

RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEUHYGIENE, BILTHOVEN

NEDERLANDSE ORGANISATIE VOOR TOEGEPAST NATUURWETENSCHAPPELIJK
ONDERZOEK, APELDOORN

Rapport 770501003

EMISSIONS VAN DIOXINEN IN NEDERLAND

H.J.Bremmer¹, L.M.Troost², G.Kuipers²,
J.de Koning² en A.A.Sein¹

April 1993

Met bijdrage in de eindredactie van:

H.A.Kruyt, Dienst Water en Milieu van de Provincie Zuid-Holland

¹ RIVM

² TNO



*onderzoek in dienst
van mens en milieu*

Dit onderzoek is verricht in opdracht van de Hoofdinspectie van de Volksgezondheid voor de Milieuhygiëne, in overleg met de Interdepartementale Coördinatie Commissie Dioxinen, bestaande uit vertegenwoordigers van de Ministeries van VROM, WVC, LNV en van het RIVM.

VERZENDLIJST

- 1 - 5 Hoofdinspectie van de Volksgezondheid voor de Hygiëne van het Milieu.
- 6 Directeur-Generaal Milieubeheer.
- 7 Plaatsvervangend Directeur-Generaal Milieubeheer.
- 8 - 10 DGM Directie Afvalstoffen.
- 11 - 13 DGM Directie Lucht en Energie.
- 14 - 16 DGM Directie Stoffen, Veiligheid en Straling.
- 17 - 20 Hoofdinspectie Gezondheidsbescherming.
- 21 - 23 Directie Voeding en Veiligheid van Produkten.
- 24 - 26 Geneeskundige Hoofdinspectie van de Volksgezondheid.
- 27 Directeur-Generaal van de Volksgezondheid.
- 28 Hoofdinspecteur van de Inspectie Gezondheidsbescherming.
- 29 - 31 Veterinaire Hoofdinspectie van de Volksgezondheid.
- 32 - 35 Directie Milieukwaliteit en Voeding van het Ministerie van LNV.
- 36 - 44 Regionale Inspecties van de Volksgezondheid voor de Hygiëne van het Milieu.
- 45 - 49 Voorzitter Interdepartementale Coördinatiecommissie Dioxineproblematiek.
- 50 - 60 Voorzitter begeleidingscommissie dioxine-onderzoek.
- 61 - 69 Leden en contactpersonen van de begeleidingscommissie MOB.
- 70 - 110 Deelnemende bedrijven.
- 111 - 135 VNCI.
- 136 - 160 FME.
- 161 - 180 BMRO/VNO-NCW.
- 181 - 183 Secretariaat Inter Provinciaal Overleg.
- 184 - 195 Provinciale besturen.
- 196 - 200 Secretariaat Vereniging Nederlandse Gemeenten.
- 201 - 202 Vereniging van Afval Verwerkers.
- 203 - 204 RIZA.
- 205 Directie IMET-TNO.
- 206 Ir. A. Verbeek.
- 207 Dr. Ir. E.W.B. de Leer.
- 208 - 209 Centrale bibliotheek TNO, complex Apeldoorn.
- 210 Centraal archief TNO, complex Apeldoorn.
- 211 Depot Nederlandse publikaties en Nederlandse bibliografie.
- 212 Directie RIVM.
- 213 Prof.Dr.Ir C. van den Akker.
- 214 Ir. F. Langeweg.
- 215 - 224 Projectgroep Dioxine-onderzoek RIVM.
- 225 Dr. R.M. van Aalst.
- 226 Ir. A.H.M. Bresser.
- 227 Drs A. van der Giessen.
- 228 Dr. H.A. van 't Klooster.
- 229 Drs. L.H.M. Kohsiek.
- 230 Dr. W.H. Könemann.
- 231 Dr. F.J.J. Brinkmann.
- 232 Hoofd Bureau Voorlichting en Public Relations
- 233 - 238 Auteurs en medewerkers.
- 239 Documentatiecentrum ACT.
- 240 Bibliotheek RIVM.
- 241 Bibliotheek LAE.
- 242 Bureau Projecten en Rapporten registratie.
- 243 - 292 Reserve RIVM.
- 293 - 332 Reserve TNO.
- 333 - 400 Reserve HIMH.

INHOUDSOPGAVE

	pag.
VERZENDLIJST	i
INHOUDSOPGAVE	ii
SUMMARY	viii
SAMENVATTING	1
1. INLEIDING	4
2. UITVOERING MOB-ONDERZOEK	7
2.1 Algemeen	7
2.2 Meetprogramma	8
2.3 Meetmethoden	8
2.4 Nauwkeurigheid vastgestelde dioxine-emissies	8
3. VERBRANDING VAN HUISHOUELIJK AFVAL	10
3.1 Algemeen	10
3.2 Procesbeschrijving	10
3.3 Meetresultaten emissies via rookgassen	11
3.4 Emissies via reststoffen	11
3.4.1 <i>Slakken</i>	12
3.4.2 <i>E-filteras</i>	12
3.4.3 <i>Rookgasreinigingsresiduen</i>	12
3.4.4 <i>Effluent</i>	13
3.5 Samenvatting	13
3.6 Toekomstige situatie	13
4. VERBRANDING CHEMISCHE AFVALSTOFFEN	14
4.1 Algemeen	14
4.2 Procesbeschrijving	14
4.2.1 <i>Oventypen</i>	14
4.2.2 <i>Rookgasbehandeling</i>	15
4.3 Geïnventariseerde processen	15
4.4 Meetresultaten MOB	16
4.5 Meetresultaten buiten MOB-kader	19
4.5.1 <i>Rookgasemissies</i>	19
4.5.2 <i>Emissies via reststoffen</i>	22
4.6 Evaluatie	22
4.6.1 <i>Emissies via rookgassen</i>	22
4.6.2 <i>Emissies via reststoffen</i>	23
4.7 Samenvatting	23
4.8 Toekomstige situatie	23

	pag.
5. VERBRANDING VAN STORT- EN BIOGAS EN SLIB	24
5.1 Algemeen	24
5.2 Procesbeschrijving	24
5.3 Geïntervieweerde processen	25
5.4 Meetresultaten MOB	25
5.5 Meetresultaten buiten MOB kader	26
5.6 Literatuurgegevens	28
5.7 Evaluatie	29
5.8 Samenvatting	30
5.9 Toekomstige situatie	30
6. AFBRANDEN VAN KABELS, ELEKTROMOTOREN E.D.	31
6.1 Algemeen	31
6.2 Procesbeschrijving	31
6.3 Geïntervieweerde processen	32
6.4 Meetresultaten buiten MOB-kader	32
6.5 Literatuurgegevens	33
6.6 Evaluatie	33
6.7 Samenvatting	34
7. AFVALVERBRANDING BIJ ZIEKENHUIZEN	35
7.1 Algemeen	35
7.2 Procesbeschrijving	35
7.3 Geïntervieweerde processen	35
7.4 Meetresultaten buiten MOB-kader	36
7.5 Evaluatie	37
7.6 Samenvatting	37
7.7 Toekomstige situatie	37
8. ASFALTMENGINSTALLATIES	38
8.1 Algemeen	38
8.2 Procesbeschrijving	38
8.3 Geïntervieweerde processen	39
8.4 Meetresultaten MOB	39
8.5 Evaluatie	40
8.6 Samenvatting	41
9. VERBRANDING VAN OLIE	42
9.1 Algemeen	42
9.2 Procesbeschrijving	42
9.3 Geïntervieweerde processen	43
9.3.1 Afgewerkte olie	43
9.3.2 Niet verontreinigde olie	44
9.4 Meetresultaten MOB	44
9.5 Meetresultaten buiten MOB-kader	45
9.6 Literatuurgegevens	46

	pag.
9.7 Evaluatie	46
9.7.1 <i>Afgewerkte olie</i>	46
9.7.2 <i>Niet-verontreinigde olie</i>	47
9.8 Samenvatting	48
9.9 Emissie op de Noordzee	48
10. VERBRANDING VAN STEENKOOL EN BRUINKOOL	49
10.1 Procesbeschrijving	49
10.2 Geïntervieweerde processen	49
10.3 Meetresultaten MOB	50
10.4 Literatuurgegevens	51
10.5 Evaluatie	52
10.6 Samenvatting	53
11. VERBRANDING VAN HOUT	54
11.1 Algemeen	54
11.2 Procesbeschrijving	54
11.2.1 <i>Huishoudelijke verbranding</i>	54
11.2.2 <i>Industriële verbranding</i>	54
11.3 Geïntervieweerde processen	55
11.3.1 <i>Huishoudelijke verbranding</i>	55
11.3.2 <i>Industriële verbranding</i>	57
11.4 Meetresultaten MOB	58
11.5 Resultaten metingen buiten MOB-kader	59
11.6 Literatuurgegevens	60
11.7 Evaluatie	61
11.7.1 <i>Algemeen</i>	61
11.7.2 <i>Emissiefactoren</i>	62
11.7.3 <i>Dioxine-gehaltenes roet</i>	63
11.8 Samenvatting	63
11.9 Toekomstige situatie	64
12. CREMATORIA	65
12.1 Procesbeschrijving	65
12.2 Geïntervieweerde processen	65
12.3 Meetresultaten MOB	65
12.4 Literatuurgegevens	66
12.5 Evaluatie	66
12.6 Samenvatting	67
13. BRANDEN	68
13.1 Algemeen	68
13.2 Procesbeschrijving	68
13.3 Geïntervieweerde processen	68
13.4 Literatuurgegevens	68
13.5 Evaluatie	69

	pag.
14. DIVERSE HOGE TEMPERATUUR PROCESSEN	70
14.1 Algemeen	70
14.2 Procesbeschrijvingen	70
14.2.1 <i>Thermische grondreiniging</i>	70
14.2.2 <i>Produktie van isolerende steen</i>	70
14.2.3 <i>Drogen van vliegias</i>	71
14.2.4 <i>Produktie van cement</i>	71
14.2.5 <i>Produktie van steenwol</i>	71
14.2.6 <i>Produktie van glas</i>	72
14.3 Geïntervieweerde processen	72
14.4 Meetresultaten MOB	72
14.5 Meetresultaten buiten MOB-kader	74
14.6 Evaluatie	74
14.7 Samenvatting	75
15 VERKEER	76
15.1 Algemeen	76
15.2 Geïntervieweerde processen	76
15.3 Literatuurgegevens	76
15.4 Evaluatie	77
15.5 Samenvatting	78
15.6 Toekomstige situatie	78
16. SINTERPROCESSEN	79
16.1 Algemeen	79
16.2 Procesbeschrijving	79
16.3 Geïntervieweerde processen	79
16.4 Meetresultaten MOB	80
16.5 Meetresultaten buiten MOB-kader	80
16.6 Evaluatie	81
16.7 Samenvatting	82
16.8 Toekomstige situatie	82
17. METAALINDUSTRIE	83
17.1 Algemeen	83
17.2 Procesbeschrijving	83
17.2.1 <i>Basismetallindustrie</i>	83
17.2.2 <i>Secundaire ijzer- en staal industrie</i>	84
17.2.3 <i>Secundaire non-ferro industrie</i>	85
17.3 Geïntervieweerde processen	85
17.3.1 <i>Basismetallindustrie</i>	85
17.3.2 <i>Secundaire ijzer-en staalindustrie</i>	85
17.3.3 <i>Secundaire non-ferro industrie</i>	86
17.4 Meetresultaten MOB	87
17.4.1 <i>Basismetallindustrie (cokesproduktie)</i>	87
17.4.2 <i>Secundaire ijzer- en staalindustrie</i>	89

	pag.
17.5 Meetresultaten buiten MOB-kader	89
17.5.1 <i>Secundaire ijzer- en staalindustrie</i>	89
17.5.2 <i>Secundaire non-ferro industrie</i>	90
17.6 Evaluatie	90
17.6.1 <i>Basismetalaalindustrie</i>	90
17.6.2 <i>Secundaire ijzer- en staalindustrie</i>	91
17.6.3 <i>Secundaire non-ferro industrie</i>	92
17.7 Samenvatting	93
18. CHEMISCHE PRODUKTIEPROCESSEN	94
18.1 Algemeen	94
18.2 Procesbeschrijving	94
18.3 Geïntegreerde processen	95
18.4 Metingen in MOB-kader	96
18.5 Metingen buiten MOB-kader	97
18.6 Literatuurgegevens	97
18.7 Evaluatie	98
18.7.1 <i>Emissie naar lucht</i>	98
18.7.2 <i>Emissie naar water</i>	98
18.7.3 <i>Emissies via afvalstoffen en slib</i>	99
18.8 Samenvatting	99
19. GEBRUIK BESTRIJDINGSMIDDELEN (met name HOUTVERDUURZAMING)	100
19.1 Algemeen	100
19.2 Landbouwbestrijdingsmiddelen en middelen voor veterinair gebruik	100
19.3 Pentachloorfenol als conserveringsmiddel in slakkenkorrels	100
19.4 Pentachloorfenyllauraat als rot en schimmelwerend middel in de textielindustrie	100
19.5 Pentachloorfenol als houtverduurzamingsmiddel	101
19.5.1 <i>Inleiding</i>	101
19.5.2 <i>Hoeveelheden toegepaste PCP en Na-PCP</i>	101
19.5.3 <i>Emissie van dioxinen in relatie met de PCP emissie</i>	103
19.6 Samenvatting	105
19.7 Toekomstige situatie	105
20. DISCUSSIE	106
20.1 Inleiding	106
20.2 Meetopzet	106
20.3 Nauwkeurigheid	106
20.4 Emissie naar lucht	109
20.5 Vergelijking met de gegevens uit het werkdocument	110
20.6 Emissie naar water	111
20.7 Reststoffen	111
20.8 Verspreiding van dioxinen via de lucht en risico's voor de volksgezondheid	111
20.9 Toekomstige ontwikkelingen	112
20.10 Congeneerpatronen	115

	pag.
21 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN.	117
21.1 Conclusies	117
21.2 Aanbevelingen	120
22. LITERATUUR	121
23. OVERZICHT GEBRUIKTE SYMBOLEN, AFKORTINGEN EN BEGRIPPEN	129
 BIJLAGEN	
BIJLAGE 1 Toelichting dioxinen	132
BIJLAGE 2 Leden begeleidingscommissie en contactpersonen	135
BIJLAGE 3 Informatiebulletin voor bedrijven	136
BIJLAGE 4 Meetmethoden	139
BIJLAGE 5 Onnauwkeurigheid meetresultaat dioxine meting	146
BIJLAGE 6 Verspreiding van dioxinen en risico's voor de volksgezondheid	149
BIJLAGE 7 Congeneerpatronen	154

SUMMARY

In 1989 high dioxin concentrations were found in cow's milk originating from areas located near municipal solid waste (MSW) incinerators. These findings led to a programme being set up for the measurement of the dioxin emissions from all Dutch MSW incinerators. Measurements on sources other than MSW incinerators were only carried out on a restricted scale. An inventory of possible dioxin sources was made in cooperation with the regional Inspectorates of Public Health for Environmental Protection. Based on the results of this inventory, additional measurements on sources not previously measured were carried out in the period 1991-1992.

The results of the measurements, partly supplemented with data from the literature were then elaborated into a total estimate of the dioxin emission in the Netherlands in 1991. This estimate is surveyed in the attached table.

As far as possible one or more measurements have been carried out on installations which are considered representative for the process category. Measurements were carried out on more installations for process categories in which the highest contributions were expected than for categories in which low contributions were expected. By doing so the estimate of the emission from the most important sources — and therefore the largest part of the total emission — is the most accurate.

From the set up of the investigation and the depth of the inventory it can be concluded that the estimate of the total emission in the Netherlands gives a reasonable reflection of the real emission.

In total, the emission to air in 1991 was 484 g I-TEQ. Emissions from fires are not included. Of that total, the MSW incinerators emit the largest quantity, i.e. 80% of the total. The remainder of the estimated yearly emission is distributed over 16 process categories, of which sintering processes

(5.4% of the total), the former use of wood preservatives (5.2%), the incineration of hazardous waste (3.3%) and wood combustion (2.5%) are most important. The yearly emission of each of the remaining process categories amounts to less than 1% of the total emission in the Netherlands.

Sintering processes and the incineration of hazardous waste belong to those categories of which measurements are carried out on various installations. Little data for wood combustion and former use of wood preservatives are available. For these process categories only an indication of the yearly emission is given. From emissions as result of fires no estimate is given because of insufficient available data.

The quantities of dioxins bound to the residues of incineration processes are often much larger than the quantities emitted to air. For MSW incinerators it is estimated that three times as much dioxin is removed with residues as by emission to air. For all the process categories taken together the emission through residues (as far as known) amounts to 1050 g I-TEQ/y. The emission to surface waters amounts to about 3 g I-TEQ/y (fires excluded).

Estimated dioxin emissions to air in 1991 and expected emissions in the year 2000

Process category	EMISSION 1991 [g I-TEQ/y] ²⁾	EMISSION 2000 ¹⁾ [g I-TEQ/y] ²⁾
Municipal solid waste incineration	382	2 - 4
Incineration of hazardous waste	16	1,7
Incineration of landfill, biogas and sludge	0,3	1,5
Cable and electro-motor burning	1,5	1,5
Waste incineration at hospitals	2,1	0
Asphalt mixing plants ³⁾	0,3	0,3
Oil combustion	1,0	1,0
Coal combustion	3,7	3,7
Wood combustion ⁴⁾	12	9
Crematoria	0,2	0,2
Fires	?	?
Different high-temperature processes	2,7	2,7
Traffic	7,0	0,2 - 5
Sintering processes	26	3
Metal industry	4,0	4,0
Chemical production processes ³⁾	0,5	0,5
Use of wood preservatives	25	20
Total (fires excluded)	484	max.58

¹⁾ The emission estimate in the year 2000, with the exception of MSW incinerators, does not account for the growth in, or a shift

²⁾ The number of the given figures is no indication of certainty; values lower than 10 are rounded off to the first decimal place.

³⁾ Emission as a result of heat generation is mentioned by the energy generators concerned.

⁴⁾ Highly uncertain; additional research is recommended

If, and to what extent, humans are exposed to dioxins depends on the way in which emitted dioxins are distributed in the environment. The major route of exposure is food consumption, especially through milk and dairy products. Based on a distribution study a chain model has been developed. With this model a quantitative relation between dioxin emission and dioxin concentrations in cow's milk can be given. Calculations using this model show that in the surroundings of none of the industrial installations the standard for milk (6 pg I-TEQ/g milk fat) is exceeded.

Besides the standard for cow's milk, an emission standard of 0,1 ng I-TEQ/m³ is included in the Incineration Directive 1989 (RV89) for incineration processes, to protect the environment. This directive is based on the principle of best technical means. For MSW incinerators the RV 89 has in the meantime, been replaced by "the incineration decree". Based on the then available data, the total estimated emission in 1989 in the Netherlands was 960 g I-TEQ. Since 1989 a number of MSW and hospital incinerators, and cable-burning installations have been closed. Furthermore, emission restricting measures have been introduced for some MSW incinerators and secondary metal working processes. As a result of these measures, the emission has been reduced to the estimate of 484 g I-TEQ in 1991 as mentioned in the table. In the coming years dioxin emissions will further decrease due to measures resulting from current developments.

For the year 2000 therefore the expected total yearly emission in the Netherlands will be about 58 g I-TEQ. The emission from MSW incinerators will decrease from 790 g I-TEQ in 1989 and the 382 g I-TEQ estimated for 1991 to a maximum of 4 g I-TEQ in 2000 (depending on the quantity of waste to be incinerated by that time). Besides the estimate for 1991, the table also shows the expected division of emissions for the different process categories in the year 2000, provided that measures that now have been started will be continued.

