter een gemiddeld afscheidingsrendement van 43 % gegeven, echter met een spreiding van 13 tot 73 %.

In dezelfde studie wordt een studie aangehaald van Gutberlet et al. waaruit blijkt dat in een SCR deNOx installatie Hg^0 kan geoxideerd worden tot ionisch Hg, waardoor het beter afgevangen wordt in de elektrofilter en de ontzwaveling.

Ook in een de-SOx-installatie kan de hoeveelheid kwik worden gereduceerd. In de zure trap van een natte rookgasreiniging kan afscheiding van HgCl_2 plaatsvinden, omdat het goed oplost in het lage pH bereik van zoutzuur dat in de natte rookgasreiniging wordt gebruikt. Metallisch kwik wordt in de natte rookgasreiniging niet afgescheiden. Volgens (Meij, 1989^{xiii}) wordt in een natte ontzwaveling met voorwasser tot 70 % van het Hg afgescheiden. In (Meij et al., 2002^{xix}) wordt een range opgegeven van 30 tot 78 %. Ongeveer 60 % wordt verwijderd in de voorwasser en 40 % in de kalkscrubber. In installaties waar enkel een basische trap aanwezig is, wordt dus minder Hg uit de rookgassen afgescheiden.

Doordat HgCl_2 kan worden omgezet tot metallisch kwik, kan het gebeuren dat er een toename optreedt van metallisch kwik in de rookgassen na de natte gasreiniging. (Hillen et al., 1995^{xvii}, Sloss; 1995^{xviii})

Zoals hoger vermeld kan onder invloed van HCl dat in het rookgas aanwezig is, er een reactie van metallisch kwik naar HgCl_2 plaatsvinden. Een hoger gehalte aan Cl in de brandstof heeft tot gevolg dat er meer kwik wordt geoxideerd en wordt afgescheiden in de zure trap van de deSOx installatie.

Een hoge concentratie van het reductiemiddel SO_2 , kan anderzijds tot een hoger aandeel metallisch kwik leiden.

Uit dit overzicht blijkt dat het verwijderingrendement voor Hg sterk afhangt van de specifieke configuratie van de ontstopping en de rookgasreiniging, en van de specifieke bedrijfsvoering. In (Meij et al. 2002)^{xix} wordt besloten dat gemiddeld 50 % van het Hg wordt verwijderd in de elektrofilter. In de natte ontzwaveling wordt het Hg-gehalte nogmaals gehalveerd. Globaal wordt dus 75 % van het Hg verwijderd. In sommige gevallen kunnen zelfs verwijderingrendementen van 80 % of meer gehaald worden. Indien aangenomen wordt dat in de ontzwaveling (door het ontbreken van een voorwasser) slechts een kwart van het aanwezige kwik verwijderd wordt, dan bedraagt het globale verwijderingspercentage 60 tot 65 %.

In de BZL/EEB^{xi} studie wordt een gemiddelde transfer naar de lucht van 54 % weergegeven voor “moderne” installaties in Nederland, Duitsland en Oostenrijk. Er wordt echter niet aangegeven om welke rookgasreiniging het gaat.

Rekening houdend met alle onzekerheden i.v.m. invloed van de rookgasreinigingconfiguratie en invloed van de SCR-deNOx kan worden besloten dat transferfactoren naar de lucht voor kwik tussen 25 en 50 % liggen

In een standaard rookgasreiniging na een afvalverbrandingsinstallatie, wordt actieve kool gebruikt om de dioxine-emissies te reduceren. Daarnaast kan deze actieve kool metallisch kwik wegvangen uit de rookgassen. Het kwik kan worden geadsorbeerd aan deze actieve kool. Actieve kool heeft vanwege zijn porositeit en grote specifieke oppervlakte goede adsorptie eigenschappen. Het is daardoor in staat zwavelzuur te adsorberen dat wordt gevormd via een katalytische reactie uit SO_2 , zuurstof en water uit de rookgassen. Het zwavelzuur is in staat om met metallisch kwik te reageren tot Hg_2SO_4 en bij een toereikend zwavelzuur aanbod tot HgSO_4 (Wirling et al., 1996^{xx}).

▪ *Gedrag van de overige zware metalen in de rookgasreiniging*

Naast kwik worden cadmium, zink, lood, arseen en antimoon gerekend tot de vluchtige zware metalen. Tijdens de verbranding worden deze metalen omgezet tot een oxide (uitgezonderd lood) of chloride. Deze chlorides hebben allen een relatief laag kookpunt, vervluchtigen en binden zich aan de fijne deeltjes in de rookgassen. Ze worden dus grotendeels weggevangen gedurende de stofreductie en bij de natte gaswassing. Zoals eerder gesteld zullen zij echter bij voorkeur binden op de fijnere stofdeeltjes, zodat het verwijderingrendement voor deze metalen in de ontstopping lager kan liggen dan het stofverwijderingsrendement.

Volgens (Meij, 1989^{xiii}) worden stofdeeltjes in de elektrofilter voor 99,9 % afgescheiden. In de ontzwaveling wordt nog eens 90% afgescheiden, zodat de totale verwijderingsefficiëntie 99,99 % bedraagt. De aerosol-gebonden elementen (klasse 1 en klasse 2 elementen) worden in de elektrofilter voor 99,6 tot 99,9 % afgescheiden, en in de ontzwaveling 60 tot 97 %. De totale verwijderingsefficiëntie bedraagt dus 99,9 tot 99,99 %.

Over het algemeen hebben deNOx installaties weinig invloed op het gedrag of verwijdering van sporenelementen met uitzondering van Hg.^{xxi,xxii}

3.3 Uitstoot van zware metalen naar de lucht in een elektriciteitscentrale

In de studie werd ervan uitgegaan dat afvalstoffen (met uitzondering van onbehandeld houtafval) enkel bijgestookt worden in centrales die uitgerust zijn met een deNO_x, elektrostatische filter en deSO_x installatie. Momenteel beschikt in Vlaanderen enkel de centrale in Genk-Langerlo over dergelijke rookgasreiniginginstallatie. Er wordt in de studie uitgegaan van de veronderstelling dat ook de centrale in Ruien (Ruien 5) uitgerust zal worden met een bijkomende rookgasreiniging om te kunnen voldoen aan de LCP-richtlijn.

Voor directe bijstook in kolencentrales werd enkel (eventueel behandeld niet-gevaarlijk) houtafval in aanmerking genomen. Voor vergassing gevolgd door bijstook van het syngas in een kolencentrale komen ook andere afvalstoffen in aanmerking. Hiervoor wordt ervan uitgegaan dat in de vergassingsstap dezelfde vervluchtiging optreedt als bij verbranding. Vervolgens worden het ongezuiverde syngas bijgestookt in de kolencentrale. Daar wordt vervolgens verondersteld dat de in het syngas aanwezige zware metalen zich op eenzelfde manier gedragen als de zware metalen in de normale brandstof. Net zoals voor directe bijstook zal de verwijdering van zware metalen dus afhangen van de geïnstalleerde rookgasreiniging.

Zoals uit de bovenstaande literatuurstudie blijkt, kan de geïnstalleerde deNO_x installatie een positieve invloed hebben op Hg-reductie door de elektrostatische filter en de ontzwaveling. Wanneer de deSO_x-installatie geen zure wastrap bevat, wordt ook de mogelijke Hg-reductie nadelig beïnvloed. Tijdens een meetcampagne uitgevoerd in 2002 op een mengsel van steenkool en gedroogd RWZI-slib in de elektriciteitscentrale van Langerlo werden hogere verwijderingrendementen vastgesteld. In de natte ontzwaveling werd tot 85% van het Hg verwijderd, ondanks het feit dat hier geen zure gaswassing aanwezig is.^{xxiii} Samen met de elektrostatische precipitator wordt een afscheidingsrendement van 90 % gerealiseerd. Omwille van de onzekerheid hierrond wordt verder rekening gehouden met de eerder geciteerde afscheidingsrendementen van 50 tot 75 %, en bijkomend met een afscheidingsrendement van 90%.