From the survey it can be seen that the former use of wood preservatives will, in the future, probably be the largest source. One has to keep in mind that at the moment the emission from this source is relatively low as compared to the present total emission in the country. It is difficult to carry out measurements to more accurately establish the emission from this source. Moreover, the emission will slowly decrease because of the prohibition of pentachlorophenol in wood preservatives. Therefore additional research is not recommended. Although the estimate of the dioxin emission from wood combustion is not certain, it is thought that probably wood combustion will be the second source in the future. To confirm the real level of the emission from wood combustion, additional research is recommended. To estimate the dioxin emission of fires, emission measurements on open fires with different wood compositions are desirable.

To prevent a shift in the future of dioxin emissions to air to emissions through residues and water, process-integrated measures have preference over end-of-pipe techniques.

Nowhere in the Netherlands — with the exception of the Lickebaert area — does the calculated dioxin concentration in cow's milk, based on the 1991 emission, exceed the milk standard. When the dioxin emission is reduced to 58 g I-TEQ/y, the background deposition will drop from 8 ng I-TEQ m⁻²year⁻¹ to about 4 ng I-TEQ m⁻²year⁻¹, assuming that the contribution from foreign sources remains the same.

The background concentration of dioxins in cow's milk will also further decrease and will be largely dependent from emissions in foreign countries. One has to keep in mind that locally as a result of emissions from local sources, the deposition and therefore the dioxin concentration in cow's milk may be increased somewhat.

SAMENVATTING

In 1989 werden, in vergelijking met de landelijke achtergrond-concentratie, hoge gehalten dioxinen aangetroffen in melk afkomstig van koeien die graasden in de omgeving van een aantal afvalverbrandingsinstallaties (AVI's).

Omdat slechts van enkele installaties dioxine-emissies bekend waren, werd opdracht gegeven emissiemetingen uit te voeren bij alle AVI's¹⁾. Behalve aan AVI's was slechts op beperkte schaal gemeten aan andere bronnen. In samenwerking met de inspectie van de volksgezondheid voor de milieuhygiëne is een inventarisatie gemaakt van mogelijke dioxine-bronnen. Naar aanleiding van de resultaten daarvan werden in de periode 1991 - 1992 aanvullende metingen verricht aan nog niet eerder gemeten dioxine-bronnen. De meetresultaten zijn vervolgens, deels aangevuld met literatuurgegevens, uitgewerkt tot een schatting van de in 1991 totaal optredende dioxine-emissie in Nederland. Bijgaande tabel geeft een overzicht van deze schatting.

Voor zover mogelijk zijn per processoort steeds één of meer metingen uitgevoerd aan installaties die als representatief voor de betreffende processoort worden beschouwd. Van processoorten waarvan de grootste bijdragen werden verwacht, zijn bij meer installaties metingen verricht dan bij processoorten waarvan op voorhand de bijdrage geringer werd geacht. Daardoor is de schatting van de emissie van de belangrijkste bronnen, en daarmee de hoofdmoot van de dioxine-emissies, het meest nauwkeurig.

Door de opzet van het onderzoek en de diepgang van de uitgevoerde inventarisatie kan worden geconcludeerd dat de in de overzichtstabel gegeven schatting van de totale landelijke emissie een redelijke weergave is van de werkelijke emissie.

In totaal werd in Nederland in 1991 484 g I-TEQ dioxinen geëmitteerd naar lucht. Daarin is niet begrepen de emissie tengevolge van branden. AVI's emitteren daarvan de grootste hoeveelheid, nl. ca. 80% van het totaal. Het overige deel van de geschatte jaarlijkse emissie is verdeeld over 16 processoorten, waarvan sinterprocessen (5,4% van het totaal), het (vroegere) gebruik van houtverduurzamingsmiddelen (met 5,2%), verbranding van chemisch afval (met 3,3%) en houtverbranding (met 2,5%) de belangrijkste zijn. Van ieder van de overige, in de tabel genoemde, processoorten bedraagt de geschatte jaarlijkse emissie minder dan 1% van de totale emissie in Nederland. Sinterprocessen en verbranding van chemisch afval behoren tot de processoorten waarvan meer metingen aan diverse installaties zijn uitgevoerd.

Van de verbranding van hout en het vroegere gebruik van houtverduurzamingsmiddelen, zijn weinig gegevens beschikbaar. Voor deze processoorten is een indicatieve schatting gegeven. Van emissies ten gevolge van branden is geen schatting gegeven omdat daarvoor onvoldoende gegevens beschikbaar waren. Uit de beschikbare informatie blijkt wel dat branden een niet te verwaarlozen bron vormen.

De hoeveelheden dioxinen die aan reststoffen van verbrandingsprocessen zijn gebonden zijn vaak groter dan de hoeveelheden die naar de lucht worden geëmitteerd. Voor AVI's wordt geschat dat drie maal zoveel dioxinen via de reststoffen wordt afgevoerd als via de emissie naar lucht (situatie 1991). Voor alle processoorten tezamen bedraagt de emissie via reststoffen voor zover bekend 1050 g I-TEQ/j. De emissie naar water bedraagt ca. 3 g I-TEQ/j (branden niet meegerekend).

¹⁾ Hierover is eerder gerapporteerd; Slob et al., 1992.

Geschatte dioxine-emissies naar lucht in 1991 en verwachte emissies in het jaar 2000

Processoort	EMISSIE 1991 [g I-TEQ/j] ²⁾	EMISSIE 2000 ¹⁾ [g I-TEQ/j] ²⁾
Verbranding huishoudelijk afval	382	2 - 4
Verbranding chemische afvalstoffen	16	1,7
Verbranding van stort- en biogas en slib	0,3	1,5
Afbranden van kabels, elektromotoren e.d.	1,5	1,5
Afvalverbranding bij ziekenhuizen	2,1	0
Asfaltmenginstallaties ³⁾	0,3	0,3
Verbranding van olie	1,0	1,0
Verbranding van steenkool en bruinkool	3,7	3,7
Verbranding van hout ⁴⁾	12	9
Crematoria	0,2	0,2
Branden	?	?
Diverse hoge temperatuur processen	2,7	2,7
Verkeer	7,0	0,2 - 5
Sinterprocessen	26	3
Metaalindustrie	4,0	4,0
Chemische produktie processen ³⁾	0,5	0,5
Gebruik bestrijdingsmiddelen (met name houtverduurzaming)	25	20
Totaal (exclusief branden)	484	max.58

¹⁾ Bij de schatting van de emissies voor 2000 is, behalve voor de AVI's, geen rekening gehouden met eventuele groei in, of verschuiving tussen, bepaalde sectoren.

²⁾ Het aantal opgenomen cijfers is geen indicatie van de nauwkeurigheid; waarden < 10 zijn afgerond op tienden.

³⁾ De emissie als gevolg van de warmte-opwekking is ondergebracht bij de betreffende energiedrager(s).

⁴⁾ Grote onzekerheden in de emissiefactoren; nader onderzoek aanbevolen.

Of, en in welke mate de mens wordt blootgesteld aan dioxinen is afhankelijk van de wijze waarop geëmitteerde dioxinen zich in het milieu verspreiden. De belangrijkste blootstellingsroute is die via voedsel, met name via melk en melkprodukten. Het in de afgelopen jaren uitgevoerde verspreidingsonderzoek heeft geleid tot een model, waarmee een kwantitatieve relatie tussen de emissie van dioxinen en de concentratie in koemelk kan worden gelegd. Met dit model is berekend dat bij geen van de onderzochte industriële bronnen een overschrijding van de in 1989 ingestelde warenwetnorm van 6 pg I-TEQ/g melkvet is te verwachten.

Naast de norm voor koemelk is, om het milieu zoveel mogelijk te ontzien, in de Richtlijn Verbranden 1989 (RV89) voor verbrandingsprocessen een emissie-grenswaarde van 0,1 ng I-TEQ/m³ opgenomen. Deze eis is gebaseerd op het principe van de best beschikbare technieken. Voor AVI's is de RV89 inmiddels omgezet in "Het besluit luchtmissies afvalverbranding" (Stb. 1993,36).

In 1989 werd op grond van toen beschikbare gegevens voor Nederland een totale emissie van 960 g I-TEQ geschat. Er zijn na 1989 een aantal AVI's, verbrandingsinrichtingen bij ziekenhuizen en kabelbranderijen gesloten. Verder zijn bij enkele AVI's en secundaire metaalprocessen emissiebeperkende maatregelen ingevoerd. Met name door deze maatregelen is de totale emissie in Nederland gedaald tot de nu voor 1991 geschatte 484 g I-TEQ. Tengevolge van maatregelen die voortvloeien uit de reeds in gang gezette ontwikkelingen zal de dioxine-emissie de komende jaren nog verder afnemen.

Voor het jaar 2000 wordt verwacht dat de totale emissie in Nederland ca. 58 g I-TEQ per jaar zal bedragen. Voor AVI's zal de emissie teruglopen van 790 g I-TEQ in 1989 via de nu geschatte 382 g I-TEQ in 1991 tot maximaal 4 g I-TEQ in het jaar 2000 (afhankelijk van de te verbranden hoeveelheid afval). In de tabel is behalve de schatting voor 1991, ook de verwachte verdeling van emissies over de verschillende processsoorten in het jaar 2000 opgenomen, vooropgesteld dat de nu (wettelijk dan wel fysiek) in gang gezette maatregelen worden geëffectueerd.

Uit het overzicht volgt dat het vroegere gebruik van houtverduurzamingsmiddelen in de toekomst waarschijnlijk de grootste bron zal zijn. Hierbij dient te worden bedacht dat op dit moment de emissie van deze bron relatief gering is t.o.v. de huidige landelijke emissie. Metingen om de dioxine-emissies van deze bron nauwkeuriger vast te stellen zijn moeilijk uitvoerbaar. Bovendien neemt de emissie langzaam vanzelf af door het ingestelde toepassingsverbod van pentachloorfenol in houtverduurzamingsmiddelen. Aanvullend onderzoek wordt daarom niet aanbevolen.

De schatting van de dioxine-emissie bij houtverbranding is nog onzeker. De mogelijkheid bestaat dat houtverbranding in de toekomst de tweede bron zal blijken te zijn. Om meer zekerheid te krijgen over de werkelijke hoogte van de emissie bij houtverbranding is aanvullend onderzoek nodig. Eerst dan kan met meer zekerheid een uitspraak over grootte van deze bron worden gedaan. Om na te gaan hoe, en in welke mate dioxinen bij branden worden gevormd is het gewenst ook emissies te meten aan open vuren met verschillende brandstofsamenstellingen.

Om te voorkomen dat in de toekomst dioxine-emissie via lucht wordt verschoven naar emissie via reststoffen en water verdienen procesgerichte maatregelen in het algemeen de voorkeur boven nageschakelde technieken.

Als in het jaar 2000 de emissie van dioxinen in Nederland is teruggebracht tot ca. 58 g I-TEQ per jaar, zal, bij gelijkblijvend aandeel van buitenlandse bronnen, de achtergronddepositie gedaald zijn van gemiddeld 8 ng I-TEQ m⁻² jaar⁻¹ tot ca. 4 ng I-TEQ m⁻² jaar⁻¹. Door deze daling zal ook de achtergrond-concentratie in koemelk verder afnemen. De niveaus van zowel de achtergrond-depositie als van de achtergrond-concentratie in de koemelk zullen dan grotendeels worden bepaald door de invloed van buitenlandse bronnen. Verwacht mag echter worden dat ook de bijdrage uit het buitenland in de toekomst zal afnemen. Lokaal zal, in de nabijheid van een bron, de depositie verhoogd zijn t.o.v. de achtergrond. Volgens de modelberekeningen wordt op dit moment (met uitzondering van het Lickebaert gebied) de dioxine-norm voor koemelk nergens overschreden. Door het terugdringen van de emissie zal de dioxine hoeveelheid in koemelk nog verder teruglopen ten opzichte van de norm. Ook de overschrijding in het Lickebaert gebied zal naar verwachting nog dit jaar (1993) verdwijnen.

1. INLEIDING

In de loop van 1989 werd geconstateerd dat monsters melk afkomstig uit het Rijnmond gebied (Lickebaert polder) hoge gehalten aan polychloordibenzo-p-dioxinen (PCDD's) en polychloor-dibenzofuranen (PCDF's), kortweg dioxinen genoemd, bevatten. De gehalten overtroffen de melknorm van 6 pg I-TEQ/g vet.

Afvalverbrandingsinstallaties (AVI's) stonden bekend als belangrijke bronnen, maar van slechts enkele installaties waren dioxine-emissies bekend. Daarom werd opdracht gegeven om bij alle AVI's emissie-metingen uit te voeren en tevens melkmonsters uit de omgeving te analyseren. Tevens was onvoldoende kennis aanwezig over de emissies van andere mogelijke bronnen van dioxinen, zodat ook op dat gebied onderzoek nodig was.

Het daarop volgende onderzoek naar bronnen, verspreiding en risico's van dioxinen werd gecoördineerd door de Interdepartementale Coördinatiecommissie Dioxinen, bestaande uit vertegenwoordigers van de Ministeries van VROM (Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer), WVC (Welzijn, Volksgezondheid en Cultuur) en LNV (Landbouw, Natuurbescherming en Visserij) en van het RIVM.

Inventariserende studies ten aanzien van de emissies van andere bronnen en de totale dioxine-emissie in Nederland werden uitgevoerd (Bremmer en Hesseling, 1991; Bremmer, 1991). In 1990/1991 werden door TNO en RIVM respectievelijk emissie-metingen bij AVI's en melkanalyses uitgevoerd. Over de resultaten, de verspreidingsberekeningen en de relatie tussen emissie en concentraties van dioxinen in melk is door TNO en RIVM gezamenlijk gerapporteerd (Slob et al., 1992). Tevens werden emissie-metingen uitgevoerd aan afvalverbrandingsinstallaties bij ziekenhuizen (uitvoering TNO/RIVM 1990/1991; Bremmer et al., in prep.).

De voornoemde inventariserende studies leidden tot een overzicht van andere processorten (dan afval- en ziekenhuisafvalverbranding) die een bron van dioxine-emissies zouden kunnen zijn. Het selectie criterium bij het opstellen van dat overzicht was een verhoogde temperatuur, in aanwezigheid van organisch materiaal, zuurstof en chloor (gebromeerde dioxinen zijn in dit onderzoek niet meegenomen). In bijlage 1, waarin tevens een algemene inleiding over dioxinen is opgenomen, zijn deze criteria nader gemotiveerd. Het overzicht van de processorten waarbij dioxine-emissies mogelijk werden geacht, is opgenomen in tabel 1.

Het bleek dat van een aantal van de geselecteerde processorten onvoldoende bekend was om de daardoor veroorzaakte emissies voldoende nauwkeurig te kunnen kwantificeren. VROM besloot daarom TNO opdracht te geven om aan een veertigtal te selecteren installaties/processen dioxine-emissie-metingen uit te voeren teneinde de inventarisatie te kunnen completeren. De selectievoorstellen werden gedaan door het RIVM. Door TNO en RIVM werden de meetresultaten uitgewerkt tot een schatting van de optredende emissies van dioxinen in geheel Nederland. Het emissie-onderzoek, hierna te noemen het project "Metten Overige Bronnen" (MOB), startte medio 1991 en is onlangs afgerond. De uitvoering van het project werd begeleid door een commissie.

In het onderhavige rapport wordt verslag gedaan van de uitvoering en resultaten van het MOB-onderzoek. Tevens wordt een totaaloverzicht gegeven van de beschikbare kennis over de bronnen van dioxinen en de geschatte omvang van de totale dioxine-emissie in Nederland naar de lucht en naar water en bodem. Het rapport kan worden beschouwd als een afronding van het totale emissie-inventarisatie-onderzoek en als een actualisering van het door RIVM in 1991 uitgebrachte werkdocument "Bronnen van dioxinen in Nederland" (Bremmer, 1991).

Het rapport is ingedeeld in 23 hoofdstukken. In hoofdstuk 2 wordt beschreven op welke wijze het MOB-programma werd uitgevoerd. In de hoofdstukken 3 tot en met 19 worden de verkregen gegevens over de selecteerde proces-soorten beschreven (één process soort per hoofdstuk).

Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen de emissie-gegevens verkregen in het kader van het MOB-project en emissie-gegevens die afkomstig zijn van andere metingen binnen Nederland (waaronder de eerder vermelde onderzoeken aan AVI's en afvalverbrandingsinstallaties bij ziekenhuizen). Daar waar door de auteurs werd beoordeeld dat informatie uit de openbare literatuur kon bijdragen tot meer inzicht in de Nederlandse situatie, werd deze literatuur tevens in de beschrijving betrokken. Elk van de hoofdstukken besluit met een evaluatie.

Tabel 1 Processoorten waarbij dioxine-emissies kunnen worden verwacht (in Nederland)

Processoort	Hoofdstuk
Verbranding huishoudelijk afval	3
Verbranding chemische afvalstoffen	4
Verbranding van stort- en biogas en slib	5
Afbranden van kabels, elektromotoren e.d.	6
Afvalverbranding bij ziekenhuizen	7
Asfaltmenginstallaties	8
Verbranding van olie	9
Verbranding van steenkool en bruinkool	10
Verbranding van hout	11
Crematoria	12
Branden	13
Diverse hoge temperatuur processen	14
Verkeer	15
Sinterprocessen	16
Metaalindustrie	17
Chemische produktie processen	18
Gebruik bestrijdingsmiddelen	19

In hoofdstuk 20 worden alle in voorgaande hoofdstukken vermelde gegevens samengevoegd tot een totaalbeeld van de in Nederland optredende dioxine-emissies. Een verwachting van de dioxine-emissie voor het jaar 2000 is eveneens opgenomen in hoofdstuk 20. Tevens is in hoofdstuk 20 ingegaan op de vergelijking van de analyseresultaten onderling en de verhoudingen waarin de verschillende verbindingen (congeneren) voorkomen. In hoofdstuk 21 zijn de conclusies en de uit het onderzoek voortvloeiende aanbevelingen weergegeven. De hoofdstukken 22 en 23 bevatten resp. de literatuurlijst en een lijst van de gebruikte begrippen en afkortingen.

Bij de gekozen hoofdstukindeling zijn de meeste processen goed onder te brengen. In een aantal gevallen kan een bepaald proces in meerdere hoofdstukken worden ondergebracht. Zo kan een asfaltmenginstallatie die op afgewerkte olie stookt zowel worden ondergebracht in hoofdstuk 8 als in hoofdstuk 9; het verbranden van steenkool in een hoogoven past in hoofdstuk 10 en in hoofdstuk 17. Ter voorkoming van dubbeltellingen is ervoor gekozen de dioxine-emissie van deze processen maar op één plaats in de verwerking mee te nemen. In dergelijke gevallen wordt het proces wel in beide hoofdstukken genoemd.

In dit onderzoek worden de dioxine-concentraties in toxiciteits-equivalenten (I-TEQ) uitgedrukt op basis van internationaal aanvaarde toxiciteits-equivalentie-factoren (I-TEF). Voor een nadere uitleg hierover wordt verwezen naar bijlage 1 (toelichting dioxinen).

2. UITVOERING MOB-ONDERZOEK

2.1 Algemeen

Begeleidingscommissie

Zoals reeds in de inleiding vermeld werd de uitvoering van het MOB-project begeleid door een commissie. Deze begeleidingscommissie bestond uit vertegenwoordigers van VROM, het Inter Provinciaal Overleg (IPO) en het RIVM. TNO voerde het secretariaat van de commissie.

De voornaamste taken van de begeleidingscommissie waren:

- het maken van afspraken waardoor de gewenste vertrouwelijkheid werd gewaarborgd;
- het selecteren van de te meten bronnen en het vaststellen van een meetprogramma;
- begeleiden van het onderzoek en de rapportage daarvan;
- adviseren inzake eventuele acties die naar aanleiding van de verkregen resultaten dienden te worden ingezet.

De vergaderingen van de begeleidingscommissie werden tevens bijgewoond door de uitvoerder van het project en door vertegenwoordigers van het bedrijfsleven, te weten de Vereniging voor de Nederlandse Chemische Industrie (VNCI), de Vereniging van Ondernemingen in de metaal-, elektronica- en elektrotechnische industrie en aanverwante sectoren (FME) en het Bureau Milieu en Ruimtelijke Ordening van de Raad van Nederlandse Werkgeversverbonden VNO en NCW (BMRO). Deze vertegenwoordigers hebben bemiddeld bij het verkrijgen van medewerking van de betrokken bedrijven.

De samenstelling van de begeleidingscommissie en de deelnemers aan de vergaderingen zijn weergegeven in bijlage 2. De begeleidingscommissie is 9 maal in vergadering bijeen geweest.

Procedures

Van de te onderzoeken processsoorten (zie Inleiding) werden door de begeleidingscommissie (op voorstel van RIVM) installaties geselecteerd waaraan emissie-metingen van dioxinen zouden moeten worden uitgevoerd. De (verwachte) representativiteit van de installatie(s) voor de betreffende processsoort vormde hierbij een belangrijk selectie criterium (naast praktische mogelijkheden tot het uitvoeren van metingen e.d.). Nadat het eerste contact met het bedrijf was gelegd door een vertegenwoordiger van het bedrijfsleven werd een bezoek aan het bedrijf gebracht en werden nadere afspraken over de uit te voeren metingen gemaakt.

Een omschrijving van de bij de uitvoering en rapportage gevolgde procedures is opgenomen in het "Informatiebulletin Meten Overige Bronnen (MOB) ten behoeve van de voorlichting aan de bedrijven". Dit bulletin is opgenomen in bijlage 3.

Vermeld dient hier te worden dat alle bedrijven op vrijwillige basis en op zeer positieve wijze hun medewerking aan de uitvoering van het project hebben verleend.

Tijdschema

Eind april 1991 kwam de begeleidingscommissie voor de eerste maal bijeen voor het maken van afspraken over de uitvoering van het project. De laatste metingen in het kader van genoemde opdracht werden in het voorjaar van 1992 uitgevoerd. Inmiddels was gebleken dat voor een aantal processen aanvullende informatie nodig was, hetgeen leidde tot de opdracht van de HIMH aan TNO voor een beperkt vervolg meetprogramma. Dit vervolg programma liep tot december 1992.

2.2 Meetprogramma

Het streven was binnen de financiële randvoorwaarden de emissies van zoveel mogelijk installaties vast te leggen. Dit leidde tot de voorkeur voor het meten gedurende één dag (één dioxine-monster) aan veel installaties, boven het gedurende langere tijd meten aan een beperkter aantal installaties. Pas als een meetresultaat relatief hoog was of zodanig afweek van de verwachting dat aan de representativiteit werd getwijfeld, zou een tweede meting aan dezelfde of een vergelijkbare installatie worden uitgevoerd, teneinde de betrouwbaarheid van het meetresultaat te vergroten.

Door de begeleidingscommissie werd een basis meetprogramma vastgesteld waarmee naast gegevens over de emissie van dioxinen tevens informatie werd verkregen over de proces-omstandigheden (procesvoering, Cl-gehalte rookgassen, volledigheid verbranding) en de variaties daarin.

Dit basis meetprogramma bestond uit het meten van de volgende grootheden van de rookgassen van een installatie:

- het debiet (één of enkele malen);
- de concentratie aan O₂, CO₂, CO, C_xH_y (continu registrerend);
- de temperatuur (continu registrerend);
- het gehalte gasvormige anorganische chloriden (twee monsters van ca. 2 uur);
- het gehalte aan dioxinen (één monster van ca. 6 uur).

Omdat de meetresultaten moesten worden geëxtrapoleerd naar jaargemiddelde emissies, werd met de eigenaar c.q. beheerder van de installatie afgesproken, dat de bedrijfsomstandigheden tijdens de meting zoveel mogelijk 'normaal' zouden zijn. Waar mogelijk werden door de installatie-beheerder tijdens de metingen de belangrijkste bedrijfsgegevens vastgelegd. Deze gegevens werden, samen met gegevens over jaarlijkse productie, aantal bedrijfsuren e.d., aan TNO ter beschikking gesteld.

2.3 Meetmethoden

De metingen zijn steeds uitgevoerd overeenkomstig de regels die daarover zijn gesteld in de "Integraal bijgewerkte versie van de Richtlijn "Verbranden" 1989" (VROM, 1992). De relevante pagina's uit bovengenoemd rapport zijn opgenomen in bijlage 4. De toegepaste meetmethoden komen overeen met de methoden die werden toegepast bij de emissie-onderzoeken bij AVI's (Slob et al., 1992) en ziekenhuisafvalverbrandingsinstallaties (Bremmer et al., in prep).

Een omschrijving van de toegepaste meet- en monsternamen- technieken wordt eveneens gegeven in bijlage 4.

2.4 Nauwkeurigheid vastgestelde dioxine-emissies

Bij het vaststellen van de jaarlijkse emissie van dioxinen door een processoort (uitgaande van de resultaten van de MOB-metingen) is een aantal factoren die de onnauwkeurigheid van het resultaat bepalen. Deze factoren kunnen worden onderscheiden in:

- a. De onnauwkeurigheid, verbonden aan de dioxine-meting.
Bij de verdunningsmethode kan onder normale omstandigheden deze onnauwkeurigheid worden gesteld op minder dan 30%. Deze waarde kan voor dergelijke technieken zonder meer goed worden genoemd. Nadere informatie over de wijze waarop de waarde van deze onnauwkeurigheid is vastgesteld is opgenomen in bijlage 5.

- b. De onnauwkeurigheid verbonden aan de extrapolatie van het resultaat van de meting aan een proces, naar de jaaremissie per processsoort.

Om meetresultaten om te rekenen naar een jaaremissie per processsoort zijn twee extrapolaties nodig. Deze zijn:

- extrapolatie van het meetresultaat naar de jaaremissie van het proces waaraan is gemeten;
- extrapolatie van de jaaremissie van de gemeten processen naar de jaaremissie van de processsoort.

De onnauwkeurigheid tengevolge van de onder b. genoemde extrapolaties is afhankelijk van de representativiteit van het proces waaraan werd gemeten (of de proces-omstandigheden tijdens de meting) en de mogelijke variaties binnen de processsoort. Uiteraard hangt de onnauwkeurigheid ook af van het aantal malen dat aan één proces werd gemeten en het aantal processen binnen de betreffende processsoort. Deze onnauwkeurigheid zal vaak groter zijn dan die verbonden aan de meting zelf (zie hiervoor onder a). Daardoor is geen getalsmatige aanduiding van de uiteindelijk bereikte nauwkeurigheid te geven. Wel is een algemene indicatie van de aan de extrapolaties verbonden onnauwkeurigheid gegeven in de samenvattende tabel in hoofdstuk 20 (tabel 20.1).

Om de onnauwkeurigheid in de uiteindelijk berekende landelijke jaaremissies te beperken werden de meeste metingen uitgevoerd aan die processsoorten die de grootste dioxine-emissies zouden kunnen veroorzaken. Bij hoge meetresultaten werd het aantal metingen uitgebreid (zie 2.2). Bovendien werden bij het berekenen van de jaaremissies niet alleen MOB-resultaten gebruikt; ook meetresultaten verkregen in andere kaders en literatuur gegevens werden bij de berekeningen betrokken.

Hoewel de op deze wijze berekende jaarlijkse landelijke emissie (de uiteindelijke doelstelling van dit rapport) redelijk nauwkeurig kan worden geacht, moeten de uit de metingen afgeleide jaaremissies per processsoort met grote voorzichtigheid worden geïnterpreteerd. Dit geldt met name voor de processsoorten die weinig bijdragen aan de totale emissie in Nederland.

Het zal duidelijk zijn dat de verkregen resultaten niet mogen worden gebruikt voor het vaststellen van de emissie van een individuele installatie; de variaties die binnen een processsoort kunnen optreden, zijn daarvoor te groot.

In dit kader dient tenslotte nog te worden vermeld, dat het in een aantal gevallen niet goed mogelijk was om van een installatie waaraan werd gemeten een representatieve proces-instelling te definiëren. In een dergelijk geval werd bij het instellen van de proces-omstandigheden, uitgaande van de "normale" omstandigheden, een "worst case" benadering gevolgd. Dit heeft als consequentie dat indien twijfels bestaan over de representativiteit van een berekende jaaremissie, deze emissie als een hoge schatting kan worden beschouwd. In voorkomende gevallen wordt dit expliciet aangegeven.

3. VERBRANDING VAN HUISHOUDELIJK AFVAL

3.1 Algemeen

Afvalverbranding is een belangrijke bron van dioxinen. Deze dioxinen verlaten de installatie met de rookgassen en de reststoffen (slak, E-filteras, rookgasreinigingsresidu, effluent).

In het kader van een algemeen onderzoek betreffende dioxinen in Nederland is door TNO in opdracht van VROM een onderzoek uitgevoerd waarbij de emissies via de rookgassen van alle Nederlandse AVI's (1990) zijn gemeten. De in dit hoofdstuk vermelde rookgas-emissies zijn ontleend aan de resultaten van dat onderzoek.

De dioxine-emissies via de reststoffen zijn vastgesteld uitgaande van literatuur-gegevens en recent gerapporteerde resultaten van metingen aan reststoffen van Nederlandse AVI's.

3.2 Procesbeschrijving

Huishoudelijk en daarmee vergelijkbaar bedrijfsafval en grof afval wordt verbrand in AVI's (afvalverbrandingsinstallaties). Een AVI bestaat uit één of meerdere zgn. "verbrandingslijnen". Onder verbrandingslijn wordt verstaan de combinatie oven, ketel, rookgasreiniging, schoorsteen. Soms hebben meerdere lijnen een gemeenschappelijke schoorsteen.

Alle ovens van Nederlandse AVI's zijn roosterovens. Er zijn diverse typen in gebruik. Via een trechter wordt het afval op het bewegend rooster gedoseerd waar het verbrandt. De rookgassen staan hun warmte af in een stoom- of waterketel (bij nog enkele installaties wordt de temperatuur verlaagd door water-inspuiting) en worden vervolgens gereinigd. Alle verbrandingslijnen in Nederland zijn voorzien van een elektrostatische stofafscheider (E-filter) waarmee 99% of meer van het vlieggas wordt gevangen als zogenaamde E-filteras. Voor het binden van zure componenten wordt in de installaties van Amsterdam-Noord, Den Haag en ROTEB, voor het E-filter, kalk ingespoten. De installatie te Alkmaar is, behalve met een E-filter, ook uitgerust met een doekenfilter. Voor het doekenfilter wordt kalk en actief kool geïnjecteerd. De installaties van Philips, GEVUDO, AVIRA en ARN zijn behalve met een E-filter uitgerust met natte wassers. De schoorsteenhoogten van de installaties liggen tussen 49 en 110 meter.

Bij één van de verbrandingslijnen van GEVUDO worden de rookgassen geleid naar een etage-oven waarin zuiveringsslib wordt verbrand. De dioxine-emissie als gevolg van deze slibverbranding is eveneens in dit hoofdstuk meegenomen. In de loop van 1993 zal deze slibverbrandingsoven uit bedrijf worden genomen.

Momenteel wordt bij diverse installaties de rookgasreiniging sterk uitgebreid om te voldoen aan het "Besluit luchtmissies afvalverbranding" (Stbl. 1993, 36). Dit besluit geeft aan dat de dioxine-concentratie in de rookgassen kleiner dient te zijn dan $0,1 \text{ ng I-TEQ/m}^3$ (ind. 11% O_2). Het besluit geldt voor nieuwe inrichtingen (waarvan de vergunning is verleend op of na 1 april 1990) met ingang van 21 februari 1993. Bestaande AVI's (vergunning verleend voor 1 april 1990) moeten vanaf 1 januari 1995 aan de emissie eisen in het besluit voldoen. Het bevoegd gezag kan, bij het verlenen of wijzigen van de vergunning van bestaande AVI's, afwijken van de emissie-eis van $0,1 \text{ ng I-TEQ/m}^3$, tot een maximum van $0,4 \text{ ng I-TEQ/m}^3$.

3.3 Meetresultaten emissies via rookgassen

In tabel 3.1 zijn de gemiddelde dioxine-emissies per AVI geschat per eind 1991 weergegeven. De emissie gegevens zijn ontleend aan de rapportage van het emissie-onderzoek aan AVI's dat in 1990 heeft plaatsgevonden (Slob et al., 1992). Blijkens tabel 3.1 bedroeg de dioxine-emissie door AVI's eind 1991 382 g I-TEQ/jaar. Het dioxine-gehalte van de rookgassen van de AVI's lag daarbij tussen de 1 en 92 ng I-TEQ/m³ (ind. 11% O₂).

Als alle bovengenoemde AVI's voldoen aan het Besluit luchtmissies afvalverbranding zal hun gezamenlijke emissie niet meer dan 1,5 gram I-TEQ/jaar bedragen. Voor wat betreft de toename van de verbrandings-capaciteit in de komende jaren is een aantal scenario's in omloop. Zo gaat RIVM (RIVM, 1991) uit van een afvalverbrandings-capaciteit van 7100 kton/jaar in het jaar 2000. Het beleidsscenario van het Afval Overleg Orgaan komt uit op 5200 kton/jaar (AOO, 1992). De dioxine-emissie door AVI's zal in het jaar 2000 met het RIVM scenario nog beneden de 4 gram I-TEQ/jaar blijven (Liem et al., 1993). Op basis van het AOO-scenario wordt een dioxine-emissie van 2,5 gram I-TEQ/jaar berekend.

Tabel 3.1. Geschatte dioxine-emissies per AVI (situatie eind 1991)

Installatie	Afvaldoorzet ²⁾ [kton/jaar]	Dioxine-emissie (I-TEQ)	
		[µg/ton] ⁵⁾	[g/jaar]
Alkmaar	112 ⁶⁾	7 ⁴⁾	0,8
Amsterdam-Noord	521 ³⁾	28	15
Den Haag	331	45	15
AVR	895	262	234
ROTEB	331	277	92
Philips ¹⁾	27	43	1,2
Roosendaal	19	42	0,8
GEVUDO	148	81	12 ⁷⁾
AVIRA	296	27	8,0
ARN ¹⁾	75	40	3,0
Totaal	2760		382

¹⁾ verbranden RDF.

²⁾ VVAV, 1992.

³⁾ Informatie A'dam-Noord.

⁴⁾ Kuipers, 1991.

⁵⁾ emissiefactoren 1990 (Slob, et al., 1992).

⁶⁾ verbranding in de loop 1991 weer gestart; afval doorzet over 1990 112 kton.

⁷⁾ inclusief de dioxine-emissie van de slibverbrandingsoven.

3.4 Emissies via reststoffen

Bij de verbranding van huishoudelijk afval komen behalve de door de schoorsteen geëmitteerde rookgassen vaste reststoffen vrij in de vorm van slakken en E-filteras. Bij verdere reiniging van de rookgassen ontstaan tevens rookgasreinigingsresiduen (bijvoorbeeld slib bij natte wassers) en eventueel effluent van het waswater. Een groot deel van de gevormde dioxinen wordt aan deze reststoffen gebonden en met de reststoffen afgevoerd.

3.4.1 Slakken

Er is weinig bekend over het dioxine-gehalte van slakken afkomstig van AVI's. In slakken van Duitse AVI's werden dioxine-gehaltenes gevonden van 80 pg I-TEQ/g (Schmidt-Tegge, 1990) en 7,2 pg I-TEQ/g (Bamberg, 1992). Bij een recent onderzoek naar dioxinen in E-filteras, slakken en slib van Nederlandse AVI's werd in slakken een dioxine-gehalte gevonden van gemiddeld 17,3 pg I-TEQ/g (d.s.) (bij een droge stofgehalte van 75,8 - 83,2 %). De gehaltenes varieerden tussen 5 en 31 pg I-TEQ/g (d.s.) (vier metingen; Matthijssen et al., 1993). Vooral nog wordt bij de onderhavige inventarisatie het genoemde gemiddelde van 17,3 pg I-TEQ/g (d.s.) aangehouden. Bij een hoeveelheid slakken van ca. 490 kton/jaar (d.s.) betekent dit dat met slakken in Nederland ca. 8,5 g I-TEQ/jaar wordt afgevoerd (Matthijssen et al., 1993). AVI-slak wordt hoofdzakelijk toegepast als ophoogmateriaal in de wegenbouw (Anthonissen, 1991).

3.4.2 E-filteras

In voormalig West-Duitsland is een groot aantal (ca. 50) bepalingen van dioxinen in E-filteras uitgevoerd (Hagenmaier et al., 1990). Gemiddeld werd een gehalte van 13 ng I-TEQ/g gevonden. Bij vijf Nederlandse AVI's (8 monsters) werden waarden gevonden tussen 0,53 en 24,0 ng I-TEQ/g (d.s.) (Matthijssen et al., 1993). Het gemiddelde dioxine-gehalte bedroeg 12,2 ng I-TEQ/g E-filteras (d.s.). In een eerder onderzoek (Hesseling, 1992) werd bij één van de vijf installaties uit bovengenoemd onderzoek een dioxine concentratie in E-filteras gevonden die goed overeenkwam met de door Matthijssen et al. gevonden waarde.

In Nederland werd eind 1991 ca. 2,76 miljoen ton/jaar huishoudelijk en bedrijfsafval in AVI's verwerkt (zie tabel 3.1). Hierbij ontstond aan E-filteras ca. 83,2 kton/jaar (d.s.) (bij droge stof gehaltenes van 99,4 - 100 %). Bij een gehalte van 12,2 ng I-TEQ/g (d.s.) betekent dit een dioxine-afvoer met E-filteras van totaal ca. 1020 g I-TEQ/jaar (Matthijssen et al., 1993). Ongeveer 35 % van de geproduceerde hoeveelheid E-filteras (ca. 29.000 ton/jaar (d.s.)) wordt toegepast als vulstof bij de bereiding van asfalt, de rest wordt gestort onder IBC condities (Anthonissen, 1991).

Door toepassing van E-filteras in asfalt komt jaarlijks rond 350 g I-TEQ aan dioxinen in het asfalt terecht (29.000 ton/jaar; 12,2 ng I-TEQ/g). De slijtage van asfaltwegen bedraagt ca. 13.500 ton asfalt per jaar (Slooff et al., 1992). Bij een asfaltproductie van 7,4 miljoen ton per jaar (incl. recycling; zie hoofdstuk 8) kan worden berekend dat als gevolg van deze slijtage ca. 0,6 g I-TEQ per jaar uit asfaltwegen kan vrijkomen. De deklagen hebben een levensduur van ca. 15 jaar (VWB-Asfalt, 1992). Omdat de toepassing van E-filteras in vulstoffen voor wegen nog maar 8 jaar oud is zal de verspreiding langs deze route momenteel ongeveer de helft van bovengenoemde hoeveelheid zijn.

3.4.3 Rookgasreinigingsresiduen

Onder rookgasreinigingsresiduen worden de vaste reststoffen verstaan die worden verkregen als gevolg van de rookgasreiniging die plaatsvindt na het E-filter. Bij toepassing van natte wassers ontstaan met name slibben; bij "droge" rookgasreiniging wordt een reststof verkregen waarbij kalk een hoofdbestanddeel is.