In (Meij, 1989)^{xiii} wordt gesteld dat de totale verwijderingsefficiëntie voor de andere zware metalen ligt tussen 99,8 en 99,99 %. Deze cijfers werden niet verder opgesplitst voor de verschillende metalen. Een eigen berekening op basis van de procentuele verdeling van de zware metalen over de verschillende uitgaande stromen na de elektrofilter en na de ontzwaveling geeft hogere cijfers dan de hierboven vermelde cijfers. In Tabel 8 worden de zo berekende transferfactoren naar de lucht vergeleken met waarden weergegeven in de BZL/EEB^{xi} studie. Deze laatste zijn het gemiddelde voor “moderne” installaties in Nederland, Duitsland en Oostenrijk. Er wordt echter niet aangegeven om welke rookgasreiniging het gaat.

Voor de meeste metalen liggen de waarden uit de BZL/EEB-studie een grootteorde hoger. Er is dus een vrij grote onzekerheid op deze waarden.

Tabel 8: Vergelijking van transferfactoren naar de lucht voor elektriciteitscentrales

	EEB/BZL, 2001	berekeningen o.b.v. Meij, 1989
As	0,0090	0,00024
Cd	0,0014	0,00005
Co	0,0007	0,00000
Cr	0,0002	0,00002
Cu	0,0020	0,00006
Ni	0,0040	0,00001
Pb	0,0007	0,00001
Sb	0,0040	0,00028
Sn	0,0040	0,00000
Tl	0,0060	0,00000
V	0,0003	0,00003
Zn	0,0004	0,00003

In de verdere berekeningen wordt gebruik gemaakt van bovenstaande transferfactoren.

3.4 Uitstoot van zware metalen naar de lucht in een wervelbedoven

Zoals uit bovenstaande gegevens blijkt, heeft vooral de geïnstalleerde rookgasreiniging een invloed op de transferfactoren naar de lucht. In de scenariostudie werd er van uitgegaan dat de rookgasreiniging van de wervelbedoven bestaat uit een elektrofilter (of cycloon), een natte de-SO_x-installatie, een niet katalytische de-NO_x, een actiefkoolinjectie en een mouwenfilter.

De natte de-SO_x-installatie bestaat uit een zure en een basische wastrap. In deze zure wastrap wordt naast HCl en HF eveneens HgCl₂ weggevangen. Aan het geïnjecteerde actief kool wordt metallisch kwik geadsorbeerd, en door de mouwenfilter verwijderd uit de rookgassen. Hierdoor worden de kwikemissies geminimaliseerd. Een reductie van 99,9% zou volgens sommige bronnen mogelijk zijn. Uit gegevens van Eurits over verbrandingsinstallaties voor gevaarlijk afval blijkt dat een installatie uitgerust met natte gaswassing en actief koolfilter een verwijderingrendement heeft van 99,99% voor Hg.^{xxiv} In andere bronnen wordt gesproken van een reductie van 95 – 97%. Het is dan niet steeds duidelijk om welke rookgasreiniging het gaat. Wanneer er geen actief koolinjectie aanwezig is wordt het metallisch kwik niet afgevangen. De gemiddelde Hg-uitstoot met droge of halfnatte gaswassing kan 3 tot 4 maal hoger zijn dan wanneer er een natte gaswassing is geïnstalleerd. Ook het chloorgehalte van de brandstoffen heeft een invloed. Bij een hoog chloor gehalte, wordt bijna al het kwik geïoniseerd, en kan het worden afgescheiden in de de-SO_x installatie.

De aanwezigheid van de uitgebreide rookgasreiniging, en in het bijzonder van een actief koolinjectie, heeft tot gevolg dat de Hg-emissies lager zullen liggen dan na de hoger vermelde rookgasreiniging van een steenkoolcentrale. Door de actiefkoolinjectie zullen ook de emissies van de overige zware metalen lager liggen dan bij een steenkoolcentrale.

In de BZL/EEB studie worden transferfactoren voor Hg, Cd, Pb en Zn opgegeven voor een *state-of-the-art* wervelbedoven. Deze zijn gebaseerd op een studie van GUA uit 2000 en

hebben betrekking op een Oostenrijkse installatie. Er werden geen andere waarden gevonden die specifiek op een wervelbedoven van toepassing zijn. Daar echter vooral de rookgasreiniging bepalend is voor de uiteindelijke transfer van zware metalen naar de lucht, kunnen de waarden vergeleken worden met waarden voor conventionele afvalverbrandingsinstallaties. In de BZL/EEB studie worden gemiddelde transferfactoren gegeven voor 23 conventionele afvalverbrandingsinstallaties in Duistland, Zwitserland, Nederland en Oostenrijk. In het Nederlandse LAP-MER worden balansen opgemaakt voor roosterovens voor verbranding van huishoudelijk afval. In Tabel 9 wordt een overzicht gegeven van de verschillende waarden. In de verdere berekeningen werden de beschikbare waarden voor de wervelbedoven gebruikt (Cd, Hg, Pb en Zn). Deze werden aangevuld met de waarden uit het LAP-MER voor de andere zware metalen.¹

Uit een gevoeligheidsanalyse blijkt dat bij gebruik van de waarden van EEB/BZL enkel voor Cu een betekenisvol verschil optreedt. Enkel voor Cu is er immers voor de wervelbedoven een betekenisvolle toename in de uitstoot (zie verder).

Tabel 9: Overzicht van transferfactoren naar de lucht voor alleenstaande afvalverbrandingsinstallaties (niet-gevaarlijk afval)

	EEB/BZL, 2001	AOO, MER-LAP	GUA, 2000
As	0,00001	0,0007	
Cd	0,0005	0,005	0,0005
Co	0,00005	0,0007	
Cr	0,00005	0,0007	
Cu	0,00005	0,0007	
Hg	0,05	0,03	0,013
Ni	0,00005	0,0007	
Pb	0,00005	0,0007	0,0001
Sb	0,00004	0,0007	
Sn	0,00005	0,0007	
Tl	0,00065	0,0007	
V	0,00005	0,0007	
Zn		0,0007	0,0003

¹ Uit een gevoeligheidsanalyse blijkt dat bij gebruik van de waarden van EEB/BZL enkel voor Cu een betekenisvol verschil optreedt. Enkel voor Cu is er immers voor de wervelbedoven een betekenisvolle toename in de uitstoot. Zie verder.

4 INSCHATTING VAN HET RISICO OP EEN VERHOOGDE UITSTOOT VAN ZWARE METALEN NAAR DE LUCHT

4.1 Vergelijkend overzicht van de transferfactoren naar de lucht

Uit het voorgaande blijkt dat de transferfactor voor Hg beduidend hoger ligt in een klinkeroven en in een elektriciteitscentrale dan in de beschouwde wervelbedoven. Bovendien is er nogal wat onzekerheid op deze transferfactor (tussen 0,25 en 0,50, en volgens meetgegevens van Electrabel zelfs 0,10 voor de elektriciteitscentrale van Langerlo).

In Tabel 10 worden voor de andere metalen de verder in deze studie gebruikte transferfactoren voor de verschillende thermische valoriseringsmogelijkheden met elkaar vergeleken. De transferfactoren laten toe in te schatten voor welke metalen *verschillen in directe uitstoot* tussen de verschillende verwerkingstechnieken kunnen worden verwacht. Transferfactoren voor bijstook die hoger liggen dan de aangenomen waarde voor alleenstaande verbranding in een wervelbedoven, worden in het rood aangegeven; transferfactoren die lager liggen in het groen. In de laatste twee kolommen wordt aangegeven hoeveel maal hoger of lager de transferfactoren voor bijstook liggen in vergelijking met de transferfactoren voor alleenstaande verbranding in een wervelbedoven.