In het slib van natte wassers bij twee AVI's werden dioxine-gehaltenes van 3,2 - 69 ng I-TEQ/g d.s. gevonden (4 bepalingen). Gemiddeld werd 12,2 ng I-TEQ/g d.s. aangetroffen. De droge stof gehaltenes van het slib varieerden van 31,9 - 49,3 % (Matthijssen et al., 1993).

In een ander onderzoek (Hesseling, 1992) bij één van de twee AVI's uit bovengenoemd onderzoek werd in slib van een natte wasser een dioxine-gehalte in dezelfde grootte orde aangetoond als gevonden door Matthijssen et al.. Uitgaande van de veronderstelling dat bij AVI's met een natte wasser (zie hoofdstuk 3.2) de slibproductie evenredig is met de afvaldoorzet is berekend dat in Nederland

ca. 851 ton slib (d.s.) wordt geproduceerd. Bij een gemiddeld dioxine-gehalte van 12,2 ng I-TEQ/g slib, betekent dit dat bij AVI's met een natte wasser in totaal ca. 10,4 g I-TEQ per jaar met slib wordt afgevoerd (situatie eind 1991). Slib van natte wassers wordt voor zover bekend gestort onder IBC condities. De hoeveelheid doekfilteras die vrijkomt bij de AVI te Alkmaar bedraagt 1600 ton/j. De filteras wordt gestort (C3 deponie). Het dioxine gehalte van de filteras is niet bekend (NV Huisvuilcentrale N.H., 1993). Op basis van de proces-omstandigheden wordt aangenomen dat het dioxine gehalte lager is dan dat in de E-filteras van diezelfde installatie.

3.4.4 Effluent

In het effluent werd bij twee AVI's met natte wassers resp. 0,79 en 3,43 pg I-TEQ/l gevonden (twee bepalingen; gemiddeld 1,87 pg I-TEQ/l). Per jaar wordt bij deze twee AVI's ca. 119.000 m³ afvalwater afgevoerd (Matthijssen et al., 1993). Uitgaande van de veronderstelling dat het effluent bij AVI's evenredig is met de afvaldoorzet betekent dit een totale hoeveelheid water van rond 175.000 m³ (in 1991). Op basis van het bij deze twee AVI's gevonden gemiddelde dioxine-gehalte van 1,87 pg I-TEQ/l wordt berekend dat bij de 4 installaties die voorzien zijn van natte wassers in totaal ca. 0,33 mg I-TEQ per jaar met het effluent wordt afgevoerd.

3.5 Samenvatting

In tabel 3.2 zijn de diverse gegevens betreffende de dioxine-emissies van AVI's samengevat.

Tabel 3.2 Gegevens dioxine-emissies afvalverbrandingsinstallaties (1991)

Emissie via	Hoeveelheid/jaar	Emissiefactor	PCDD/F emissie/jaar
Rookgassen	2760 kton afval	138 µg I-TEQ/ton afval ¹⁾	382 g I-TEQ ³⁾
E-filteras	83,2 kton (d.s.)	12,2 mg I-TEQ/ton E-filteras (d.s.)	1020 g I-TEQ ²⁾
Slakken	490 kton (d.s.)	17,3 µg I-TEQ/ton slakken (d.s.)	8,5 g I-TEQ
Slib natte wassers	851 ton (d.s.)	12,2 mg I-TEQ/ton slib (d.s.)	10,4 g I-TEQ
Effluent	175.000 m ³	1,87 ng I-TEQ/m ³ afvalwater	0,0003 g I-TEQ

¹⁾ gemiddelde waarde; per AVI ligt deze emissiefactor tussen 7 en 277 µg I-TEQ/ton (zie tabel 3.1)

²⁾ Als gevolg van de toepassing van E-filteras in asfalt voor wegen en de slijtage van het wegdek wordt circa 0,6 g I-TEQ per jaar ongecontroleerd in het milieu gebracht.

³⁾ inclusief de dioxine-emissie van de slibverbrandingsoven van GEVUDO

3.6 Toekomstige situatie

Wat betreft de situatie in de toekomst wordt nog opgemerkt dat bij diverse AVI's de rookgasreiniging sterk uitgebreid worden om te kunnen voldoen aan de emissie-grenswaarde gesteld in het Besluit luchtemissies afvalverbranding (zie ook hoofdstuk 3.2). In het jaar 2000 wordt een totale dioxine-emissie van 2,5 - 4 g I-TEQ per jaar verwacht. Door deze uitbreiding zal de hoeveelheid rookgas-reinigingsresiduen echter toenemen. Verwacht wordt echter dat door verbetering van de verbrandings-omstandigheden het dioxine gehalte van de diverse reststoffen zal verminderen. In welke mate een en ander zal geschieden is nog moeilijk te voorspellen.

4. VERBRANDING CHEMISCHE AFVALSTOFFEN

4.1 Algemeen

In dit hoofdstuk wordt onder "chemische afvalstoffen" verstaan:

- Die stoffen die volgens de Wet chemische afvalstoffen als zodanig zijn benoemd. In tegenstelling tot hetgeen in deze wet is gesteld, wordt hier geen uitzondering gemaakt voor stoffen die binnen het eigen bedrijf worden verwerkt.
- Chloor bevattende gasvormige afvalstromen, zoals proces- en ventilatiegassen.

4.2 Procesbeschrijving

4.2.1 Oventypen

De voor verbranding van deze afvalstoffen in Nederland toegepaste ovens kunnen worden onderscheiden in:

- draaitrommelovens;
- vloeistofinjectie-ovens;
- thermische naverbranders;
- wervelbedovens;
- vast-roosterovens.

Draaitrommelovens

Draaitrommelovens zijn geschikt voor (mengsels van) vaste, pasteuze en vloeibare afvalstromen. De ovens bestaan uit een cilindervormige bemetselde oven die langzaam ronddraait. De lengte-as is enigszins naar beneden gericht, zodat bij het ronddraaien het afval langzaam door de oven wordt getransporteerd. Het roteren van de oven zorgt voor een goede menging van het afval terwijl er steeds hernieuwd contact optreedt tussen het afval en de warme ovenwanden. Voor naverbranding van de verbrandingsgassen is steeds een naverbrandingsruimte achter de trommel geplaatst. In deze naverbrandingsruimte worden soms nog brandbare vloeibare afvalstoffen geïnjecteerd. De oventemperaturen liggen tussen 800 en 1300°C, de naverbrandingstemperaturen tussen 900 en 1300°C.

Vloeistofinjectie-ovens

In vloeistofinjectie-ovens wordt vloeibaar afval via branders verbrand in bemetselde ruimten, bij temperaturen van doorgaans 1000°C en meer. In een aantal gevallen wordt brandstof bijgestookt om de gewenste temperatuur te bereiken. Bij sommige industrieën worden in de oven ook gasvormige afvalstoffen geïnjecteerd waarbij de vloeistofinjectie-oven tevens dienst doet als thermische naverbrander.

Thermische naverbranders

Thermische naverbranding is een afgasreinigingstechniek waarbij de aanwezige (hier chloor bevattende) verontreinigingen bij hoge temperatuur worden geoxideerd (verbrand). Deze naverbranders bestaan doorgaans uit bemetselde verbrandingskamers waarin de na te verbranden gasstroom op hoge temperatuur wordt gebracht met behulp van met steunbrandstof (of soms vloeibaar afval, zie boven) gestookte branders. De verbrandingstemperaturen liggen tussen 750 en 1200°C. Het verbranden van gasvormige afvalstoffen in bestaande (stoom- of warmwater-) ketels wordt tevens onder de thermische naverbranding gerekend.

Katalytische naverbranders voor chemische afvalstoffen (werkend met katalysator en bij lagere temperaturen) werden bij de inventarisatie niet aangetroffen).

Wervelbedovens

In wervelbedovens wordt een inert korrelig materiaal in zwevende toestand (fluïdisatie) gebracht door een opwaartse luchtstroom. De te verbranden afvalstoffen (vast of vloeibaar) worden in het hete bedmateriaal gedoseerd alwaar het verbrandt. Door het gevaar van sintering van het bedmateriaal zijn verbrandingstemperaturen niet hoger dan ca. 900°C.

Wervelbedovens worden ook wel toegepast voor het bij lagere temperatuur (400 - 600°C) afbranden van coatings (b.v. verf) van materialen.

Vast-roosterovens

Vast-roosterovens bestaan uit een (bemetselede) ruimte waarin afvalstoffen op een rooster doorgaans in batchproces worden verbrand. De luchttoevoer geschiedt meestal getrapt: Door het rooster wordt ondermaat lucht toegevoerd. De afvalstoffen ontgassen en de achterblijvende koolstof verbrandt. De ontwijkende gassen worden na toevoer van secundaire lucht naverbrand. Dit proces wordt ook wel (onjuist) aangeduid als pyrolyse-verbranding. Vast-roosterovens worden doorgaans gebruikt voor het terugwinnen van metalen uit de afvalstoffen (b.v. film-materialen). De temperatuur in de verbrandingskamer is gemiddeld 600 - 1000°C, de naverbrandingstemperatuur ~ 1000°C.

4.2.2 Rookgasbehandeling

Zoals in bijlage 1 reeds werd uiteengezet zijn voor de dioxinevorming niet alleen het verbrandingsproces maar ook de omstandigheden tussen de oven en de schoorsteen van belang.

De toegepaste methoden van rookgasbehandeling verschillen sterk. In een aantal gevallen worden de rookgassen ongereinigd en ongekoeld in de atmosfeer geëmitteerd. Eventuele dioxinevorming vindt achter de oven dan niet meer plaats (wat er vervolgens in de pluim gebeurt is niet bekend).

Een andere variant is dat de rookgassen worden afgekoeld in een stoomketel of door een verdampingskoeler. De verblijftijd van de gassen bij 200 - 400°C is in dit geval zodanig dat dioxinevorming in principe mogelijk is. Na koeling van de rookgassen worden deze meestal gereinigd met een E-filter, kalkinjectie, doekenfilter, natte wasser of combinaties daarvan.

Een derde variant om de rookgassen te behandelen is ze te quenchen van hoge temperatuur tot beneden 200°C. De verblijftijd van de gassen tussen 400 en 200°C is dan minimaal. Dit gebeurt vooral waar het proces wordt toegepast om HCl uit de rookgassen terug te winnen. De rookgassen passeren vervolgens nog scrubbers alvorens te worden geëmitteerd.

4.3 Geïnterpreteerde processen

Er zijn 25 verbrandingsinstallaties gevonden waarvan, op grond van de aanwezigheid van chloor in het te verbranden afval, wordt aangenomen dat daarin dioxinen kunnen worden gevormd (Bremmer en Hesseling, 1991). Van drie andere installaties is niet bekend of er chloor in het afval aanwezig is en dus of er dioxinen kunnen ontstaan. Tabel 4.1 geeft een overzicht van de 28 installaties gerangschikt naar oventype.

In 14 van de 28 installaties wordt ca. 155.000 ton/jaar vaste, vloeibare en gasvormige chloorhoudende chemische afvalstoffen verbrand. In de overige 14 installaties (thermische naverbranders) worden uitsluitend gasvormige chloorhoudende produkten verbrand. De hoeveelheden die in de naverbranders worden verbrand zijn slechts in een enkel geval bekend. Daarom wordt geen schatting gegeven van de op die wijze totaal verbrande hoeveelheid afval.

Tabel 4.1 Verbrande hoeveelheden chloorhoudende chemische afvalstoffen per oventype

Oventype	Aantal installatie	Afval [ton/jaar]	Opmerkingen
draaitrommel	3	92.000	waarvan 90.000 ton/jaar in 2 installaties
vloeistofinjectie	5	54.000	waarvan 44.000 ton/jaar in 3 installaties t.b.v. terugwinning van HCl
wervelbed	1	1.400	-
vast rooster	5	7.000	waarvan 5.500 ton/jaar in één installatie
naverbranders	14	niet bekend	-

De grootschalige verbranding van ziekenhuisafval vindt plaats in de verbrandingsinstallaties van de AVR-Chemie. De dioxine-emissie als gevolg van deze verbranding van ziekenhuisafval is derhalve meegenomen in dit hoofdstuk. Verbranding van ziekenhuisafval vindt vanaf begin 1992 ook plaats in de een speciale installatie van de ZAVIN te Dordrecht. Verbranding van ziekenhuisafval door ziekenhuizen in eigen installaties wordt apart in hoofdstuk 7 behandeld.

4.4 Meetresultaten MOB

In het kader van het MOB-programma werden metingen uitgevoerd aan acht installaties voor de verbranding van chemisch afval. In tabel 4.2 zijn enkele belangrijke kenmerken van de installaties weergegeven. Tevens is een globale indruk gegeven van enkele belangrijke kenmerken van het chemisch afval dat wordt verbrand. Exacte informatie over de bedrijfsomstandigheden kon niet altijd worden verkregen. In dergelijke gevallen werd met de beheerder van de installatie uitdrukkelijk afgesproken dat tijdens de metingen het proces "normaal" zou worden bedreven bij gemiddelde belasting.

In tabel 4.3 zijn de gemiddelde meetresultaten per installatie weergegeven. Bij installatie 4G is in die tabel bij het PCDD/F-gehalte aangetekend "hoge waarde". De achtergrond daarvan is dat in gevallen waarin "normaal bedrijf" van een installatie niet goed definieerbaar was, procesomstandigheden werden ingesteld waarbij verwacht werd dat de dioxine-emissies maximaal zouden zijn (zie ook paragraaf 2.4). De gemeten waarde is daardoor aan de hoge kant. Tabel 4.3 laat zien dat PCDD/F-gehalten in de rookgassen werden gemeten tussen 0,04 en 9,7 ng I-TEQ/m³ (ind, 11% O₂).

Tabel 4.2 Gegevens verbrandingsinstallaties voor chemisch afval gemeten in MOB-kader

Installatie nr.	Oventype	Temperatuur vuurhaard [°C]	Type rookgas- behandeling	Bedrijfsuren per jaar	Gegevens afval		
					Doorzet [ton/jaar]	Aggregatie ¹⁾	Cl-gehalte (gem.) Soort afval ⁷⁾
4A	draaitrommel	800 - 850 ³⁾	quench, gaswasser	7200	2000	s	~ 6% vast afval chemische industrie
4B	vloeistofinjectie	1000 - 1100	quench, gaswasser	7200	9000	l	~ 65% GKW-residuen
4C	vloeistofinjectie ²⁾	1000 - 1400	stoomketel, quench, gaswasser	5500	5500	g + l	~ 30% light-ends + vloeibare GKW-residuen
4D	vloeistofinjectie	1400 - 1600	quench, wassers	8000	33000	l	~ 69% GKW-residuen
4E	naverbrander	~ 800	stoomketel	8760	⁶⁾	g	< 30 mg/m ³ afvalgas, aardgas, waterstof
4F	naverbrander	~ 1000	loogquench, gaswasser	2040	-	g	n.b. ⁵⁾ o.a. ethyleendichloride
4G	vast-rooster	~ 1000 ⁴⁾	naverbrander, quench, gaswassers	8000	5500	s + l	n.b. vnl. fotografische reststoffen
4H	naverbrander	1200	quench, gaswasser	8000	-	g	n.b. afvalgas, aardgas

¹⁾ g = gas, l = vloeistof, s = vast

²⁾ met verbranding gasvormige afvalstromen

³⁾ naverbrandingsgedeelte

⁴⁾ batchproces

⁵⁾ niet bekend

⁶⁾ naast aardgas en waterstof tevens "wastegas": 10400 GJ per jaar (stookwaarde gem. 352 kJ/m³ ind.)

⁷⁾ GKW = gechloteerde koolwaterstoffen

Tabel 4.3 Meetresultaten verbrandingsinstallaties voor chemisch afval gemeten in MOB-kader

Installatie nr.	Rookgasdebiet [m ³ /h] ¹⁾	Rookgastemp. [°C]	O ₂ [vol% droog]	CO ₂ [vol% droog]	HO ₂ [g/m ³] ¹⁾	PCDD/F [ng I-TEQ/m ³] ²⁾	Cl ⁻ [mg/m ³] ²⁾	CO [mg/m ³] ²⁾	C _x H _y [mg/m ³] ²⁾	Jaarmissie PCDD/F [g I-TEQ/jaar]
4A	12100	38	13,9	4,0	63	9,7	8	37	< 5	0,62
4B	5500	16	7,7	16,8	62	0,4	405	15	< 5	0,02
4C	7800	40	5,3	10,9	92	7,6	1957	13	< 5	0,51
4D	15400	58	6,1	12,6	206	0,5	46	36	< 5	0,09
4E	59800	143	2,4	5,7	99	0,05	39	8	< 5	0,05
4F	7000	60	17,4	2,0	160	0,04	6	16	< 5	0,0001
4G	13500	59	17,3	3,3	153	0,9 ³⁾	30	810	≤ 74	0,02 ³⁾
4H	19000	49	14,7	3,1	100	0,21	8	9	< 5	0,02

¹⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities²⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities, omgerekend naar 11 % O₂³⁾ door gekozen bedrijfsvoering aan de hoge kant

4.5 Meetresultaten buiten MOB-kader

4.5.1 Rookgasemissies

In 1991 waren bij AVR-Chemie twee draaitrommelovens (DTO's) in bedrijf voor de verwerking van chemisch afval, DTO 7 en DTO 8. Buiten MOB-kader zijn aan beide DTO's metingen uitgevoerd. DTO 7 (installatie 4J) is eind 1991 ingrijpend gewijzigd. Het E-filter is vervangen door een doekenfilter (installatie 4J₆). Voor dit doekenfilter wordt nu kalk en actief kool geïnjecteerd.

Er zijn een 6-tal analyses uitgevoerd aan de rookgassen van 3 naverbranders bij één bedrijf waar halogeenhoudende oplosmiddelen en chloorparaffinen vrijkomen. Totaal komen daar jaarlijks 360 ton halogeenhoudende oplosmiddelen en chloorparaffinen vrij bij een droogproces; deze worden afgezogen en verbrand (installatie 4K).

Bij een bedrijf werden dioxinen bepaald in de rookgassen van een installatie waarin wasserijafvalslib wordt verbrand (installatie 4L). Het afvalslib ontstaat bij het chemisch reinigen van textiel, dat verontreinigd is met onder andere oliën en vetten. Als schoonmaakmiddel wordt perchloorethyleen en methyleenchloride toegepast. Beide stoffen worden grotendeels teruggewonnen om opnieuw te worden gebruikt.

Bij installatie 4M zijn dioxinen bepaald in een monster vliegstof, genomen ten behoeve van een bepaling van het stof-gehalte. Deze monsternamen wijkt op een aantal essentiële punten af van de momenteel gebruikelijke monsternamenmethoden voor dioxinen. De resultaten van deze bepaling moeten derhalve als indicatief worden opgevat.

In tabel 4.4 zijn de belangrijke kenmerken van de installaties en van de afvalstoffen, die daarin worden verbrand, weergegeven. In tabel 4.5 zijn de meetresultaten per installatie weergegeven. Tevens zijn in deze tabel de uit de meetresultaten berekende jaaremissies vermeld.

Tabel 4.4 Gegevens verbrandingsinstallaties voor chemisch afval gemeten buiten MOB-kader

Installatie nr.	Overtyp	Type rookgas- behandeling	Bedrijfsuren per jaar	Gegevens afval			Literatuur bron
				Doorzet [ton/jaar]	Aggregatie 1)	Cl-gehalte (gem.)	
4I	draaitrommel	E-filter, gaswasser	8.000	45.000	s+1	<5	normale bedrijfsvoering (Kuipers, 1992)
4J _a	draaitrommel	E-filter	8.000	45.000	s+1	<5	normale bedrijfsvoering (Poot, 1990)
4J _b	draaitrommel	doekenfilter	8.000	45.000	s+1	<5	normale bedrijfsvoering (Koch, 1992)
4K _a	naverbrander	n.v.t.	-	}	g	-	}
4K _b	naverbrander	n.v.t.	-	}	g	-	} halogeen houdende
4K _c	naverbrander	n.v.t.	-	}	g	-	} oplosmiddelen en
				}			} chloorparaffinen
4L	vloeistof-inj.	doekfilter, gaswasser	8.000	-	1	1,7	wasserijafvalsib vertrouwelijk, 1991
4M	wervelbed	stoffilter, gaswasser	8.000	1400	1	-	metaallerugwinningsinst. vertrouwelijk, 1991

1) g = gas, l = vloeistof, s = vast

2) met verbranding gasvormige afvalstromen

3) naverbrandingsgedeelte

4) totaal voor drie naverbranders

Tabel 4.5 Meetresultaten verbrandingsinstallaties voor chemisch afval gemeten buiten MOB-kader

Installatie nr.	Rookgasdebiet [m ³ /h] ¹⁾	Rookgastemp. [°C]	O ₂ [vol% droog]	CO ₂ [vol% droog]	H ₂ O [g/m ³] ¹⁾	PCDD/F [ng I-TEQ/m ³] ²⁾	Cl ⁻ [mg/m ³] ²⁾	CO [mg/m ³] ²⁾	C _x H _y [mg/m ³] ²⁾	Jaaremissie PCDD/F [g I-TEQ/jaar]
4I	48.600	63	9,9	8,7	217	14		30	< 5	4
4J _a	64.400	222	14,1	5,9	408	26,8	369	120	2,5	10
4J _b	59.900	180	13,1	5,7	482	0,31		25	< 5	0,2
4K _a						0,0007				⁴⁾
4K _b						0,0006				⁴⁾
4K _c						0,003				⁴⁾
4L	1250	34	2,4		91	4,2				0,1
4M	3890	53,8	15,7		140	< 1,3 ³⁾				< 0,02 ³⁾

¹⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities

²⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities, omgerekend naar 11% O₂

³⁾ indicatie, zie tekst, hoofdstuk 4.5.1

⁴⁾ onvoldoende informatie beschikbaar

4.5.2 *Emissies via reststoffen*

Recente meetgegevens over dioxine gehalten in slak, slib, E-filteras en doekfilteras zijn niet beschikbaar. De hoeveelheden vaste reststoffen zijn slechts in enkele gevallen bekend. Van de emissies naar water is wel een aantal meetgegevens beschikbaar. Deze zijn vertrouwelijk en zullen derhalve niet individueel worden vermeld. In de evaluatie worden deze gegevens gebruikt om een schatting van de totale emissie naar water te maken. Van een aantal processen met natte wassers wordt het waswater verwerkt of hergebruikt. Bij die processen vindt dus geen emissie naar water plaats.

4.6 *Evaluatie*

4.6.1 *Emissies via rookgassen*

Draaitrommelovens

Bij alle drie, eind 1991 in bedrijf zijnde, draaitrommelovens (4A, 4I en 4J), waarin chloorhoudend chemisch afval wordt verbrand, zijn dioxine-metingen uitgevoerd. Voor de berekening van de totale emissie van installatie 4J is de in 1992 gemeten emissie (zie 4J_b in tabel 4.5) niet meegenomen, omdat in dit rapport de situatie van eind 1991 wordt beschouwd. De totale dioxine-emissie van draaitrommelovens (eind 1991) is derhalve de som van de jaaremissies van de installaties 4A, 4I en 4J_a te weten 15 g I-TEQ/jaar. Deze emissie is inclusief de dioxine-emissie als gevolg van de verbranding van ziekenhuisafval bij AVR-Chemie.

Vloeistof-injectieovens

De dioxine-emissie van 4 van de 5 vloeistof-injectieovens is gemeten. De installatie waarbij geen metingen zijn uitgevoerd is min of meer identiek aan installatie 4C (zie tabel 4.2). Tevens worden in deze installatie dezelfde soort afvalstoffen verbrand. Op basis van de emissiegegevens in de tabellen 4.3 en 4.5 bedroeg de dioxine-emissie door dit type ovens 1,2 g I-TEQ/jaar.

Wervelbed ovens

Bij de wervelbedinstallatie (4M) is één dioxine-meting uitgevoerd. De berekende jaaremissie is < 0,02 g I-TEQ. Deze waarde moeten echter als een indicatie worden beschouwd (zie paragraaf 4.5.1).

Vast-roosterovens

Van de 5 vast-roosterovens werd bij de grootste (installatie 4G) een dioxine-meting uitgevoerd. Aangenomen wordt dat de emissiefactor voor dioxine bij de andere vier (kleine) installaties 10 keer hoger is dan bij de grote installatie waar de dioxine-meting is uitgevoerd (globale schatting). Op basis van de jaaremissie en de afvaldoorzet van installatie 4G alsmede de totale afvaldoorzet van deze kleine installaties (zie tabel 4.1) is berekend dat de totale emissie bij de verbranding van chemisch afval in vastrooster-installaties 0,07 g I-TEQ per jaar bedraagt.

Thermische naverbranders

Van de 14 geïnterviewde naverbranders werd bij 4 installaties (4E, 4F, 4H en 4K) de dioxine-emissie bepaald. De hoeveelheden afvalstoffen of de hoeveelheden rookgassen zijn van slechts enkele installaties bekend.

Installatie 4E is veruit de grootste in Nederland. Installatie 4H werd tijdens de metingen bedreven onder voor dioxine-vorming gunstige omstandigheden. Aangenomen wordt dat de emissies van 4F en 4K, die aanzienlijk lager zijn, meer representatief zijn voor de overige installaties. Op grond van het bovenstaande wordt de totale dioxine-emissie door naverbranders gesteld op ca. 0,2 g I-TEQ per jaar.

4.6.2 Emissies via reststoffen

Met betrekking tot de hoeveelheden dioxinen in vaste reststoffen (slak, E-filteras en doekfilteras) is geen recente informatie beschikbaar. Op basis van procesgegevens en vertrouwelijke meetgegevens van dioxine-emissies naar water wordt geschat dat naar water 0,5 - 1 g I-TEQ wordt geëmitteerd.

4.7 Samenvatting

In tabel 4.8 zijn de gegevens betreffende de dioxine-emissies via de rookgassen samengevat.

Tabel 4.8 Dioxine-emissies via rookgassen bij verbranding van chemische afvalstoffen

Oventype	Aantal installaties	Afvaldoorzet [ton/jaar]	PCDD/F-emissie [g I-TEQ/jaar]
draaitrommel	3	92.000	15 ¹⁾
vloeistofinjectie	5	54.000	1,2
wervelbed	1	1.400	< 0,02
vast-rooster	5	7.000	0,07
thermische naverbrander	14	niet bekend	ca. 0,2
totaal	28		16

¹⁾ inclusief de dioxine-emissie als gevolg van de verbranding van ziekenhuisafval bij de AVR-Chemie.

De hoeveelheden dioxinen die met de vaste reststoffen worden afgevoerd zijn niet bekend. De dioxine-emissie naar water wordt geschat op 0,8 g I-TEQ/jaar.

4.8 Toekomstige situatie

Wat betreft de toekomstige situatie wordt nog het volgende opgemerkt:

Om aan de eisen gesteld van de RV'89 te kunnen voldoen zullen de draaitrommelovens (installatie 4A, 4I en 4J) moeten worden aangepast. De rookgasreiniging van installatie 4J is eind 1991 (effectief begin 1992) ingrijpend gewijzigd. Het E-filter (installatie 4J_a) is vervangen door een doekfilter (installatie 4J_b). Voor dit doekfilter wordt nu kalk en actief kool geïnjecteerd. Na deze aanpassingen is in 1992 door TNO nogmaals een meting uitgevoerd (tabel 4.5, 4J_b). De jaaremissie aan dioxinen is door deze wijziging gedaald van 10 naar 0,2 g I-TEQ.

In de zomer van 1992 is bij AVR-Chemie een derde draaitrommeloven (DTO-9) voor de verbranding van chemisch afval in gebruik genomen. Deze installatie is ontworpen om te voldoen aan de RV'89 (0,1 ng I-TEQ/m³ ind. bij 11% O₂).

Als alle draaitrommelovens zijn aangepast en voldoen aan de RV'89 (< 0,1 ng/m³) zal de jaaremissie van deze ovens gezamenlijk ca. 0,2 g I-TEQ bedragen (op basis van een emissie vermindering naar rato de vermelde concentraties, waarbij voor installatie 4J de gegevens van 1992 zijn gebruikt). De totale dioxine-emissie bij verbranding van chemisch afval wordt dan 1,7 g I-TEQ per jaar.

5. VERBRANDING VAN STORT- EN BIOGAS EN SLIB

5.1 Algemeen

In dit hoofdstuk worden de volgende stromen in beschouwing genomen:

- Stortgas: Dit is gas dat vrijkomt uit de organische fractie van gestort (huishoudelijk) afval. Het gas bestaat voornamelijk uit CO₂ en CH₄.
- Biogas: Onder biogas wordt hier verstaan gas vrijkomend bij de anaërobe vergisting van slib van rioolwaterzuiveringsinstallaties (rwzi's).
- Communaal slib: slib afkomstig van rioolwaterzuiveringsinstallaties (rwzi-slib).
- Industrieel slib: Slib afkomstig van industriële productieprocessen en natte wasinstallaties, voor zover zij chloor bevatten.

5.2 Procesbeschrijving

Verbranding van stort- en biogas

Stort- en biogas wordt meer en meer opgevangen en verbrand. De reden hiervoor is dat het verbranden van het gas minder milieu verontreiniging veroorzaakt dan het zonder meer emitteren. Verbranding vindt in de praktijk plaats met en zonder energiebenutting. Energiebenutting vindt vaak plaats in een zuigermotor (gasmotor), die een generator aandrijft voor de productie van elektriciteit. In enkele gevallen wordt stort- of biogas gebruikt voor productie van warm water of stoom, of in een proces.

Het zonder energierugwinning verbranden gebeurt in zogenaamde "fakkels", waarbij het gas in een vrije vlam in de open atmosfeer verbrandt. Voor stort- en biogas worden kleine (tot ca. 30 m hoogte) zogenaamde "torenfakkels" toegepast. Een torenfakkel bestaat uit een "fakkelpijp" waarop zich de "fakkeltip" (brander) bevindt. Om te garanderen dat de afgeblazen gassen altijd in een vlam verbranden zijn bij de fakkeltip waakvlambranders aanwezig, gevoed met aardgas of een soortgelijke brandstof. De waakvlammen zijn permanent in bedrijf.

Gasmotoren zijn soms voorzien van een "deNOx" installatie ter vermindering van de emissie aan stikstofoxiden. Bij fakkels wordt vanzelfsprekend geen rookgasreiniging toegepast.

Soms wordt stort- of biogas na reiniging (tot < 5 mg Cl/m³) aan het aardgasnet toegevoegd. Bij het reinigen wordt het gas ontdaan van gehalogeneerde en hogere koolwaterstoffen met behulp van actief kool. De bij de regeneratie van deze kool vrijkomende koolwaterstoffen worden afgefakkeld.

Verbranding van slib

Het verbranden van slib gebeurt in Nederland vooral in wervelbedovens (zie voor een beschrijving hoofdstuk 4), eventueel in combinatie met andere stoffen. In één geval wordt in Nederland gebruik gemaakt van een etage-oven. Deze is opgenomen in één van de verbrandingslijnen van de afvalverbrandingsinstallatie van Gevudo te Dordrecht. Een etage-oven bestaat uit een cilinder waarin zich verschillende etages bevinden met gaten in de vloeren. In het middelpunt bevindt zich een as waaraan schrapers zijn bevestigd. Het slib wordt boven in de oven gepompt. Door de schrapers wordt het slib via de gaten naar de lager gelegen etages gevoerd. Op de bovenste etages droogt het slib, op de lagere verbrandt het bij 800 - 1000°C. Op de onderste etages koelen de verbrandingsresten af. De installatie van Gevudo wordt in de huidige situatie doorstroomd door rookgassen van de AVI. De emissies zijn daarom opgenomen in hoofdstuk 3.

5.3 Geïnterpreteerde processen

Verbranding stortgas

In Nederland werd in 1991 ca. 74 miljoen m³ stortgas gewonnen. Van deze hoeveelheid wordt ca. 22 miljoen m³ afgefakkeld en ca. 52 miljoen m³ als volgt benut:

- verbranding (ongezuiverd) in o.a. een steenoven en een bakoven voor elektroden (14 miljoen m³);
- verbranding (ongezuiverd) in gasmotoren ten behoeve van elektriciteitsopwekking (16 miljoen m³);
- opwerking tot aardgaskwaliteit (22 miljoen m³).

Totaal wordt dus 52 miljoen m³ ongezuiverd stortgas verbrand (Oonk et al., 1993).

Verbranding van biogas

Gas dat wordt verkregen bij de anaërobe gisting van communaal slib wordt veelal verbrand in gasmotoren. Een zevental motoren werd geïnterpreteerd die als brandstof biogas gebruiken. Op basis van de in 1990 uitgevoerde inventarisatie wordt geschat dat per jaar rond 60 miljoen m³ biogas wordt verbrand (Bremmer en Hesseling, 1991).

Verbranding van slib

Communaal slib wordt in Nederland verbrand in een drietal installaties. Eén daarvan is gekoppeld aan de AVI van GEVUDO te Dordrecht (zie 5.2; de dioxine-emissie is meegenomen in hoofdstuk 3). De twee overige installaties zijn wervelbedovens, met als rookgasreiniging een elektrofilter resp. een natte wasser. Totaal wordt bij deze twee installaties per jaar ca. 6000 ton slib (op basis van droge stof) verbrand (pers. bedrijf informatie; RIMH Noord Brabant, 1993).

De etage-oven van GEVUDO wordt in de loop van 1993 buiten gebruik gesteld. Verbranding van het slib vindt vanaf dat moment plaats in een wervelbedoven van DRSH Zuiveringsslib NV. In deze installatie (capaciteit 45.000 ton d.s./jaar) zal het communaal slib van de provincie Zuid Holland worden verbrand.

De verbranding van (chloorhoudend) industrieel slib vindt in Nederland hoofdzakelijk plaats in twee installaties (beide wervelbed). De ene installatie heeft een doorzet van 7850 ton (d.s.) per jaar (zie hoofdstuk 5.4). De andere, waarin met name slib van een papierfabriek wordt verbrand heeft een doorzet 45000 ton (d.s.) per jaar (zie tabel 5.4). Daarnaast is er nog een experimentele verbrandingsinstallatie en een installatie die discontinu werkt. De totale hoeveelheid slib die wordt verbrand in deze twee installaties wordt geschat op slechts 100 ton d.s./jaar (Bremmer en Hesseling, 1991).

Totaal komt in Nederland per jaar 462.000 ton slib (op basis van droge stof) vrij, waarvan:

- 282.000 ton communaal slib;
- 180.000 ton industrieel slib (Duvoort - van Engers, 1991; RIVM, 1992).

5.4 Meetresultaten MOB

In MOB kader werden metingen uitgevoerd aan één slibverbrandingsinstallatie. In deze installatie werd industrieel slib afkomstig uit de flocculatie/flotatie units van de waterzuiveringsinstallatie van een raffinaderij en slibfilterkoek van de primaire zuivering en bioreactoren van de centrale waterzuivering, verbrand in een wervelbedoven. De rookgassen worden gereinigd in achtereenvolgens een E-filter, een quenchkoeler en een absorptietoren.

Bij het interpreteren van de meetresultaten (tabel 5.1) moet er rekening mee worden gehouden dat de resultaten over twee meetperioden zijn verzameld omdat de installatie gedurende de meting is uitgevallen. Het stookgedrag en de emissies van CO, C_xH_y en Cl⁻ zijn in beide meetperioden sterk afwijkend. Voor de dioxine-emissie kan geen onderscheid worden gemaakt omdat de monstername op één filter heeft plaatsgevonden. Als verondersteld wordt dat alle dioxinen tijdens het eerste deel

van de meting (namelijk tijdens de periode van hoge Cl⁻-concentraties) werd geëmitteerd, betekent dit voor dit proces een maximale dioxine-concentratie van ca. 1 ng I-TEQ/m³ (ind. bij 11% O₂).

Tabel 5.1 Gegevens en meetresultaten slibverbranding, gemeten in MOB-kader

Parameter		Installatie 5A	
		meting 1	meting 2
type oven		wervelbed	
rookgasbehandeling		E-filter, quenchkoeler, absorptie toren	
slib doorzet (d.s.)	[ton/jaar]	7850	
bedrijfsuren per jaar		ca. 7200	
rookgasdebiet	[m ³ /h] ¹⁾	11300	11600
rookgastemperatuur	[°C]	19	19
O ₂	[vol % droog]	12,2	12,8
CO ₂	[vol % droog]	6,2	5,8
H ₂ O	[g/m ³] ¹⁾	42	21
PCDD/F	[ng I-TEQ/m ³] ²⁾	0,4	
Cl ⁻	[mg/m ³] ²⁾	209	1
CO	[mg/m ³] ²⁾	99	31
C _x H _y	[mg/m ³] ²⁾	7	< 5
jaaremissie PCDD/F	[g I-TEQ/jaar]	0,025 ³⁾	

¹⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities

²⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities, omgerekend naar 11% O₂

³⁾ berekend aan de hand van gemeten concentratie, gemeten gemiddeld rookgasdebiet en jaarlijkse bedrijfstijd

5.5 Meetresultaten buiten MOB kader

Verbranding stortgas

Buiten MOB kader werden metingen verricht aan een gasmotor en een fakkel. In beide installaties werd ongezuiverd stortgas verbrand. De resultaten van deze metingen zijn vermeld in tabel 5.2. Voor de berekening van jaaremissies waren onvoldoende gegevens beschikbaar. Uit de resultaten kunnen wel de benodigde emissiefactoren worden berekend (zie onder 5.7).

Tabel 5.2 Gegevens en meetresultaten verbranding stortgas, gemeten buiten MOB-kader (lit. bron vertrouwelijk)

Parameter		Installatie	
		5B	5C
soort installatie		gasmotor	fakkel
stortgas verbruik	[m ³ /h]	200	600
rookgasbehandeling		geen	geen
rookgasdebiet	[m ³ /h]	790 ¹⁾	ca. 10000 ³⁾
rookgastemperatuur	[°C]	530	ca. 1000
O ₂	[vol % droog]	3,0	10 ⁴⁾
H ₂ O	[g/m ³] ¹⁾	160	- ⁵⁾
PCDD/F	[ng I-TEQ/m ³]	0,07 ²⁾	0,022 ⁴⁾
PCDD/F emissie	[ng I-TEQ/h]	105	220

¹⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities²⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities, omgerekend naar 11% O₂³⁾ volgens opgave bedrijf; betrokken op natte rookgassen onder standaardcondities⁴⁾ betrokken op natte rookgassen (onder standaardcondities)⁵⁾ bepaling vochtgehalte was niet mogelijk*Verbranding communaal slib*

Van de verbranding van communaal slib in één van de twee wervelbedovens zijn meetgegevens beschikbaar. De resultaten zijn vermeld tabel 5.3. Berekening van de jaaremissies was niet mogelijk. Uit de resultaten kunnen wel de benodigde emissiefactoren worden berekend (zie onder 5.7).