Deze transferfactoren moeten echter met de nodige omzichtigheid worden bekeken. Het zijn gemiddelde waarden uit verschillende bronnen. Het is niet steeds duidelijk op welke processen ze precies van toepassing zijn (vooral wat betreft de geïnstalleerde rookgasreiniging), of op welke manier ze werden bekomen. In sommige gevallen zijn het berekende waarden, in andere gevallen zijn ze gebaseerd op metingen. Soms zijn de resultaten van deze metingen in de nabijheid van of beneden de detectielimiet, waardoor op deze metingen aanzienlijke foutenmarges kunnen zitten.

Tabel 10: Vergelijkend overzicht van de transferfactoren van zware metalen naar de lucht

	transferfactoren naar de lucht				verhouding cement/ wervelbedoven	verhouding elektriciteitscentrale/we rvelbedoven
	wervelbedoven	cement	elektriciteitscentrale			
		gemiddelde	EEB/BZL, 2001	berekeningen o.b.v. Meij, 1989		
As	0.0007	0.0002	0.0090	0.00024	0.3	12.9
Cd	0.0005	0.0014	0.0014	0.00005	3	2.8
Co	0.0007	0.0001	0.0007	0.00000	0.2	1.0
Cr	0.0007	0.0001	0.0002	0.00002	0.2	0.3
Cu	0.0007	0.0001	0.0020	0.00006	0.1	2.9
Ni	0.0007	0.0001	0.0040	0.00001	0.2	5.7
Pb	0.0001	0.0016	0.0007	0.00001	16	7
Sb	0.0007	0.0004	0.0040	0.00028	0.6	6
Sn	0.0007	0.0004	0.0040	0.00000	0.6	6
Tl	0.0007	0.0088	0.0060	0.00000	13	9
V	0.0007	0.0005	0.0003	0.00003	0.7	0.4
Zn	0.0003	0.0001	0.0004	0.00003	0.3	1.3

Bij verbranding van eenzelfde afvalstof wordt in een klinkeroven in vergelijking ongeveer 15 maal meer Pb en Tl uitgestoten, en ongeveer drie maal meer Cd. De transferfactoren naar de lucht voor de overige zware metalen liggen lager.

Bij bijstook in een elektriciteitscentrale kan de directe uitstoot 5 tot 10 maal hoger liggen voor As, Ni, Pb, Sb, Sn en Tl. Voor Cd en Cu kan de directe uitstoot tot drie maal hoger liggen. Voor Co en Zn is er nagenoeg geen verschil. Voor Cr en V ligt de directe uitstoot lager.

Voor eenzelfde brandstof/afvalstof zal de directe uitstoot van zware metalen bij bijstook in klinkerovens voor Hg, Pb, Tl en Cd dus hoger liggen. Bij bijstook in een elektriciteitscentrale bestaat er voor meerdere zware metalen een risico op een verhoogde directe uitstoot.

Dit volstaat echter niet om te besluiten hoe groot het verschil eventueel zou zijn in absolute termen. Daarvoor moet ook de samenstelling van de brandstof/afvalstof in rekening gebracht worden. Daarnaast moet verder ook rekening gehouden worden met de vermeden uitstoot als gevolg van de vervangen brandstof.

Bovendien moeten deze vergelijkingen met de nodige omzichtigheid bekeken worden. De transferfactoren zijn gemiddelden uit verschillende bronnen. Zoals eerder aangegeven kunnen hierop naargelang de bron grote verschillen bestaan. Afhankelijk van de bron kan vergelijking van de transferfactoren leiden tot tegengestelde conclusies. Verder worden deze transferfactoren gebruikt om na te gaan in welke gevallen er mogelijk risico's bestaan van ene verhoogde uitstoot. In die gevallen zal dan verder worden nagegaan wat de invloed is van de onzekerheid op deze transferfactoren.

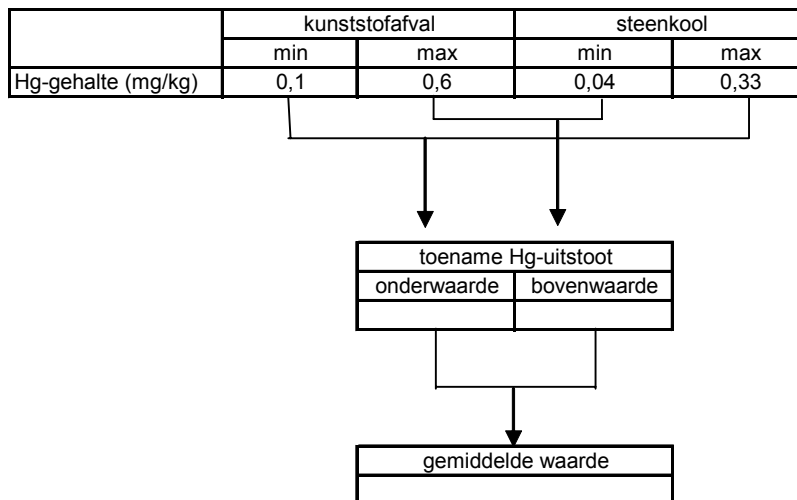
4.2 Berekening van de totale uitstoot naar de lucht bij energetische valorisering van hoogcalorisch afval

In de volgende analyse wordt de toename van de uitstoot van zware metalen vergeleken met de equivalente inzet van fossiele energiebronnen. Vervolgens wordt de toename (of afname) vergeleken met de totale industriële uitstoot van zware metalen in Vlaanderen (Tabel 11). Op basis van de boven- en onderwaarden voor de steenkool- en afvalsamenstellingen (Tabel 1, Tabel 4) werden een boven- en onderwaarde voor de toename in de uitstoot berekend die respectievelijk een slechtste en een beste geval voorstellen. Gezien de hoge onzekerheid die bestaat op de basisgegevens werden kleine toenames of afnames in de totale emissies niet als significant beschouwd. Er wordt slechts van een betekenisvol risico gesproken indien de toename (afname) t.o.v. de totale industriële uitstoot in Vlaanderen in 2001 minimaal 0,5 % bedraagt.

Tabel 11: Totale industriële uitstoot van zware metalen in Vlaanderen in 2001 (VMM, 2002)^{xxv}

antimoon	kg	2137
arseen	kg	1079
cadmium	kg	260
chrom (totaal)	kg	1901
kobalt	kg	395
kwik	kg	733
lood	kg	21592
koper	kg	2007
nikkel	kg	16600
seleen	kg	1988
thallium	kg	355
vanadium	kg	34512
zink	ton	35

In Figuur 1 wordt de berekening van onderwaarde, bovenwaarde en gemiddelde waarde geïllustreerd voor Hg in kunststofafval. Voor de berekening van de onderwaarde ligt het Hg-gehalte in het kunststofafval lager dan het Hg-gehalte in steenkool. Voor de berekening van de bovenwaarde is het net andersom.



Figuur 1: Voorbeeld van de berekening van onderwaarde, bovenwaarde en gemiddelde waarde voor de uitstoot van Hg

Voor de inschatting van de (verschillen in) totale uitstoot werd uitgegaan van verdeling van de afvalstromen over de verschillende verwerkingstechnieken zoals voorzien in het referentiescenario in 2007. (Een gelijkaardige inschatting voor het Groene Stroomscenario geeft geen fundamentele verschillen.)