Tabel 5.3 Gegevens en meetresultaten verbranding communaal slib, gemeten buiten MOB-kader (lit. bron vertrouwelijk)

Parameter		Installatie 5D	
		meting 1	meting 2
type oven		wervelbed	
rookgasbehandeling		cycloon en natte wasser	
slib doorzet	[kg/h]	260	
rookgasdebiet	[m ³ /h] ¹⁾	9700	9500
rookgastemperatuur	[°C]	60	57
O ₂	[vol % droog]	8,5	9,7
H ₂ O	[g/m ³] ¹⁾	111	129
PCDD/F	[ng I-TEQ/m ³] ²⁾	0,11	0,18
PCDD/F emissie	[ng I-TEQ/h]	900	1,5

¹⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities²⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities, omgerekend naar 11% O₂

Verbranding industrieel slib

Van de verbranding van slib afkomstig van een papierfabriek zijn meetgegevens beschikbaar (gemeten buiten MOB-kader). Enkele gegevens en meetresultaten zijn vermeld in tabel 5.4.

Tabel 5.4 Gegevens en meetresultaten verbranding industrieel slib, gemeten buiten MOB-kader (lit. bron vertrouwelijk)

Parameter		Installatie 5E
type oven		wervelbed
rookgasbehandeling		stoomketel kalksteen in het bed, cycloon en doekfilter
slib doorzet (d.s.)	[ton/jaar]	45000
bedrijfsuren per jaar		8000
rookgasdebiet	[m ³ /h] ¹⁾	31500
rookgastemperatuur	[°C]	183
O ₂	[vol % droog]	8,9
CO ₂	[vol % droog]	10,3
H ₂ O	[g/m ³] ¹⁾	238
PCDD/F	[ng I-TEQ/m ³] ²⁾	0,6
Cl ⁻	[mg/m ³] ²⁾	77
CO	[mg/m ³] ²⁾	38
C _x H _y	[mg/m ³] ²⁾	2
jaaremissie PCDD/F	[g I-TEQ/jaar]	0,18

¹⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities

²⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities, omgerekend naar 11% O₂

5.6 Literatuurgegevens

Op een drietal plaatsen werd in de vlam van een fakkel voor de verbranding van biogas de volgende dioxine concentraties bepaald (Scheiner et al., 1992):

- boven 0,0034 ng I-TEQ/m³;
- midden 0,013 ng I-TEQ/m³;
- onder 0,014 ng I-TEQ/m³.

5.7 Evaluatie

Verbranding van stortgas en biogas

Voor de verbranding van ongezuiverd stortgas in een gasmotor en een fakkel is uit de resultaten van tabel 5.2 een emissiefactor berekend van respectievelijk 0,5 en 0,4 ng I-TEQ/m³ stortgas. Omdat de emissiefactoren nagenoeg gelijk zijn wordt voor de verbranding van ongezuiverd stortgas één emissiefactor van 0,5 ng I-TEQ/m³ stortgas aangehouden.

Van de verbranding van biogas zijn geen Nederlandse meetgegevens beschikbaar. Uit literatuurgegevens (zie hoofdstuk 5.6) blijkt dat de dioxine-concentratie in de rookgassen van fakkels, waarin biogas verbrand wordt, in dezelfde orde van grootte ligt als bij het verbranden van stortgas (zie tabel 5.2). Voor verbranding van biogas wordt daarom dezelfde emissiefactor aangenomen als bij stortgas.

Totaal wordt in Nederland per jaar (1991) 112 miljoen m³ stortgas en biogas ongezuiverd verbrand (zie hoofdstuk 5.3). De dioxine-emissie daardoor bedraagt rond 0,06 g I-TEQ per jaar.

Verbranding van communaal slib

Voor de verbranding van communaal slib is uit de gegevens van tabel 5.3 een gemiddelde emissiefactor berekend van rond 5 µg I-TEQ/ton slib. Jaarlijks (1991) wordt 6000 ton slib verbrand (zie 5.3) zodat de jaarlijkse dioxine-emissie hierbij rond 0,03 g I-TEQ bedraagt.

Opgemerkt wordt dat in één van de twee installaties voor de verbranding van communaal slib met ingang van januari 1993 geen slib meer wordt verbrand. Met ingang van genoemde datum zal per jaar nog ca. 5000 ton slib worden verbrand. In de loop van 1993 wordt dit 50.000 ton/jaar door de ingebruikname van de installatie van de DRSB.

Verbranding van industrieel slib

De dioxine-emissie van de twee belangrijkste installaties waar industrieel slib wordt verbrand bedraagt totaal 0,205 g I-TEQ per jaar (zie tabel 5.1 en tabel 5.4). Uit de gegevens van de tabellen 5.1 en 5.4 is een gemiddelde emissiefactor voor de verbranding van slib berekend van rond 4 µg I-TEQ/ton. Op basis van deze emissiefactor bedraagt de dioxine-emissie van de twee kleine installaties (doorzet geschat rond 100 ton/jaar) slechts 0,0004 g I-TEQ/jaar. De totale dioxine-emissie als gevolg van de verbranding van industrieel slib bedraagt 0,21 g I-TEQ/jaar.

Dioxinen in reststoffen

Gegevens betreffende dioxinen in cycloonas, doekfilteras en E-filteras zijn niet voorhanden. Gezien de dioxine-emissies naar de lucht wordt aangenomen dat de dioxine-concentraties lager zijn dan in de E-filteras van AVI's. Gegevens betreffende dioxine emissies naar water zijn niet beschikbaar. Gezien de gemeten dioxine-emissies naar lucht, en gezien de procesomstandigheden is het aannemelijk dat de emissie naar water niet meer bedraagt dan 0,1 g I-TEQ per jaar.

Dioxinen in slib

Totaal komt in Nederland 462.000 ton slib (communaal en industrieel) vrij. In een recent onderzoek blijkt dat communaal slib gemiddeld 26 µg I-TEQ/ton slib (droge stof) bevat (TAUW, in prep.). Op basis van dit analyse resultaat wordt jaarlijks totaal 12 g I-TEQ aan dioxinen met het slib afgevoerd. In 1988 (Duvoort - van Engers, 1991) was de bestemming van deze hoeveelheid slib als volgt: 22% landbouw, 14% compost/zwarte grond, 55% storten, 2,6% verbranden en 6,6% diversen.

5.8 Samenvatting

De dioxine-emissies als gevolg van de verbranding van stort-, biogas en slib zijn samengevat weergegeven in tabel 5.4.

Tabel 5.4 Dioxine-emissies bij verbranding van stort-, biogas en slib (situatie 1991)

Soort proces	Hoeveelheid per jaar	Emissiefactor	PCDD/F emissie [g I-TEQ/jaar]
Verbranding van:			
ongezuiverd stortgas	52 miljoen m ³	0,5 ng I-TEQ/m ³	0,03
ongezuiverd biogas	60 miljoen m ³	0,5 ng I-TEQ/m ³	0,03
communaal slib ¹⁾	6000 ton (d.s.)	5 µg I-TEQ/ton	0,03
industrieel slib ¹⁾	53000 ton (d.s.)	4 µg I-TEQ/ton	0,21
Totaal			0,30 ²⁾

¹⁾ In Nederland bedroeg de slibproductie: 282.000 ton communaal slib en 180.000 ton industrieel slib; met dit slib wordt aan dioxinen jaarlijks ca. 12 g I-TEQ afgevoerd.

²⁾ De dioxine-emissie van de slibverbrandingsoven bij GEVUDO te Dordrecht is meegenomen in hoofdstuk 3.

De emissie naar water ten gevolge van de verbranding van stort- en biogas en slib is verwaarloosbaar. Over de hoeveelheden gebonden aan reststoffen zijn onvoldoende gegevens beschikbaar.

5.9 Toekomstige situatie

Met betrekking tot de situatie in 2000 wordt geschat dat in totaal ca. 300.000 ton (d.s.) zuiveringsslib (communaal en industrieel) per jaar wordt verbrand (Nagelhout en van Lohuizen, 1992). Als wordt uitgegaan van de hierboven berekende emissiefactor van 5 µg I-TEQ per ton slib (d.s.), betekent dit een jaaremissie naar lucht van 1,5 g I-TEQ in 2000.

6. AFBRANDEN VAN KABELS, ELEKTROMOTOREN E.D.

6.1 Algemeen

In dit hoofdstuk komen aan de orde:

- kabelbranden legaal;
- kabelbranden illegaal;
- afbranden van elektromotoren.

Het afbranden van remblokken, een met kabelbranden vergelijkbaar proces, wordt eveneens in dit hoofdstuk behandeld.

De kabels die legaal worden afgebrand zijn zogenaamde vette grondkabels (gepantserde papier lood kabel, GPLK). De met kunststof geïsoleerde kabels worden gewoonlijk geshredderd. Illegaal worden met name kabels afgebrand afkomstig van bouw- en sloop-afval en afkomstig van auto's.

6.2 Procesbeschrijving

Afbranden van kabels

Kabelbranden is het proces waarbij door afbranden van het isolatiemateriaal van elektriciteits- en elektronica-kabels koper en lood wordt teruggewonnen. Bij dit proces zijn alle ingrediënten aanwezig die nodig zijn voor de vorming van dioxinen, te weten koolstof (ommanteling), chloor (PVC of schimmelwerende middelen) en een katalysator (koper).

Het afbranden geschiedt batchgewijs in eenvoudige ovens. In een ovenruimte worden de al dan niet voorverkleinde kabels in brand gestoken (met behulp van olie of gas). De aanwezige brandbare stoffen (vet, olie, papier, jute e.d.) houden daarna de verbranding op gang. Aanwezig lood smelt en wordt afgetapt. Na het aflopen van het proces wordt de koperen kern en de staalband (van kabelpantser) met de verbrandingsresten uit de oven geschept. De bij de verbranding ontstane gassen worden naverbrand bij temperaturen van 800°C of hoger en vervolgens geëmitteerd.

Bij de één nog in bedrijf zijnde legale kabelbrander (zie hoofdstuk 6.3) vindt de verbranding plaats in een bemetselde oven. De rookgassen worden gereinigd in een naverbrander en een natte wasser.

Bij illegaal afbranden van kabels is meestal geen sprake van een installatie. De kabels worden op de grond of in een ton in brand gestoken. Door de brandstapel op een kleine verhoging te plaatsen of door gaten onder in de ton aan te brengen kan het lood afvloeien en worden opgevangen.

Afbranden van elektromotoren e.d.

Een aan het kabelbranden verwant proces is het afbranden van wikkelingen van elektromotoren, het afbranden van coatings van instrumenten, het afbranden van remblokken e.d. Ook deze processen worden uitgevoerd in een oven bij 300 tot 400°C met naverbranding van de ontstane gassen. De temperatuur van de oven wordt veelal ingesteld door een aparte brander en niet door het verbranden van het materiaal zelf. Bij het afbranden van met name elektromotoren is de temperatuurbeheersing belangrijk omdat de motoren hun vorm moeten behouden. De procesvoering hierbij is daarom beter gecontroleerd dan bij het afbranden van kabels.

6.3 Geïntervieweerde processen

De hoeveelheid GPLK die jaarlijks in Nederland vrijkomt wordt geschat op 8.265 ton. Van deze hoeveelheid zijn de elektriciteits-distributiebedrijven de grootste ontdoener met een aandeel van ca. 50%. Naast de hoeveelheden die jaarlijks bij de Nederlandse ontdoeners vrijkomen, wordt waarschijnlijk een veelvoud van de bovengenoemde hoeveelheid aan kabelrestanten geïmporteerd. Tevens zou er sprake zijn van export van kabelrestanten (Helm, 1992).

Kabelbranden legaal

Momenteel is nog één kabelbrander in Nederland in bedrijf. Dit is een relatief moderne installatie (zie onder 6.2) in vergelijking met de nu gesloten installaties waaraan metingen buiten MOB-kader zijn uitgevoerd (zie onder 6.4). In deze nog in gebruik zijnde installatie worden enkele honderden tonnen kabels per jaar verwerkt. De verbrandingsresten worden naar België vervoerd en aldaar verder opgewerkt; het slib van de natte wasser wordt vooralsnog in vaten opgeslagen. De installatie is ca. 8 dagen per maand in bedrijf. Het bedrijf dient per 1 januari 1993 een plan in te dienen om tot emissiebeperking te komen (Provincie Gelderland, 1992a).

Kabelbranden illegaal

Op basis van gegevens verkregen bij de provinciale overheden in de provincies waar illegaal afbranden van kabel met name plaatsvindt wordt aangenomen dat de hoeveelheid kabel die in Nederland illegaal wordt afgebrand momenteel ongeveer 3000 ton per jaar is (Provincie Gelderland, 1992a; Provincie Noord-Brabant, 1993; Provincie Limburg, 1992; Provincie Overijssel, 1993).

Waarschijnlijk wordt illegaal weinig grondkabel afgebrand maar hoofdzakelijk kleine partijen kabels afkomstig van bouw- en sloop-afval en afkomstig van auto's.

Afbranden van elektromotoren e.d.

Er zijn twee bedrijven geïntervieweerd waar elektromotoren worden afgebrand. In de bij deze bedrijven aanwezige installatie kan per dag ca. 1500 kg materiaal worden afgebrand. Daarnaast is nog één bedrijf geïntervieweerd waar remblokken (produktie uitval) worden afgebrand (Provincie Gelderland, 1992b). De laatst genoemde installatie is ongeveer een week per maand in bedrijf. Gegevens over hoeveelheden die per jaar worden verwerkt zijn van deze drie bedrijven niet bekend.

6.4 Meetresultaten buiten MOB-kader

Buiten MOB-kader zijn metingen verricht bij twee kabelbranders; deze kabelbranders zijn inmiddels gesloten. Tevens zijn er meetresultaten van een TNO onderzoek aan een uitbrand-installatie voor elektromotoren. De resultaten van deze metingen zijn vermeld in tabel 6.1.

Tabel 6.1 Resultaten metingen bij kabelbranders en bij een uitbrand-installatie voor elektromotoren (lit. bron vertrouwelijk)

Soort bedrijf	PCDD/F-gehalte rookgassen [ng I-TEQ/m ³] ¹⁾	PCDD/F-emissie [µg I-TEQ/ton input]
Kabelbrander:		
grondkabels	0,6 - 1,0	3,7 - 6,4
grondkabels/PVC houdende kabels	1,9 - 3,2	7,4 - 14
Kabelbrander:		
gestripte kabel ²⁾	3,8	21
gedeeltelijk gestripte kabel ³⁾	254	2280
Uitbrand-installatie voor elektromotoren	1,3	3,3

¹⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities, omgerekend naar 11% O₂

²⁾ kabel zonder lood, schroot en bitumen; alleen koperen kern met vet en (vet) papier

³⁾ kabel met lood, zonder schroot en bitumen; deze kabel werd doorgaans afgebrand.

6.5 Literatuurgegevens

Op zeven lokaties die verdacht werden van contaminatie van de bodem met dioxinen is een onderzoek uitgevoerd naar het dioxine-gehalte van de grond (Liem et al., 1991). De lokaties waren verdacht op grond van het illegaal verbranden van kabels en auto's. Er werden sterk verhoogde dioxine-gehalten aangetroffen. Totaal werden 20 monsters geanalyseerd. De dioxine-gehalten in de bodem lagen tussen de 60 en 98000 ng I-TEQ/kg droge stof.

6.6 Evaluatie

Kabelbranden legaal

De kabelbranders gemeten buiten MOB-kader zijn allemaal gesloten. De bij deze bedrijven bepaalde emissiefactoren lopen sterk uiteen van 4 - 2280 µg I-TEQ/ton (zie tabel 6.1). De nog in bedrijf zijnde kabelbrander heeft een installatie die in vergelijking met de gesloten installaties relatief modern is. Op grond van de genoemde emissiefactoren kan echter geen goede schatting van de dioxine-emissie van dit bedrijf worden gegeven, mede gezien het feit dat de hoeveelheid verwerkte kabel evenmin bekend is. Verwacht wordt dat bij dit bedrijf de emissiefactor niet hoger zal zijn dan enkele tientallen µg I-TEQ/ton. Bij een aangenomen emissiefactor van 40 µg I-TEQ/ton en een (eveneens aangenomen) verwerking van 500 ton/jaar wordt een emissie berekend van 0,02 g I-TEQ/jaar.

Kabelbranden illegaal

Er zijn geen emissiefactoren bekend voor het illegaal afbranden van kabels. Gezien de in tabel 6.1 vermelde emissiefactoren wordt voor het illegaal afbranden een emissiefactor geschat van 500 µg I-TEQ/ton. Bij een (geschatte) verwerking van 3000 ton kabel per jaar (zie hoofdstuk 6.3) bedraagt de jaarlijkse dioxine-emissie dan 1,5 g I-TEQ.

Afbranden elektromotoren e.d.

Als emissiefactor voor het afbranden van elektromotoren wordt een waarde van 3,3 µg I-TEQ/ton input gehanteerd (zie tabel 6.1). Indien wordt aangenomen dat per installatie 1500 kg/dag wordt verwerkt gedurende 250 dagen per jaar, dan zal de dioxine-emissie voor de twee installaties ca. 0,0025 g I-TEQ per jaar bedragen.

De installatie voor het afbranden van remblokken is analoog aan die voor de elektromotoren. Mede gezien de samenstelling van de af te branden materialen wordt daarom aangenomen dat de dioxine-emissie (per tijdseenheid) van dezelfde grootte orde is als die van een installatie voor het afbranden van elektromotoren. De installatie is ongeveer 60 dagen per jaar in bedrijf (één week per maand). Als wordt aangenomen dat de afvaldoorzet per dag analoog is aan die voor elektromotoren is de jaarlijkse emissie kleiner dan 0,001 g I-TEQ.

De jaarlijkse dioxine-emissie voor de onderhavige installaties zal derhalve geringer zijn dan 0,0035 g I-TEQ.

Reststoffen

Over de hoeveelheden reststoffen die vrijkomen bij het afbranden van kabels en dergelijke zijn geen gegevens bekend. Het overgrote deel van de reststoffen komt vrij bij het illegaal afbranden van kabels. Op de illegale verbrandingslokaties werden dioxine-gehalten in bodemmateriaal gevonden tot 98000 ng I-TEQ/kg droge stof. Daarom wordt aanbevolen grote prioriteit te geven aan maatregelen op het gebied van de handhaving, en waar nodig aan sanering van de bodem.

6.7 Samenvatting

De geschatte dioxine emissies naar de lucht bij het afbranden van kabels, elektromotoren e.d. zijn samengevat in tabel 6.2. De emissies zijn geschat op basis van veel aannames. Voor een nauwkeuriger schatting dan de hier gegeven dioxine-emissies is nader onderzoek noodzakelijk.

Tabel 6.2 Geschatte dioxine emissies bij afbranden van kabels, elektromotoren en dergelijke.

Soort bedrijf	Verwerkte hoeveelheid [ton/jaar]	Emissiefactor [µg I-TEQ/ton afval]	PCDD/F-emissie [g I-TEQ/jaar]
Kabelbranderijen:			
legaal	500	40 ¹⁾	0,02 ¹⁾
illegaal	3000	500 ¹⁾	1,5 ¹⁾
Uitbrandinstallaties voor elektromotoren e.d.	ca. 800	3,3	<0,0035
Totaal	ca. 4300		1,5

¹⁾ indicatie; zie tekst hoofdstuk 6.5.

Er is onvoldoende informatie beschikbaar over hoeveelheden en concentraties in reststoffen.

7. AFVALVERBRANDING BIJ ZIEKENHUIZEN

7.1 Algemeen

Afval van ziekenhuizen kan worden onderverdeeld in specifiek ziekenhuisafval en overig afval. Specifiek ziekenhuisafval bestaat onder andere uit menselijke anatomische resten en orgaandelen, bacterieel, viraal en met schimmels besmet afval en grotere hoeveelheden bloed. Specifiek ziekenhuisafval is in het besluit aanwijzing chemische afvalstoffen (BACA), met ingang van 1 maart 1992, aangewezen als chemisch afval. Onder overig ziekenhuisafval wordt niet-besmet, op huishoudelijk afval gelijkend afval verstaan.

Het overgrote deel van het in Nederland vrijkomende specifieke ziekenhuisafval wordt grootschalig verbrand in een oven voor de verbranding van chemisch afval en in een speciale installatie voor het verbranden van ziekenhuisafval. Overig ziekenhuisafval wordt gewoonlijk als bedrijfsafval afgevoerd.

Ziekenhuisafval wordt door een aantal ziekenhuizen zelf in eigen installaties verbrand. In dit hoofdstuk worden alleen de emissies van deze installaties besproken. Dit hoofdstuk is gebaseerd op een onlangs gereed gekomen onderzoek betreffende de emissies van dioxinen bij ziekenhuisafvalverbrandingsinstallaties (Bremmer et al., in prep.). De emissies die vrijkomen bij bovengenoemde grootschalige installaties zijn opgenomen in hoofdstuk 4 (Verbranding van chemische afvalstoffen).

7.2 Procesbeschrijving

De afvalverbrandingsinstallaties bij de ziekenhuizen bestaan veelal uit een "pyrolyse-oven" met een naverbrandingsruimte. In het pyrolysegedeelte wordt het afval ontgast en wordt de achterblijvende kool verbrand. In de naverbrandingsruimte vindt uitbrand van de ontstane gassen plaats. In beide procesgedeelten wordt de temperatuur met behulp van branders geregeld. De installaties worden batchgewijs bedreven. In het algemeen is geen additionele rookgasreiniging aanwezig: energierugwinning vindt doorgaans niet plaats.

De installaties bij de ziekenhuizen zijn alleen overdag in bedrijf. Bij het opstarten wordt de oven opgewarmd met behulp van de aanwezige steunbranders en eventueel de verbranding van huishoudelijk ziekenhuisafval. Na de laatste dosering van afval op een dag worden de ovens nog 1 à 2,5 uur op temperatuur gehouden met behulp van de branders. Vervolgens wordt de oven afgekoeld door het doorleiden van omgevingslucht gedurende een aantal uren.

7.3 Geïnterviewde processen

Van november 1990 tot mei 1991 werden door TNO de dioxine-emissies vastgesteld van een viertal ziekenhuisafvalverbrandingsinstallaties (Bremmer et al., in prep.), waaronder de twee grootste. Naar aanleiding van de uitkomsten van dat onderzoek hebben zeven ziekenhuizen hun afvalverbrandingsinstallatie gesloten. Hieronder bevonden zich ook de installaties waaraan de metingen werden uitgevoerd.

Op 31 december 1991 waren nog 18 afvalverbrandingsinstallaties bij ziekenhuizen in bedrijf. In totaal werd daarin 675 ton ziekenhuisafval per jaar verbrand:

- Twee ziekenhuizen verbranden in totaal 650 ton/jaar specifiek afval, gecombineerd met overig ziekenhuisafval.
- Zestien ziekenhuizen verbranden in totaal 25 ton specifiek ziekenhuisafval. De hoeveelheden per installatie variëren tussen 40 kg en 2,5 ton/jaar.

7.4 Meetresultaten buiten MOB-kader

Zoals reeds boven vermeld, werden metingen naar de dioxine-emissies uitgevoerd aan de verbrandingsinstallaties van vier ziekenhuizen. De resultaten van deze onderzoeken zijn in tabel 7.1 samengevat.

Tabel 7.1 Gegevens en meetresultaten ziekenhuisafvalverbrandingsinstallaties

Parameter		Installatie			
		7A	7B	7C	7D
aantal ovens		1	1	1	2
bedrijfsuren per jaar		2100	3500	520	3800
verbrand afval ⁴⁾	[ton/jaar]	82	2000	19	1500
rookgasbehandeling		nee	nee	cycloon	nee
energieterugwinning		ja	ja	nee	ja
rookgasdebiet	[m ³ /h] ¹⁾	250	8100	1585	6250
rookgastemperatuur	°C	255	270	240	230
O ₂	[vol % droog]	11,7	14,3	18,5	15,0
CO ₂	[vol % droog]	5,9	5,1	1,4	4,3
H ₂ O		93	78	31	67
PCDD/F ³⁾	[ng I-TEQ/m ³] ²⁾	460	91	265	70
Cl	[mg/m ³] ²⁾	575	774	612	1150
CO	[mg/m ³] ²⁾	131	40	1170	121
C _x H _y	[mg/m ³] ²⁾	22	<5	160	<7
jaaremissie PCDD/F	[g I-TEQ/jaar]	0,23	1,7	0,057	0,95

¹⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities

²⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities, omgerekend naar 11% O₂

³⁾ gemiddelden van twee metingen

⁴⁾ situatie augustus 1991

De in tabel 7.1 weergegeven emissies hebben alleen betrekking op de perioden dat daadwerkelijk in de ovens afval werd verbrand. Tijdens de tussenliggende perioden (tijdens afkoelen) werden soms duidelijk verhoogde emissies aan CO en C_xH_y gemeten. Het is daarom te verwachten dat ook de PCDD/F-emissies gedurende deze perioden zullen optreden. De emissies aan CO, C_xH_y en PCDD/F kunnen daarom als (lage) indicaties worden beschouwd.

7.5 Evaluatie

Uit het onderzoek blijkt, dat de grote installaties (7B en 7D) ca. 0,8 mg I-TEQ per ton afval emitteerden. De twee middelgrote installaties (7A en 7C) emitteerden ca. 3 mg I-TEQ per ton afval.

Van de kleine installaties zijn geen dioxine-emissies bekend. Gezien de samenstelling van het afval (alleen specifiek ziekenhuisafval) en de procescondities bij deze installaties wordt aangenomen, dat de dioxine-concentratie, en diens gevolg de emissiefactor, hoger is dan bij de installaties (7A en 7C), waaraan wel gemeten is.

Voor de berekening van de dioxine-emissie door de in gebruik zijnde ziekenhuisafvalverbrandingsinstallaties (zie hoofdstuk 7.3) is uitgegaan van de volgende emissiefactoren:

- 3 mg I-TEQ/ton afval voor de twee middelgrote installaties (zoals bepaald bij installatie 7A en 7C);
- 5 mg I-TEQ/ton afval voor de kleine installaties (een iets hogere factor dan bij de installaties 7A en 7C).

Op basis van deze emissiefactoren en de in hoofdstuk 7.3 vermelde hoeveelheden afval bedraagt de dioxine-emissie in Nederland door afvalverbranding bij ziekenhuizen 2,1 g I-TEQ/jaar voor de situatie op 31 december 1991.

7.6 Samenvatting

De gegevens met betrekking tot dioxine-emissies door ziekenhuisafvalverbrandingsinstallaties zijn samengevat in tabel 7.2.

Tabel 7.2. Gegevens dioxine-emissie ziekenhuisafvalverbrandingsinstallaties (situatie dec. 1991).

Installatie	Hoeveelheid afval [ton/jaar]	Emissiefactor [mg I-TEQ/ton]	PCDD/F emissie [g I-TEQ/jaar]
middelgroot (2 installaties) 10 - 500 ton afval/jaar	650	3 ¹⁾	2 ¹⁾
klein (16 installaties) < 2,5 ton afval/jaar	25	5	0,1
totaal (18 installaties)	675		2,1 ¹⁾

¹⁾ lage schattingen (zie hoofdstuk 7.4)

Gegevens over het voorkomen van dioxinen in bodemas zijn niet bekend. Gezien de procesomstandigheden de mate waarin dioxinen voorkomen in slakken van AVI's (hoofdstuk 3) wordt aangenomen dat in bodemas slechts geringe hoeveelheden dioxinen zitten.

7.7 Toekomstige situatie

In januari 1993 waren nog 1 middelgrote en enkele kleine ziekenhuisafvalverbrandingsinstallaties in bedrijf (VROM, 1993). Dit betekent voor de situatie in januari 1993 een emissie van ca. 1 g I-TEQ/j. Aangenomen wordt dat in 2000 alle nu nog in bedrijf zijnde installaties gesloten zullen zijn. De emissie in 2000 wordt dan ook op 0 gesteld.

8. ASFALTMENGINSTALLATIES

8.1 Algemeen

Asfalt bestaat uit een mengsel van grint of steenslag, zand, vulstof en bitumen. De samenstelling is afhankelijk van de aan het asfalt te stellen eisen en is globaal (getallen kunnen per geval aanzienlijk variëren):

grint of steenslag	:	ca. 55%
zand	:	" 35%
vulstof	:	" 5%
bitumen	:	" 5%

Oud asfalt kan in principe gemakkelijk hergebruikt worden. Na opwarming van het oude asfalt en opmenging met mineralen en bitumen kan het weer opnieuw worden gebruikt.

Vulstof bestaat uit kalksteenmeel of een mengsel daarvan met E-filteras van AVI's of E-centrales, minerale steenmeel en/of kalkhydraat.

8.2 Procesbeschrijving

Om het asfalt samen te stellen worden de componenten (zie 8.1) verwarmd en gemengd. Dit gebeurt in asfaltmenginstallaties. Deze asfaltmenginstallaties kunnen worden onderscheiden in de volgende drie typen:

- *Chargemenginstallatie.*

Grint, zand en vulstof worden hier gedroogd en verwarmd in een direkt gestookte roterende tegenstroomtrommel. De warme (180 - 190°C) mineralen worden na de trommel in tussenopslag genomen. De verschillende componenten worden vervolgens in de menger met warme bitumen gemengd tot asfalt. De mogelijkheden tot het verwerken van oud asfalt zijn in dit systeem beperkt (max. 10 - 20% van de capaciteit van de installatie).

- *Trommelmenginstallatie.*

Bij de trommelmenginstallatie wordt in een direkt gestookte roterende meestroomtrommel grint en zand nabij de brander ingebracht, gedroogd en verwarmd. Tegen het einde van de trommel worden vulstof en bitumen toegevoegd en gemengd tot asfalt. Met dit systeem kan tot maximaal 50% oud asfalt worden verwerkt door dit in de trommel te doseren waar de temperatuur 300 à 400°C is. Aan verbetering van het systeem wordt nog gewerkt.

- *Chargemenginstallatie met parallelsysteem voor recycling.*

Om meer oud asfalt te kunnen verwerken is de chargemenginstallatie met paralleltrommel geïntroduceerd. Dit systeem wordt heden ten dage steeds meer gebouwd. Oud asfalt wordt in een aparte recyclingtrommel opgewarmd tot ca. 150°C, met rookgassen die met omgevingslucht zijn opgemengd tot een temperatuur van 300 - 400 °C. Parallel aan deze recyclingtrommel worden in de zogenaamde hoofdtrommel de mineralen (zand en grint/steenslag) gedroogd en opgewarmd tot ca. 220 °C. De rookgassen die de recyclingtrommel verlaten worden langs de hoofdbranders van deze hoofdtrommel geleid ter naverbranding. In een menger worden het oude asfalt (uit de recyclingtrommel; ca. 150°C), de mineralen (uit de hoofdtrommel; ca. 220°C) en nieuw bitumen (uit warme opslagtank; ca. 180°C) tot nieuw asfalt gemengd. In principe kan met dit systeem tot 100% oud asfalt worden gerecycled.

Bij rond 80% van de asfaltmenginstallaties worden de afgassen gereinigd met doekfilters. Bij de overige installaties worden natte stofvangers toegepast. Bij de natte wassers wordt het water via een bezink bassin afgevoerd.

8.3 Geïnterviewde processen

De bedrijven die zijn aangesloten bij de branche-organisatie Vereniging tot Bevordering van Werken in Asfalt (VBW Asfalt) bezitten 72 asfaltmenginstallaties. Dit aantal betreft rond 95% van de in Nederland aanwezige asfaltmenginstallaties. De installaties van de bij de VBW Asfalt aangesloten bedrijven zijn onder te verdelen in:

- 56 chargemenginstallaties;
- 4 trommelmenginstallaties;
- 12 chargemenginstallaties met paralleltrommel.

Van de niet bij VBW Asfalt aangesloten bedrijven heeft in elk geval één bedrijf een chargemenginstallatie met paralleltrommel (VBW Asfalt, 1992).

Totaal werd in 1991 in Nederland rond 7,4 miljoen ton asfalt geproduceerd (VBW Asfalt, 1992).

Bij asfaltmenginstallaties wordt hoofdzakelijk aardgas als brandstof toegepast. Daarnaast wordt eveneens olie (HBO, gasolie, zware stookolie en incidenteel afgewerkte olie) ingezet. Een zestal installaties hebben voorzieningen om eveneens bruinkool te verstoken.

8.4 Meetresultaten MOB

In het MOB-kader werden metingen uitgevoerd aan een asfaltmenginstallatie van het type chargemenginstallatie met paralleltrommel. De installatie werd in 1991 in bedrijf genomen en kan zowel met olie als met aardgas worden gestookt. De installatie is voorzien van een rookgasreinigingsinstallatie opgebouwd uit cyclonen en een doekenfilter. Het streef-recyclingspercentage is 50%. Tijdens de metingen werd 46% oud asfalt hergebruikt. De gebruikte vulstof bevatte geen E-filteras van AVI's.

De resultaten van de metingen en de voornaamste kenmerken van de installatie zijn opgenomen in tabel 8.1.

Tabel 8.1 Gegevens en meetresultaten asfaltmenginstallatie gemeten in MOB-kader

Parameter		Installatie 8A
type installatie		chargemeng met paralleltrommel
rookgasbehandeling		cycloon/doekenfilter
brandstof tijdens meting		aardgas
productie per jaar	[ton]	150000
procestemperatuur recycling-trommel	[°C]	150
procestemperatuur hoofdtrommel	[°C]	150 - 190
rookgasdebiet schoorsteen	[m ³ /h] ¹⁾	40400
rookgastemperatuur	[°C]	116
O ₂	[vol % droog]	16,8
CO ₂	[vol % droog]	2,8
H ₂ O	[g/m ³] ¹⁾	151
PCDD/F	[ng I-TEQ/m ³] ²⁾	0,45
Cl ⁻	[mg/m ³] ²⁾	21
CO	[mg/m ³] ²⁾	817
C _x H _y	[mg/m ³] ²⁾	246
jaaremissie PCDD/F	[g I-TEQ/jaar]	0,007

¹⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities

²⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities, omgerekend naar 11% O₂

8.5 Evaluatie

Van de grondstoffen van asfalt bevat met name de bitumen organische verbindingen, waaruit met chloor dioxinen kunnen worden gevormd. Bij de recycling van oud asfalt zullen de organische stoffen over het algemeen langer in het temperatuur traject tussen 200 en 400 °C verblijven waardoor mogelijk een hogere emissie van dioxinen kan optreden dan bij de productie van nieuw asfalt.

Uit de gegevens van tabel 8.1 kan worden berekend dat de dioxine-emissie van de chargemenginstallatie met paralleltrommel 47 ng I-TEQ/ton asfalt bedroeg. Uitgaande van deze ene bepaling en een asfaltproductie in Nederland van 7,4 miljoen ton in 1991, wordt berekend dat de dioxine-emissie naar lucht veroorzaakt door asfaltmenginstallaties in 1991 ca. 0,3 g I-TEQ/jaar bedroeg. De op deze wijze verkregen schatting is mogelijk aan de hoge kant gezien het feit dat deze schatting gebaseerd is op een meting bij een installatie waarbij oud asfalt wordt gerecycled (zie hiervoor).

Genoemde schatting betreft overigens asfaltmenginstallaties die met aardgas worden gestookt (zie tabel 8.1). Extra emissies die optreden ten gevolge van het toepassen van olie of bruinkool als brandstof worden meegenomen in de hoofdstukken 9 en 10.

Over de hoeveelheden en de dioxine-concentraties in doekfilteras en slib zijn geen gegevens beschikbaar. Gezien de dioxine emissies naar de lucht, en omdat de natte wassers voorzien zijn van een bezink bassin (de dioxines blijven in het slib achter), wordt aangenomen dat de dioxine emissie naar water in elk geval kleiner is dan 0,1 g I-TEQ per jaar.

8.6 Samenvatting

De geschatte dioxine-emissies van asfaltmenginstallaties zijn samengevat in tabel 8.2.

Tabel 8.2 Gegevens dioxine-emissies asfaltmenginstallaties

Parameter	Asfaltmenginstallaties ¹⁾
Aantal asfaltmenginstallaties	ca.75
PCDD/F emissie per ton asfalt [ng I-TEQ/ton]	47 ²⁾
Asfaltproductie 1991 [ton/jaar]	7,4*10 ⁶
PCDD/F emissie per jaar (1991) [g I-TEQ/jaar]	0,3 ²⁾

¹⁾ de dioxine-emissies als gevolg van het stoken van olie of bruinkool zijn niet meegerekend; zie hiervoor hoofdstuk 9 of 10.

²⁾ schatting op basis van meting aan installatie waarbij oud asfalt wordt gerecycled; schatting derhalve aan de hoge kant;

De hoeveelheid dioxine die gebonden aan reststoffen wordt afgevoerd is niet bekend. De dioxine emissie naar water is kleiner dan 0,1 g I-TEQ /jaar.

9. VERBRANDING VAN OLIE

9.1 Algemeen

Er kunnen verschillende soorten olie worden onderscheiden. Oliën worden niet alleen ingezet als brandstof, maar eveneens gebruikt voor bijvoorbeeld smering, koeling, indirecte verwarming en hydrauliek. Bij de laatst genoemde toepassingen degradeert en/of vervuilt de olie, zodat deze moet worden vervangen. De gebruikte olie wordt aangeduid met "afgewerkte olie". Deze afgewerkte olie wordt deels gebruikt als brandstof. Met name als gevolg van de in de olie aanwezige verontreinigingen kan bij dat gebruik vorming van dioxinen plaatsvinden.

De olie die is geproduceerd om te worden ingezet als brandstof wordt in dit hoofdstuk verder aangeduid met "niet verontreinigde olie". Aanvankelijk werd verondersteld dat bij verbranding (in o.a. E-centrales) van niet-verontreinigde olie (met lage chloor-gehalten) geen of verwaarloosbare hoeveelheden dioxinen worden geëmitteerd. In het kader van het MOB-onderzoek zijn daarom alleen metingen verricht aan installaties die afgewerkte olie verbranden.

Bij het wegverkeer zijn echter bij het gebruik van niet-verontreinigde olie, toch dioxine-emissies waargenomen. Bij emissie-metingen op een schip dat gasolie met een niet aantoonbaar chloor-gehalte als brandstof gebruikte werden eveneens dioxinen in de uitlaatgassen aangetoond.

Er zal daarom in dit hoofdstuk niet alleen worden ingegaan op verbranding van afgewerkte olie maar ook op verbranding van niet verontreinigde olie, alsmede op de verbranding van aardolieproducten in raffinaderijen. De beschouwde processen betreffen verbrandingsinstallaties zowel op het land als in de scheepvaart binnengaats. De emissies ten gevolge van het wegverkeer worden behandeld in hoofdstuk 15.

9.2 Procesbeschrijving

Bij de verbranding van olie kan globaal onderscheid worden gemaakt in de opwekking van warmte/stoom (kachels, ketels, droogprocessen) en de opwekking van kracht in dieselmotoren in de scheepvaart (andere vormen van verkeer worden behandeld in hoofdstuk 15).

Voor de opwekking van warmte/stoom wordt olie verstoekt in velerlei typen branders. Zij kunnen globaal worden onderverdeeld in "verdampingsbranders" en "verstuivingsbranders".