De totale toename (afname) in de uitstoot voor het referentiescenario geeft een idee van de mogelijke toename (afname) die wordt veroorzaakt door het verbranden van hoogcalorisch afval zoals voorzien in het referentiescenario in vergelijking met de inzet van de klassieke

brandstof. Hiermee wordt dus de vraag beantwoord of thermische valorisering van hoogcalorisch afval, zoals voorzien in het referentiescenario, leidt tot toename van emissies van zware metalen in de lucht in vergelijking met de (hypothetische) optie dat het afval zou worden gestort en niet verder tot emissies van zware metalen aanleiding zou geven.²

Hierbij wordt geen rekening gehouden met het feit dat momenteel reeds een deel van het Vlaams hoogcalorisch afval (rubberbanden, shredderafval, kunststof- en tapijtafval) wordt verwerkt in de klinkerovens in Wallonië.

Hoewel het verschil in totale uitstoot wordt vergeleken met de totale uitstoot in Vlaanderen, zal de eventuele hogere of lagere uitstoot ook niet noodzakelijk in Vlaanderen plaatsvinden.

Vervolgens werd de totale uitstoot van zware metalen van de in klinkerovens en in elektriciteitscentrales bijgestookte afvalstoffen (referentiescenario) vergeleken met de uitstoot in het hypothetische geval dat deze afvalstoffen zouden worden verwerkt in een alleenstaande afvalverbrandingsinstallatie, i.c. een wervelbedoven. Het verschil tussen beide werd vergeleken met de totale uitstoot in Vlaanderen in 2001.

4.2.1 Verwerking van hoogcalorische afvalstoffen in wervelbedovens volgens het referentiescenario

In Tabel 12 wordt de mogelijke toename (afname) van zware metalen in wervelbedovens als gevolg van het verbranden van de afvalstoffen in het referentiescenario vergeleken met de totale industriële uitstoot van zware metalen in Vlaanderen in 2001. In het referentiescenario wordt in 2007 ongeveer 175 kton RDF, 50 kton residu van papierrecyclage en 5 kton behandeld hout verwerkt in een wervelbedoven. Als referentie voor de mogelijke toename (afname) wordt gekeken naar de uitgespaarde hoeveelheid elektriciteit geproduceerd in steenkoolcentrales

Voor Hg zou de verwerking in wervelbedovens, rekening houdend met de vermeden emissies van de uitgespaarde elektriciteitsproductie, tot een verlaagde uitstoot kunnen leiden. Dit is zo in het geval de laagste waarden voor het gehalte aan Hg in het afval vergeleken worden met de hoogste waarden voor de vervangen steenkool.

Ook voor As zou er een verlaging van de uitstoot kunnen optreden. Dit wordt verklaard door het lage cijfer voor het As-gehalte in RDF. Anderzijds zou ook een lichte verhoging kunnen optreden van de uitstoot van Cu.

In Tabel 12 wordt een vergelijking gemaakt met vervangen elektriciteitsproductie op basis van steenkool en op basis van een STEG-centrale. Indien er van uitgegaan wordt, dat elektriciteit uit een STEG-centrale wordt vervangen, dan is er geen afname van de Hg- of de As-emissies te verwachten.

² In geval van storten gaan zware metalen op termijn toch ook uitlogen. Indien het percolaat wordt opgevangen en behandeld, komen de zware metalen terecht in het zuiveringsslib dat op zijn beurt weer een toepassing moet vinden. Dat kan toch weer verbranding zijn. Hg kan ook vervluchtigen van een stortplaats.

Tabel 12: Mogelijke toename/afname van de uitstoot van zware metalen in wervelbedovens vergeleken met de totale industriële uitstoot metalen in Vlaanderen in 2001

	vermeden elektriciteit: steenkool			vermeden elektriciteit: STEG		
	min	max	gemiddeld	min	max	gemiddeld
As	-1.11%	-0.08%	-0.60%	0.00%	0.00%	0.00%
Cd	-0.04%	0.06%	0.01%	0.01%	0.06%	0.04%
Co	0.02%	0.06%	0.04%	0.06%	0.07%	0.07%
Cr	-0.02%	0.05%	0.02%	0.04%	0.06%	0.05%
Cu	-0.04%	0.14%	0.05%	0.20%	0.27%	0.23%
Hg	-3.22%	-0.38%	-1.80%	0.01%	0.01%	0.01%
Ni	-0.14%	-0.02%	-0.08%	0.00%	0.00%	0.00%
Pb	-0.01%	0.00%	-0.01%	0.00%	0.00%	0.00%
Sb	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
Sn						
Tl						
V	-0.09%	0.04%	-0.02%	-0.09%	0.04%	-0.02%
Zn	0.00%	0.01%	0.00%	0.00%	0.01%	0.00%

4.2.2 Bijstook van hoogcalorische afvalstoffen in klinkerovens volgens het referentiescenario

In Tabel 13 en Tabel 14 wordt de mogelijke toename (afname) van zware metalen in klinkerovens als gevolg van het bijstoken van de afvalstoffen in het referentiescenario vergeleken met de totale industriële uitstoot van zware metalen in Vlaanderen in 2001. In het referentiescenario wordt in 2007 ongeveer 52 kton houtzaagsel, 30 kton diervoer, 54 kton kunststof, 63 kton tapijt- en textielafval, 46 kton rubberbanden en 10 kton zwaar shredderafval bijgestookt in klinkerovens.

Er werd van uitgegaan dat steenkool vervangen wordt. Dit wil dit zeggen dat geen rekening werd gehouden met de aanwezigheid van petcoke in de vervangen brandstof. De gehalten aan zware metalen die voor petcoke werden gevonden, liggen in de meeste gevallen tussen de minimum- en maximumwaarde voor steenkool. Enkel voor Ni en V, en in minder mate voor Cr liggen de maximumwaarden in petcoke hoger.

In vergelijking met de totale Vlaamse emissies kan de Hg-uitstoot in het slechtste geval (rekening houdend met hoogste Hg-gehalten in de afvalstoffen, de laagste Hg-gehalten in steenkool, en een transferfactor van 50 %) toenemen met bijna 4 %. Meer dan de helft hiervan wordt veroorzaakt door het bijstoken van kunststoffen. Echter in het beste geval kunnen de Hg-emissies ook afnemen met bijna 3 %. Gemiddeld genomen is er een lichte toename (Tabel 13).

Tabel 13: Mogelijke toename van de uitstoot van Hg in klinkerovens vergeleken met de totale industriële uitstoot van Hg in Vlaanderen in 2001

TF	min	max	gemiddeld
0.50	-2.94%	3.57%	0.32%
0.25	-1.47%	1.79%	0.16%

In vergelijking met de verbranding van steenkool kunnen bij co-verbranding van de in het referentiescenario beschouwde afvalstromen in klinkerovens ook verhoogde emissies optreden van Cd, Cu en Pb. Voor Cd en Cu beperkt de mogelijke toename zich tot ongeveer 1 % in het slechtste geval, voor Pb tot 0,5 %.

Ondanks het hoge Zn-gehalte in rubberbanden is het uiteindelijke risico op een toename van de totale Zn-uitstoot beperkt.

Voor Tl moet er rekening mee worden gehouden dat enkel waarden voor rubberbanden werden gevonden. Voor Sn werden geen waarden opgegeven in de tabel omdat geen waarden werden gevonden voor de totale industriële uitstoot in Vlaanderen.

Tabel 14: Mogelijke toename van de uitstoot van andere zware metalen in klinkerovens vergeleken met de totale industriële uitstoot in Vlaanderen in 2001

	min	max	gemiddeld
As	-0.03%	0.01%	-0.01%
Cd	0.14%	1.10%	0.62%
Co	0.29%	0.34%	0.31%
Cr	-0.01%	0.11%	0.05%
Cu	0.02%	1.06%	0.54%
Ni	-0.06%	0.10%	0.02%
Pb	0.18%	0.52%	0.35%
Sb	0.06%	0.11%	0.09%
Sn			
Tl	-0.05%	-0.04%	-0.05%
V	-0.01%	0.00%	-0.01%
Zn	0.16%	0.28%	0.22%

In Tabel 15 en Tabel 16 wordt het verschil gemaakt met de uitstoot in het hypothetische geval dat de beschouwde afvalstromen in alleenstaande afvalverbrandingsinstallaties (i.c. een wervelbedoven) zouden worden verwerkt, en wordt nagegaan hoe deze verhoging zich verhoudt tot de totale Vlaamse emissies. De verwerking van alle stromen in een wervelbedoven zou voor Hg een verschil kunnen uitmaken ter grootte van ongeveer 1 tot 1,25 % van de totale industriële uitstoot in Vlaanderen in 2001 (Tabel 15). De veronderstelde transferfactor voor Hg in klinkerovens heeft hierop weinig invloed. Dit wordt wel sterk beïnvloed door de veronderstelde vermeden elektriciteitsproductie (steenkool versus STEG). Het relatieve voordeel dat gehaald wordt met verbranding in een wervelbedoven is immers volledig toe te schrijven aan de vermeden emissies.

Tabel 15: Toename in totale Hg uitstoot bij verwerking van afvalstoffen in een klinkeroven (referentiescenario) t.o.v. de hypothetische verwerking van dezelfde afvalstoffen in een wervelbedoven, uitgedrukt als fractie van de totale uitstoot in Vlaanderen in 2001

transfer factor	vermeden elektriciteit: steenkool			vermeden elektriciteit: STEG		
	min	max	gemiddeld	min	max	gemiddeld
0.50	-1,11%	3,63%	1,26%	-2,89%	3,49%	0,30%
0.25	0,30%	1,92%	1,11%	-1,48%	1,78%	0,15%

Voor Cd, Cu en Pb zou het verschil in uitstoot in het maximale geval 0,5 tot 1 % kunnen bedragen. Voor Co daarentegen zouden de emissies in dat geval 1 % hoger liggen. (Vermeden elektriciteit op basis van een STEG maakt in dit geval weinig verschil.)

Tabel 16: Toename in totale uitstoot bij verwerking van afvalstoffen in een klinkeroven (referentiescenario) t.o.v. de hypothetische verwerking van dezelfde afvalstoffen in een wervelbedoven, uitgedrukt als fractie van de totale uitstoot in Vlaanderen in 2001

	vermeden elektriciteit: steenkool		
	min	max	gemiddeld
As	-0,01%	-0,03%	-0,02%
Cd	0,08%	0,85%	0,46%
Co	-1,22%	-1,20%	-1,21%
Cr	-0,21%	-0,22%	-0,22%
Cu	-0,20%	0,75%	0,28%
Ni	-0,06%	0,08%	0,01%
Pb	0,17%	0,50%	0,34%
Sb	-0,01%	0,04%	0,01%
Sn			
Tl	-0,05%	-0,04%	-0,05%
V	-0,01%	0,00%	-0,01%
Zn	-0,30%	-0,37%	-0,34%

4.2.3 Bijstook van hoogcalorische afvalstoffen in elektriciteitscentrales volgens het referentiescenario

In Tabel 17 wordt de mogelijke toename (afname) van de uitstoot van kwik in elektriciteitscentrales als gevolg van het verbranden van de afvalstoffen in het referentiescenario vergeleken met de totale industriële uitstoot van zware metalen in Vlaanderen in 2001. In het referentiescenario wordt in 2007 ongeveer 90 kton onbehandeld hout, 84 kton behandeld hout en 79 kton RDF verwerkt in elektriciteitscentrales.

Tabel 17: Mogelijke toename van de uitstoot van kwik in elektriciteitscentrales vergeleken met de totale industriële uitstoot van zware metalen in Vlaanderen in 2001

	transfer factor	min	max	gemiddeld
	0,25	-1,11%	2,71%	0,80%
met afwijkend RDF-staal	0,25	-1,11%	5,61%	2,25%
	0,50	-2,23%	5,42%	1,60%
met afwijkend RDF-staal	0,50	-2,23%	11,22%	4,50%
	0,10	-0,45%	1,08%	0,32%
met afwijkend RDF-staal	0,10	-0,45%	2,24%	0,90%

Eén van beide RDF stalen uit de Phyllis databank geeft een sterk afwijkende waarde voor Hg. Daarom werden de berekeningen weergegeven zonder en met dit staal.

Bij beide verwijderingpercentages voor Hg blijft er in het slechtste geval (vergelijking van de hoogste Hg-gehalten in de afvalstoffen met de laagste Hg-gehalten in de brandstoffen) een risico op een sterk verhoogde uitstoot van Hg. Deze hoge uitstoot is te wijten aan de mogelijke aanwezigheid van kwik in onbehandeld hout en in RDF (de twee stromen die in het referentiescenario verwerkt worden in elektriciteitscentrales). Anderzijds kan de Hg-uitstoot, afhankelijk van de aannames voor het Hg-gehalte in afvalstof en steenkool, ook afnemen. Gemiddeld zien we een mogelijke toename van de kwik-emissies van 0,5 tot 2 %

in vergelijking met de totale Vlaamse uitstoot door de industrie in 2001. Bij gebruik van de meetgegevens van de centrale van Langerlo is er een risico op een maximale toename van ongeveer 1%.

Uit Tabel 18 blijkt dat voor de andere zware metalen er, in het slechtste geval, problemen zouden kunnen zijn voor Cu en in mindere mate voor As en Cd. Dit hangt samen met de keuze van de transferfactoren. Als gebruik wordt gemaakt van transferfactoren berekend op basis van (Meij, 1989^{xiii}), dan is er voor geen van deze zware metalen een probleem. De eventuele verhoogde uitstoot voor Cu wordt voor 85 % verklaard door de bovenwaarde voor Cu voor RDF; voor Cd is dat zo voor 65 %. Deze bovenwaarden zijn afkomstig van de waarden weergegeven in het CE-Delft rapport^{xxvi}. Voor As wordt het grootste deel van de uitstoot veroorzaakt door het onbehandeld hout.

Voor Sn en Tl worden in de tabel geen waarden opgegeven. Voor Tl werden voor de beschouwde afvalstromen (onbehandeld hout, behandeld hout, RDF) geen waarden gevonden. Voor Sn werd geen waarde gevonden voor de totale uitstoot in Vlaanderen zodat geen verband kon worden gelegd. Op basis van de waarden van de afval- en brandstofsamenstellingen kan besloten worden dat er voor Sn geen problemen te verwachten zijn.

Tabel 18: Mogelijke toename van de uitstoot van andere zware metalen in elektriciteitscentrales vergeleken met de totale industriële uitstoot in Vlaanderen in 2001

	transferfactor	toename in uitstoot			transferfactor	toename in uitstoot		
		min	max	gemiddeld		min	max	gemiddeld
As	0,00024	-0,02%	0,02%	0,00%	0,009	-0,86%	0,61%	-0,12%
Cd	0,00005	0,00%	0,03%	0,02%	0,0014	0,01%	0,97%	0,49%
Co					0,0007	-0,02%	0,23%	0,10%
Cr	0,00002	0,00%	0,01%	0,00%	0,0002	-0,04%	0,12%	0,04%
Cu	0,00006	0,00%	0,10%	0,05%	0,002	0,10%	3,39%	1,75%
Ni	0,00001	0,00%	0,00%	0,00%	0,004	-0,03%	0,23%	0,10%
Pb	0,000006	0,00%	0,00%	0,00%	0,0007	0,06%	0,17%	0,12%
Sb	0,00028	0,00%	0,02%	0,01%	0,004	0,00%	0,02%	0,01%
Sn					0,004			
Tl					0,006			
V	0,000028	0,00%	0,00%	0,00%	0,0003	0,00%	0,00%	0,00%
Zn	0,00003	0,00%	0,02%	0,01%	0,0004	0,03%	0,26%	0,14%

Ook hier kan het bijstoken van afvalstoffen vergeleken worden met de hypothetische verwerking van dezelfde afvalstromen in alleenstaande afvalverbrandingsinstallaties (i.c. een wervelbedoven) en worden nagegaan hoe deze verhoging zich verhoudt tot de totale Vlaamse emissies. Voor Hg geldt hier uiteraard ook dat de uitstoot drastisch lager zou zijn indien de beschouwde afvalstromen in een wervelbedoven zouden worden verwerkt. De mogelijk verhoogde uitstoot van bv. Cu zou grotendeels kunnen verdwijnen bij (hypothetische) verwerking van de beschouwde afvalstromen in een wervelbedoven.

4.2.4 Overzicht van de mogelijke toename (afname) van de uitstoot van zware metalen bij energetische valorisering van hoogcalorisch afval

Globaal kan gesteld worden dat de energetische valorisering van de in Vlaanderen geproduceerde HCA stromen kan leiden tot verhoogde uitstoot van Hg, Cu en Cd. Door de grote spreiding op de basisgegevens voor brandstof- en afvalsamenstelling, en door de onzekerheid op de gebruikte transferfactoren zit ook op deze resultaten een grote spreiding.

Vooraf voor Hg is er een grote onzekerheid (Tabel 19). Rekening houdend met gemiddelde waarden voor brandstof- en afvalsamenstelling zou de uitstoot van Hg nagenoeg gelijk blijven. Dit is deels te wijten aan het feit dat de verwerking in wervelbedovens gemiddeld leidt tot verlaagde Hg-uitstoot (in de veronderstelling dat elektriciteit uit steenkoolcentrales wordt uitgespaard). Dit compenseert de gemiddelde toename in uitstoot voor verwerking in elektriciteitscentrales.

Afhankelijk van de basisveronderstellingen kan de uitstoot echter ook sterk toenemen of sterk afnemen.

Een eventueel verhoogde uitstoot van Hg is te wijten aan de hoge transferfactoren voor Hg in klinkerovens en elektriciteitscentrales, gecombineerd met het hoge veronderstelde Hg-gehalte in sommige afvalstoffen (kunststoffen, RDF, shredderafval), en een vrij lage onderwaarde voor het Hg-gehalte in steenkool.

Tabel 19: Mogelijke toename van de uitstoot van Hg door energetische valorisering van hoogcalorisch afval vergeleken met de totale industriële uitstoot in Vlaanderen in 2001

	transferfactor voor klinkerovens en elektriciteitscentrales	min	max	gemiddeld
vervangen brandstof steenkool	0.50	-8.39%	8.62%	0.11%
	0.25	-4.19%	4.31%	0.06%
	0.25/0.10 ¹	-2.56%	2.80%	0.12%
vervangen brandstof STEG	0.50	-5.16%	9.01%	1.92%
	0.25	-2.58%	4.51%	0.96%
	0.25/0.10 ¹	-1.91%	2.88%	0.49%

¹ in dit geval werd rekening gehouden met een transferfactor van 0.25 voor klinkerovens, en 0.10 voor elektriciteitscentrales

Bij de andere metalen lijken vooral Cd en Cu eventueel problemen te kunnen stellen.

De verhoogde uitstoot van Cu is grotendeels te herleiden tot de verwerking van RDF in elektriciteitscentrales en in mindere mate shredderafval in klinkerovens. In het geval van RDF is er een groot verschil tussen het veronderstelde minimum- en maximum Cu-gehalte in RDF. Voor shredderafval is het uiteraard zo dat het hier gaat om ene relatief beperkte hoeveelheid shredderafval (10 kton).

De verhoogde Cd-uitstoot is te verklaren door het lage gehalte aan Cd in steenkool en de relatief hoge transferfactor voor Cd in klinkerovens en elektriciteitscentrales. Hierdoor leiden de verwerking van kunststoffen (0,4 %) en shredderafval (0,15 %) in klinkerovens, en de verwerking van RDF (0,3 %) en behandeld hout (0,15 %) in elektriciteitscentrales tot verhoogde uitstoot.

Daarnaast zijn er ook consistent lichte verhogingen voor Co, Pb en Zn. Deze lichte verhogingen moeten echter gerelativeerd worden. Er wordt immers geen inschatting

gemaakt van de uitstoot voor eventuele alternatieve verwerking van de beschouwde afvalstromen.

Tabel 20: Mogelijke toename van de uitstoot van andere zware metalen door energetische valorisering van hoogcalorisch afval vergeleken met de totale industriële uitstoot in Vlaanderen in 2001 (vervangen elektriciteitsproductie o.b.v. steenkool)

vervangen elektriciteitsproductie steenkool	min	max	gemiddeld
As	-2,00%	0,55%	-0,73%
Cd	0,10%	2,12%	1,11%
Co	0,29%	0,62%	0,45%
Cr	-0,07%	0,28%	0,10%
Cu	0,08%	4,59%	2,34%
Ni	-0,23%	0,31%	0,04%
Pb	0,23%	0,70%	0,46%
Sb	0,06%	0,14%	0,10%
Sn			
Tl	-0,05%	-0,04%	-0,05%
V	-0,10%	0,04%	-0,03%
Zn	0,19%	0,54%	0,36%

Tabel 21: Mogelijke toename van de uitstoot van zware metalen door energetische valorisering van hoogcalorisch afval vergeleken met de totale industriële uitstoot van zware metalen in Vlaanderen in 2001 (vervangen elektriciteitsproductie o.b.v. aardgas)

vervangen elektriciteitsproductie STEG	min	max	gemiddeld
As	-0,88%	0,63%	-0,12%
Cd	0,16%	2,13%	1,14%
Co	0,33%	0,64%	0,48%
Cr	-0,01%	0,29%	0,14%
Cu	0,32%	4,72%	2,52%
Ni	-0,09%	0,34%	0,13%
Pb	0,24%	0,70%	0,47%
Sb	0,06%	0,14%	0,10%
Sn			
Tl	-0,05%	-0,04%	-0,05%
V	-0,10%	0,04%	-0,03%
Zn	0,19%	0,54%	0,36%

De bovenstaande berekeningen en besluiten hebben betrekking op de resultaten van het referentiescenario in de scenariostudie. Daardoor zijn ze deels afhankelijk van de specifieke afval-technologiecombinaties en –hoeveelheden. Het is duidelijk dat indien er bv. voor een specifieke stroom problemen met Hg-uitstoot optreden bij verwerking in klinkerovens, deze ook zullen optreden bij verwerking in elektriciteitscentrales en vice versa.

5 UITLOGING VAN ZWARE METALEN UIT CEMENTPRODUCTEN

De spoorelementconcentratie van commerciële cement kan aanzienlijk variëren naargelang de gebruikte grondstoffen en brandstoffen. Het toegenomen gebruik van alternatieve brandstoffen en grondstoffen in de aanmaak van cement, roept vragen op naar de mogelijke milieu-impact van deze cementen. De zware metalen worden immers vooral in de klinker weerhouden.

De co-incineratie van afvalstoffen in cementovens leidt echter meestal niet tot een significante stijging van de concentratie aan zware metalen in de klinker^{xxvii}. De verdunning van deze metalen in het totale proces zorgt er voor dat de toename in de klinker eerder gering is en voor vele elementen zelfs niet meetbaar, tenzij het afval voor één of meerder metalen veel hogere concentraties bevat dan de gemiddelde natuurlijke grondstoffen. Dit kan bijvoorbeeld het geval zijn voor lood, dat in hoge concentraties kan voorkomen in sommige gebruikte oliën en voor zink dat in verhoogde concentraties aanwezig is in rubberbanden^{xxviii}. Ook organisch afvalstoffen rijk in Cr, Cu, Hg en Zn kunnen aanleiding geven tot verhoogde concentraties van deze elementen in de klinker^{xxvii}.

Verscheidene studies hebben bovendien aangetoond dat in het voor cementproducten meest relevante pH bereik van 8 tot 11, verhoogde concentraties van zware metalen zoals Pb, Zn en Cd nauwelijks leiden tot verhoogde uitloging van deze elementen^{xxix,xxx}. Deze metalen vertonen immers een minimale uitloogbaarheid in alkalische milieus (pH > 8) en de uitloging van cement vindt meestal plaats binnen het pH bereik van 8 tot 12, dat door het cement wordt opgelegd aan het uitloogmedium waarmee het in contact staat. De totaalconcentraties zijn dus geen goede indicatie voor de milieuhygiënische kwaliteit van het cementproduct^{xxx1}.

Oxyanionen daarentegen logen uit in neutrale tot licht alkalische milieus. De uitloging van verscheidene oxyanionen, zoals Cr, Mo, As en Sb neemt dan ook proportioneel toe met de concentratie ervan in het cement. Voor As, komt een 10 tot 30-voudige toename in de totaalconcentratie van het cement overeen met een 2 tot 5-voudige toename in de uitloogconcentratie^{xxix,xxx}. Voor Cr werden uiteenlopende resultaten gevonden, vermoedelijk heeft dit te maken met de oxidatiegraad waarin het element aanwezig is in het cement (Cr⁶⁺ of Cr³⁺). In bepaalde studies^{xxviii} nam ook de uitloging van Cr proportioneel toe met de totaalconcentratie in het monster. Chroom was in deze laatste studie in hexavalente vorm aanwezig in het eluaat.

Van de vernoemde elementen die ten gevolge van co-incineratie in verhoogde concentraties in de klinker kunnen aanwezig zijn (d.i. Pb, Zn, Cr, Cu en Hg), geeft enkel Cr en dan nog slechts in bepaalde gevallen (Cr(VI)) aanleiding tot een verhoogde uitloogbaarheid. Door de oxiderende omstandigheden in de klinkeroven wordt een deel van het Cr omgezet in Cr(VI). Zowel o.w.v. milieukundige als o.w.v. veiligheidsredenen (oorzaak van huidziekten) moet het Cr(VI)-gehalte in het cement beperkt worden. Dit kan door toevoeging van specifieke reagentia (o.a. FeSO₄). Cr komt in vergelijking met steenkool in verhoogde concentraties voor in rubberbanden, shredderafval en RDF (Tabel 4).

De stelling van CBR^{xxxii} dat het gecontroleerd gebruik van alternatieve brand- en grondstoffen ter vervanging van natuurlijke materialen geen wijzigingen teweeg brengt in het uitlooggedrag van beton, wordt door bovenstaande studies grotendeels bevestigd.

Ten gevolge van de hoge alkaliniteit, heeft het cement/beton systeem een hoge buffercapaciteit, uitgedrukt als 'zuur neutraliserend vermogen', waardoor een stabiel systeem ontstaat onder verschillende blootstellingscondities. Enkel in een vrij zure omgeving, is het mogelijk dat dit buffersysteem niet voldoende groot is om op lange termijn een alkalisch milieu ($\text{pH} > 8$) te vrijwaren. Tijdens het dienstleven van beton treedt een geringe carbonatatie op, dit is de omzetting van $\text{Ca}(\text{OH})_2$ tot CaCO_3 , wat gepaard gaat met een buffering van de pH rond 8. Wanneer beton hergebruikt wordt (als ongebonden granulaat) kan carbonatatie belangrijk worden. Tijdens de carbonatatie kunnen immers spoorelementen uitlogen ten gevolge van de geringere alkaliniteit van het systeem. Hierbij speelt de grootte van de korrels een belangrijke rol, de fijne fractie (zeefzand) kan immers aanzienlijk of volledig gecarbonateerd worden, met een aanzienlijke uitloging van de spoorelementen tot gevolg. In dit laatste geval kan echter zowel cement vervaardigd met als zonder co-incineratie van afvalstoffen kritische parameters bevatten. Terwijl grovere partikels hun alkalisch karakter behouden en daardoor ook minder uitlogen.

6 BESLUITEN

Door de grote spreiding op de basisgegevens voor brandstof- en afvalsamenstelling, en door de onzekerheid op de gebruikte transferfactoren zit ook op de inschatting van het risico op een verhoogde uitstoot van zware metalen als gevolg van de energetische valorisering van HCA-stromen een grote spreiding en onzekerheid. De berekende boven- en onderwaarden zijn gebaseerd op de onder- en bovenwaarden voor afval- en brandstofsamenstelling. Ze geven aan of er eventueel een risico bestaat op een in belangrijke mate verhoogde uitstoot, en binnen welk interval de effecten waarschijnlijk te situeren zijn. De onder- en bovenwaarden van de intervallen geven extreme situaties weer en zijn op zich eerder onwaarschijnlijk. Bij de interpretatie van deze waarden moet rekening gehouden worden met al de in dit document beschreven randvoorwaarden en veronderstellingen.

Globaal kan gesteld worden dat bij de energetische valorisering van de in Vlaanderen geproduceerde HCA stromen een risico bestaat op verhoogde uitstoot van Hg, Cu en Cd.

Vooraf voor Hg is er een grote onzekerheid. Rekening houdend met gemiddelde waarden voor brandstof- en afvalsamenstelling zou de uitstoot van Hg nagenoeg gelijk blijven. Afhankelijk van de basisveronderstellingen kan de uitstoot echter ook sterk toenemen of sterk afnemen.

De hoge transferfactoren naar de lucht voor Hg in klinkerovens en elektriciteitscentrales liggen aan de basis van mogelijke risico's. Dat zowel sterke toenames als afnames mogelijk zijn, heeft verder te maken met de vrij brede intervallen die zowel voor het Hg-gehalte in de afvalstoffen als voor het Hg-gehalte in de vervangen steenkool werden gehanteerd. Daardoor kan het Hg-gehalte in de meeste hier beschouwde afvalstoffen zowel een stuk hoger als een stuk lager liggen dan in de vervangen steenkool. Enkel het Hg-gehalte van shredderafval overschrijdt in alle gevallen het gemiddelde Hg-gehalte voor steenkool.

Mogelijke risico's voor een verhoogde uitstoot van Hg zijn de verwerking van kunststoffen en shredderafval in klinkerovens, en de verwerking van RDF in elektriciteitscentrales.

Bij de andere metalen lijken vooral Cu en Cd eventueel problemen te kunnen stellen.

Het risico op een verhoogde uitstoot van Cu is grotendeels te herleiden tot de verwerking van RDF in elektriciteitscentrales en in mindere mate shredderafval in klinkerovens. Voor RDF is er grote onzekerheid over het Cu-gehalte en werd een breed interval gebruikt.

De verhoogde Cd-uitstoot is te verklaren door het lage gehalte aan Cd in steenkool en de relatief hoge transferfactor voor Cd in klinkerovens en elektriciteitscentrales. Vooral de verwerking van kunststoffen in klinkerovens en de verwerking van RDF in elektriciteitscentrales kunnen bijdragen tot een verhoogde uitstoot (+ 0,3 – 0,4 %). In mindere mate is dit ook het geval voor verwerking van shredderafval in klinkerovens en van behandeld hout in elektriciteitscentrales.

Daarnaast zijn er ook consistent lichte verhogingen voor Co, Pb en Zn. Deze lichte verhogingen moeten echter gerelativeerd worden. Er wordt immers ook geen inschatting gemaakt van de uitstoot bij de huidige verwerking van de beschouwde afvalstromen.

Voor uitloging uit cementproducten zijn weinig risico te verwachten. Enkel Cr(VI) zou in sommige omstandigheden kunnen uitloggen.

REFERENTIES

- ⁱ MIRA achtergronddocument 2002, verspreiding van zware metalen
- ^{i.i} Phyllis, database for biomass and waste, <http://www.ecn.nl/Phyllis>, Netherlands Energy Research Foundation ECN
- ⁱⁱⁱ Vito (2003) Case-study: houtafval in Vlaanderen
- ^{iv} G.W. Kranjenbrink, TNO-MEP, Apeldoorn, 1996 (correspondentie met CE Delft)
- ^v Febelcem (1996) Argumentaire scientifique et technique de fiabilité de la filière de valorisation de déchets et sous-produits industriels en cimenterie. Annexe au protocole d'accord conclu entre la Région Wallonne et Febelcem le 19.05.1995.
- ^{vi} R. Kronberger, Waste to recovered fuel cost-benefit analysis. GUA Gesellschaft für umfassende Analysen GmbH, Wien, April 2001
- ^{vii} IBAA, BZL, CUTEC; Möglichkeiten der Kombination von mechanisch-biologischer und thermischer Behandlung von Restabfällen. Umweltbundesamt, Berlin (1998).
Morf, L.S, Brunner, P.H. Methoden zur indirekten Bestimmung der Zusammensetzung von Siedlungsabfällen. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft – Abteilung Abfallwirtschaft, RU Wien (1999).
Rijpkema, L.P.M, Zeevalking, J.A., Specific processing cost of waste materials in a municipal solid waste combustion facility. TNO Institute of Environmental Sciences, Energy Research and Process Innovation, Apeldoorn, (1996).
Kost et al., Einfluss der Aufbereitung auf die Qualität der Ersatzbrennstoffe am Beispiel von Chlor. Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten, TU Dresden. (2000);
Kost et al, Schadstoffproblematik beim Einsatz von Abfällen als Ersatzbrennstoffe in Industriefeuerungen. Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten, TU Dresden. (2000) ;
Fehring et al.; Auswirkungen unterschiedlicher Szenarien der thermischen Verwertung von Abfällen in Österreich (Projekt: ASTRA). Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft – Abteilung Abfallwirtschaft, RU Wien (1997);
RIVM, Chemische analyse van huishoudelijk restafval resultaten 1994 en 1995 (1999),
Witzenhausen-Institut&Umwelttechnik&Ingenieure, Ermittlung und Bewertung von regenerativen Energiepotenzialen in Sekundärbrennstoffen (Entwurf). Studie im Auftrag der Trienekens AG, Witzenhausen/Hannover, (2000).
- ^{viii} H.J. Croezen, G.C. Bergsma, De milieukundige score van verwerking van hoogcalorisch afval in de PEC, CE Delft, december 1997
- ^{ix} EIPPCB (2001) Draft Reference document on Best Available Techniques for large combustion plants.
- ^x Environmental data of the German cement industry 2001. Verein Deutsche Zementwerke
- ^{xi} BZL (2001) Ecodumping by energy recovery. A report on distortions of environmental standards between disposal and recovery and approaches to overcome them.
- ^{xii} Mededeling E. Waeyenbergh, HOLCIM – Ciments d'Obourg, 2002.
- ^{xiii} Meij R., 1989, Tracking trace elements at a coal-fired power plant equipped with a wet flue-gas desulphurisation facility – KEMA Scientific and Technical Reports 7(5): 267-355.
- ^{xiv} KEMA (1997) Behavior, control and emissions of trace species by coal-fires power plants in Europe, KEMA Report, Arnhem, the Netherlands.
- ^{xv} Couch, G.R. (1995) Power from coal – where to remove impurities, IEA Coal Research, report IEACR/82, London.
- ^{xvi} Reimann, D.O., Aufteilung von anorganische Schadstoffen und Schwermetallen auf die feste und gasförmige Phase bei Verbrennungsvorgängen, VDI-seminar 'Dioxin- und Gesamtemissionsminimierungstechniken mit Betriebserfahrungen, München, 14-15 september 1995.
- ^{xvii} Hillen, R., M.R. Klein, R. Kubisa, Konzepte zur Abscheidung von Quecksilber und anderen Schadstoffen aus Abgasen von Müll- un Klärschlammverbrennungsanlagen au Sicht der Fa. Steinmüller, VDI-seminar 'Dioxin- und Gesamtemissionsminimierungstechniken mit Betriebserfahrungen, München, 14-15 september 1995.
- ^{xviii} Sloss, L.L. (1995) Mercury emissions and effects – the role of coal, report from IEA Coal Research, London.
- ^{xix} Meij et al. (2002) The fate and behavior of mercury in coal-fired power plants, J.Air & Waste Manage.Assoc. 52: 912-917.

-
- ^{xx} Wirling, J., H. Schroth, Quecksilberabscheidung aus Abgasen einer Klärschlammverbrennungsanlage an Braunkohlenkoks, Müll und Abfall 10 (1996), p 683 – 687.
- ^{xxi} CIEMAT (1998) Flue gas cleaning, European Commission DG XVII Clean Coal Technology Handbook, Section 5, Madrid/Brussels.
- ^{xxii} EIPPCB (2001) Draft Reference document on Best Available Techniques for large combustion plants.
- ^{xxiii} Vanderreydt I., Vanormelingen J., Savat P. (2002) Co-verbrandingsproeven met gedroogd RWZI-slib in de elektriciteitscentrale van Electrabel te Langerlo, Vito/Laborelec.
- ^{xxiv} Hale M. (2002) Eurits' contribution to the IPPC waste incineration BREF, Annual Symposium on the Technical Aspects of Hazardous Waste Incineration, Leuven, 27 -29 November 2002.
- ^{xxv} VMM (2002) Lozingen in de lucht 1980 – 2001.
- ^{xxvi} Moorman S, Croezen H. Emissies uit bijstoken, verbranden en vergassen van niet-gevaarlijke afvalstromen in vergelijking tot BLA en AVI. Delft, 2000
- ^{xxvii} Karstensen, K.H. (1994) Burning hazardous waste as co-fuel in a cement kiln – Does it affect the environmental quality of cement. In: Environmental aspects of construction with waste materials. Eds. J.J.J.M. Goumans, H.A. van der Sloot, Th.g. Aalbers. Elsevier Science Publishers, Amsterdam, 1994, p. 433-451
- ^{xxviii} Serclérat, I., P. Moszkowicz, B. Pollet (2000) Retention mechanisms in mortars of the trace metals contained in Portland cement clinkers. Waste Management, 20, 259-264
- ^{xxix} Van der Sloot (2000) Comparison of the characteristic leaching behaviour of cements using standard (EN 196-1) cement mortar and an assessment of their long-term environmental behaviour in construction products during service life and recycling. Cement and concrete Research, vol. 30, 1079-1096
- ^{xxx} Van der Sloot, H.A, D. Hoede, R.P.J.J. Rietra, R. Stenger, Th. Lang, M. Schnieder, G. Spanka, E. Stoltenberg-Hansson, A. Lerat (2001) Environmental criteria for cement based products. Phase I: Ordinary Portland Cements, ECN rapport (ECN-C—01-069).
- ^{xxxi} Van der Sloot, H.A. en D. Hoede (1997) Long term leaching behaviour of cement mortars. ECN rapport (ECN-C—97-042).
- ^{xxxii} CBR Milieujaarsverslag van 2001