Bij verdampingsbranders vindt verdamping plaats op een vlakke schotel, waarop de te verbranden olie wordt gedoseerd. De verdampte olie verbrandt boven de schotel. Deze branders zijn alleen beschikbaar in kleine capaciteiten (< 50 à 100 kW thermisch) en komen uitsluitend voor in kachels. In verstuivingsbranders wordt olie via een verstuiver fijn verdeeld in de vuurhaard gedoseerd. De verstuiving kan worden bewerkstelligd door de olie onder hoge druk (20 - 40 bar) door kleine gaatjes te persen (drukverstuiver) of door een hulpmedium te gebruiken (luchtverstuivers, stoomverstuivers). Deze branders zijn in een groot bereik van capaciteiten beschikbaar. Bij roterende cupbranders wordt de olie via een snel draaiende kop verstoven door de ondervonden centrifugaalkracht. Voordeel van deze techniek is de ongevoeligheid voor verstoppingen. Laatstgenoemde branders hebben doorgaans grotere capaciteiten (> 500 kW thermisch).

Bij de opwekking van warmte/stoom wordt alleen rookgasreiniging (stofvangers) toegepast indien het proces waar de opgewekte warmte/stoom wordt gebruikt dit noodzakelijk maakt, zoals bij asfaltmenginstallaties e.d.

Olie wordt ook uitgebreid toegepast als brandstof voor scheepsmotoren. Lichte olie soorten (gasolie) worden vooral in de binnenscheepvaart toegepast, zware stookolie vooral bij de grote vaart. Bij deze toepassingen vindt geen rookgasreiniging plaats.

9.3 Geïntervieweerde processen

9.3.1 Afgewerkte olie

In 1988 kwam ca. 100.000 ton afgewerkte olie vrij (Nieuwenhuis et al., 1990). De wijze waarop deze hoeveelheid werd verwerkt is vermeld in tabel 9.1.

Tabel 9.1 Verwijdering afgewerkte olie (1988)

Verwijdering	Hoeveelheid [ton]
Inzameling door vergunninghouders en bewerking tot substituuutbrandstof	ca. 53.000
Inzameling als (klein) chemisch afval	ca. 15.000
Verbranding zonder opwerking	ca. 10.000
Illegaal verhandeld	ca. 10.000
Lozen	ca. 12.000

Met betrekking tot het jaar 1991 is ten aanzien van verbranding van afgewerkte olie het volgende bekend:

- De hoeveelheid afgewerkte olie die werd ingezameld en bewerkt (dat wil zeggen gedeeltelijk gereinigd door centrifugeren) tot substituuutbrandstof bedroeg ca. 61.000 m³ (VROM, 1992a), ofwel ca. 55.000 ton. Hiervan werd ca. 11.000 ton als brandstof op het land toegepast bij garagebedrijven, tuinders, asfaltmenginstallaties, steenfabrieken, chemische wasserijen en machinefabrieken (VROM, 1992b). De overige 44.000 ton werd vermengd ("geblend") met zware stookolie (ca. 2%) voor toepassing in de scheepvaart (met name zeescheepvaart).
- Legaal werd in 1988 ca. 10.000 ton onbewerkte afgewerkte olie verbrand (zie tabel 9.1). Bij een in het kader van dit project gehouden globale inventarisatie bleek dat veel bedrijven inmiddels de verbranding van deze olie hebben gestaakt. Het verbruik in 1991 wordt globaal op ca. 3000 ton geschat. De illegaal verbrande hoeveelheid wordt gelijkgesteld aan die in 1988, te weten 10.000 ton. De totaal in 1991 verbrande hoeveelheid onbewerkte afgewerkte olie (zowel illegaal, zie tabel 9.1, als legaal) wordt derhalve geschat op 13.000 ton.

Het chloor-gehalte van zowel bewerkte als onbewerkte afgewerkte olie ligt gewoonlijk tussen 100 en 200 mg/kg (VROM, 1992b).

Voor 1990 wordt het brandstofverbruik (stookolie en gasolie) van binnengaats varende zeeschepen geschat op 30.400 ton/jaar (Van Uffelen et al., 1990).

9.3.2 *Niet verontreinigde olie*

Voor wat betreft het gebruik van niet-verontreinigde olie werd de volgende informatie verkregen:

- De hoeveelheid niet-verontreinigde olie die in kleinschalige installaties wordt toegepast (in de industrie, glastuinbouw, bouw en voor huishoudelijk gebruik), bedroeg in 1990 560.000 ton (berekend uit: CBS, 1991).
- Het olie verbruik in grootschalige installaties (elektriciteits- en warmte- productiebedrijven) bedroeg in 1990: 42000 ton zware stookolie en 6300 ton gas/diesel/stookolie (CBS, 1991).
- Het verbruik van gasolie op binnenschepen in Nederland bedroeg in 1988 531.000 ton (CBS, 1991).
- Het verbruik van aardolie-grondstoffen en aardolie-produkten ten behoeve van energieopwekking in raffinaderijen bedroeg in 1990: 3,53 miljoen ton (CBS, 1991).

9.4 Meetresultaten MOB

In het MOB-kader werden aan de volgende drie met afgewerkte olie gestookte verbrandingsinstallaties metingen uitgevoerd:

- een garagekachel;
- een warmwaterketel;
- een stoomketel.

De garagekachel werd met onbewerkte afgewerkte olie (smeerolie van dieselmotoren) gestookt. De warmte werd gebruikt voor het verwarmen van de bedrijfsruimte.

De warmwaterketel werd gestookt met de organische fase (chloor- en zwavel-arm) die wordt afgescheiden uit het spoelwater dat ontstaat bij het reinigen van olietanks en tankschepen. De ketelinstallatie wordt gebruikt om met behulp van thermische olie als overdrachtsmedium een watervoorraad op temperatuur (ca. 90°C) te brengen.

De stoomketel werd gestookt met bewerkte afgewerkte olie. De stoom wordt gebruikt in een productieproces voor onder andere confituren.

In tabel 9.2 worden de resultaten van de metingen en de voornaamste kenmerken van de installaties weergegeven. Uit de resultaten blijkt dat alle drie de installaties tijdens de metingen goed waren afgesteld (laag CO- en C_xH_y-gehalte van de rookgassen).

Tabel 9.2 Gegevens en meetresultaten verbranding afgewerkte olie, gemeten in MOB-kader

Parameter	Installaties		
	9A	9B ³⁾	9C
brandertype	verstuiver	roterende cup-brander	roterende cup-brander
rookgasreiniging	geen	geen	geen
herkomst olie	dieselmotoren (smeerolie)	org. fasen spoelwater van tankreiniging	inzamelaar bewerkt
brandstofverbruik bedrijfsuren per jaar	9060 kg/jaar 460	460 m ³ /jaar n.b.	350 ton/jaar 2000
rookgasdebiet	[m ³ /h] ¹⁾	275	6300
rookgastemperatuur	[°C]	373	308
O ₂	[vol % droog]	4,8	10,5
CO ₂	[vol % droog]	11,8	8,1
H ₂ O	[g/m ³] ¹⁾	83	72
PCDD/F	[ng I-TEQ/m ³] ²⁾	0,1	0,2
Cl ⁻	[mg/m ³] ²⁾	1,5	14
CO	[mg/m ³] ²⁾	8,3	8,1
C _x H _y	[mg/m ³] ²⁾	<5	<5
jaaremissie PCDD/F	[g I-TEQ/jaar]	0,00002	0,002

¹⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities

²⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities, omgerekend naar 11 % O₂

³⁾ gegevens betrokken op één van de twee ketels

9.5 Meetresultaten buiten MOB-kader

De verzekeringsmaatschappij Lloyds Register heeft onderzoek laten doen naar de samenstelling van de uitlaatgassen van schepen. Als onderdeel van dit onderzoek heeft TNO, met additionele financiering van de Ministeries van Verkeer en Waterstaat en VROM, de concentratie aan organische microverontreinigingen in deze uitlaatgassen gemeten zoals PAK's, nitro-PAK's, PCB's, HCB en dioxinen. Tevens werd in de brandstof het totaal organisch chloor-gehalte (TOCl) bepaald.

Bovengenoemde metingen werden in tweevoud uitgevoerd op een veerboot, die voer tussen Hull en Europoort, op een Rijnaak en op een containerschip. (Compaan et al., 1992, Danton and Reynolds, 1991a en 1991b). De belangrijkste resultaten met betrekking tot dioxinen zijn in tabel 9.3 samengevat.

Tabel 9.3 *Gehaltes organisch chloor in brandstof en dioxine-concentratie in de uitlaatgassen van scheepsmotoren.*

Soort schip	Brandstof	TOCl-gehalte brandstof [mg/kg]	PCDD/F-gehalte rookgassen [ng I-TEQ/m ³] ¹⁾
Veerboot	zware stookolie	11	0,1 en 0,2
Containerschip	gasolie	1,2	0,002 en 0,2
Rijnaak	gasolie	< 2	0,012 en 0,04

¹⁾ onder bedrijfscondities bij 300 Kelvin (veerboot 14,7% O₂, rijnaak 13% O₂, containerschip onbekend)

9.6 Literatuurgegevens

Van een langzaam lopende 2 takt scheeps-dieselmotor bleken de dioxine-gehaltes van de rookgassen beneden de detectiegrens te liggen (MAN, B&W, 1989?).

In voormalig West-Duitsland zijn dioxine-gehaltes bepaald in roet van kolengestookte en oliegestookte cv-ketels en kachels. Daarbij werd bij kolenstook minstens vijf maal zoveel dioxinen in het roet aangetroffen als bij oliestook (Thoma, 1988).

Bij een tweetal metingen aan een E-centrale waar als brandstof zware stookolie werd toegepast (Hagenmaier en Beisling, 1989) werden geen dioxinen aangetoond (< 0,001 ng/m³ ind. voor de individuele congenen).

9.7 Evaluatie

9.7.1 Afgewerkte olie

In tabel 9.4 zijn, van de installaties gemeten in MOB-kader, het type afgewerkte olie, het berekende totaal chloor-gehalte in de olie en de dioxine-emissie via de rookgassen aangegeven.

Tabel 9.4 *Totaal chloor-gehalte van de brandstof en dioxine-emissie van de in MOB-kader gemeten installaties*

Proces	Brandstof	Totaal chloor-gehalte brandstof ¹⁾ [mg/kg]	Emissiefactor [µg I-TEQ/ton brst.]
9A	onbewerkte afgewerkte olie	ca. 35	2
9B	oplosmiddelen en olie ²⁾	ca. 340	4,8
9C	bewerkte afgewerkte olie	ca. 240	6,0

¹⁾ berekend uit het chloor-gehalte van de rookgassen en de procesparameters

²⁾ wordt hier gelijkgesteld met afgewerkte olie

Uit tabel 9.4 kan geen relatie tussen chloor-gehalte van de brandstof en emissiefactor voor dioxinen worden afgeleid. Hierbij wordt opgemerkt dat het bewerken van afgewerkte olie alleen het verwijderen van vaste deeltjes inhoudt en niet het verwijderen van chloorhoudende componenten. Uitgaande van tabel 9.4 wordt als gemiddelde emissiefactor voor verbranding van afgewerkte olie op het land een waarde van $4 \mu\text{g I-TEQ}$ per ton olie gesteld. In hoofdstuk 9.3.1 werd de totaal in 1991 verbrande hoeveelheid afgewerkte olie geschat op 24.000 ton/jaar (11.000 ton bewerkt, 13.000 ton onbewerkt). Uit deze gegevens volgt voor deze toepassing een jaarlijkse dioxine-emissie van 0,1 g I-TEQ.

Uit de gemeten dioxine-emissies van een veerboot (gestookt op eventueel geblende zware stookolie; zie tabel 9.3) kan voor dit type bronnen een emissiefactor worden berekend van 3,2 - 6,5 $\mu\text{g I-TEQ}$ per ton brandstof. Daarbij is uitgegaan van een rookgashoeveelheid van 10 - 12 m^3 (ind., bij 0% O_2) per kg olie en het gemeten zuurstofgehalte. Bij het gasolie gestookte containerschip werd éénmaal een emissiefactor bepaald van dezelfde grootte orde als bij gebruik van zware olie, éénmaal een factor 100 lager. Uitgaande van bovenstaande factoren wordt voor binnengaats varende zeeschepen een gemiddelde emissiefactor van $4 \mu\text{g I-TEQ}$ per ton brandstof aangehouden. Deze factor ligt in dezelfde grootte orde van die van afgewerkte olie. Dit gegeven, gecombineerd met het brandstofverbruik van binnengaats varende zeeschepen (30.400 ton/jaar, zie 9.3.1) levert een emissie van deze categorie bronnen op van 0,1 g I-TEQ/jaar.

9.7.2 Niet-verontreinigde olie

In de emissies van de schepen die gasolie als brandstof gebruikten werden dioxine-gehalten gemeten tussen 0,002 en 0,2 ng I-TEQ/ m^3 (zie 9.5, tabel 9.3). Een oorzaak voor de gevonden grote verschillen is met de beschikbare informatie niet aan te geven. Uit de meetgegevens in tabel 9.3 kan een gemiddelde emissiefactor voor de binnenvaart worden geschat van $1 \mu\text{g I-TEQ}$ per ton brandstof. Als wordt gesteld dat in 1991 het gasolieverbruik door binnenschepen even hoog was als in 1988 (531.000 ton, zie 9.3.2), dan volgt hieruit een dioxine-emissie door deze bronnen van ca. 0,5 g I-TEQ/jaar.

Van de emissies t.g.v. het verbranden van niet-verontreinigde olie in relatief kleinschalige installaties is vrijwel niets bekend. Geschat wordt hier een emissiefactor van maximaal 0,5 $\mu\text{g I-TEQ/ton}$, op basis van de volgende overwegingen:

- De emissiefactor voor kleinschalige industriële kolengestookte installaties is ca. $4.2 \mu\text{g I-TEQ/ton}$ brandstof (zie hoofdstuk 10.5). In roet van kolengestookte installaties werd vijf maal zoveel dioxine aangetroffen als in roet van oliegestookte installaties (Thoma, 1988).
- De emissiefactor van gasolieverbranding in de scheepvaart is ca. $1 \mu\text{g I-TEQ/ton}$ brandstof (zie boven).
- De emissiefactor van dieselmotoren in het verkeer is ca. $0,03 \mu\text{g I-TEQ/ton}$ brandstof (zie hoofdstuk 15).

Uit de geschatte emissiefactor van $0,5 \mu\text{g I-TEQ/ton}$ brandstof en een totaal olieverbruik van 560.000 ton in 1990, wordt voor deze kleinschalige installaties een dioxine-emissie berekend van maximaal 0,3 g I-TEQ/jaar.

Het totale olieverbruik in grootschalige installaties bedroeg ca. 48.000 ton/jaar. Blijkens de literatuur (zie 9.6) werden geen detecteerbare hoeveelheden dioxinen aan deze bronnen gemeten. Zeer globaal omgerekend komt dit uit op een jaarlijkse emissie door deze bronnen van minder dan 0,001 g I-TEQ. Over de dioxine-emissies bij raffinaderijen zijn geen gegevens bekend. Aangenomen wordt dat, evenals bij bovengenoemde grootschalige installaties, ook bij de opwekking van warmte in raffinaderijen geen detecteerbare hoeveelheden dioxinen in deze bronnen zullen voorkomen. Bij een totaal verbruik van 3,51 miljoen ton per jaar betekent dit (zeer globaal omgerekend) een jaarlijkse dioxine-emissie van minder dan 0,004 g I-TEQ.

9.8 Samenvatting

De gegevens betreffende de dioxine-emissies als gevolg van de verbranding van olie zijn samengevat in tabel 9.5.

Tabel 9.5 Gegevens dioxine-emissies bij verbranding van olie (1991)

Emissiebron	Brandstof	Verbruik [ton/jaar]	Emissiefactor [$\mu\text{g I-TEQ/ton}$]	PCDD/F emissie [g I-TEQ/jaar]
Landinstallaties	afgewerkte olie	24.000	4	0,1
Zeescheepvaart (binnengaats)	zware stookolie ¹⁾	30.400	4	0,1
Binnenscheepvaart	gasolie	531.000	1	0,5
Landinstallaties:	niet verontreinigde olie			
kleinschalig		560.000	0,5	0,3
grootschalig		48.000	< 0,001 ²⁾	< 0,001
raffinaderijen		3,51*10 ⁶	< 0,001 ²⁾	< 0,004
Totaal		1193.000		1,0

¹⁾ eventueel geblend met afgewerkte olie

²⁾ indicatie

9.9 Emissie op de Noordzee

Hoewel de dioxine-emissies op de Noordzee niet tot de Nederlandse emissies behoren, worden zij hier toch kort aangestipt. Een deel van de geëmitteerde emissies zal nl. in Nederland worden gedeponneerd.

De gegevens over het olieverbruik op de Noordzee lopen sterk uiteen. Door Bremnes en Melhus (1990) wordt geschat dat 1,56*10⁶ ton/jaar zware stookolie en 0,49*10⁶ ton/jaar gasolie wordt verbruikt. De Dienst Getijdewateren (1992) schat het totale olieverbruik op de Noordzee op 3,5 - 6,5*10⁶ ton/jaar.

Uitgaande van bovenstaande gegevens zal de dioxine-emissie op de Noordzee in elk geval kleiner zijn dan 40 g I-TEQ/jaar (worst case). Een meer reële schatting lijkt een dioxine-emissie van 15 g I-TEQ/jaar, waarbij is uitgegaan van een emissiefactor van 4 $\mu\text{g I-TEQ}$ per ton brandstof en een totaal brandstof verbruik op de Noordzee van 4*10⁶ ton/jaar.

Gezien het geringe aantal metingen en de verschillen tussen de metingen (zie tabel 9.3) moeten deze getallen als grootte orde worden opgevat.

10. VERBRANDING VAN STEENKOOL EN BRUINKOOL

10.1 Procesbeschrijving

De verbranding van steenkool wordt vooral toegepast in elektriciteitscentrales. In beperkte mate wordt steenkool ook verbrand bij een aantal grasdrogerijen, cementovens en stoomketels in de industrie. De belangrijkste stookwijzen zijn de poederkoolverbranding (E-centrales, cementovens, stoomketels) en verbranding in kettingroosterovens (stoomketels, grasdrogerijen). Verbranding van bruinkool vindt in Nederland op beperkte schaal plaats (zie par 10.2) en vrijwel uitsluitend in poederkoolbranders.

Poederkoolbranders.

Voor verbranding in poederkoolbranders worden de kolen eerst tot poeder vermalen en eventueel gedroogd. Het poederkool wordt met een deel van de verbrandingslucht via injectiebranders in de vuurhaard geblazen. Ontgassing, ontsteking en verbranding vindt al zwevende plaats. De verbrandingstijd van de deeltjes is kort en vergelijkbaar met die van olie- en gas-gestookte installaties. De energie wordt in waterpijpketels omgezet in stoom (bij E-centrales ca. 540 °C, 185 bar, bij industriële stoomketels vaak lagere condities) of gebruikt voor directe droging of verhitting. De rookgassen worden altijd nabehandeld in een stoffilter (bv. E-filter) en eventueel een rookgas-ontzwavelingsinstallatie.

Kettingroosters.

Kettingroosters worden vooral bij grasdrogerijen toegepast. De kolen (bv. nootjes 5) worden vanuit een silo op het rooster gestort met een constante laagdikte. Het rooster (lopende band) verplaatst de kolen langzaam door de vuurhaard. Primaire lucht wordt door het rooster geblazen, secundaire lucht erboven. Het verbrandingsresidu valt aan het einde van het rooster in een slakkensilo. De ketelcapaciteit wordt geregeld met de brandstof- en lucht-toevoer. De rookgassen worden geleid in een trommeldroger waarin het gras wordt gedoseerd. Na droging wordt het gras door de inmiddels tot maximaal 100 °C afgekoelde gassen meegevoerd naar de produktcycloon, waar het gedroogde produkt wordt afgescheiden. De afgassen worden vervolgens zonder verdere nareiniging geëmitteerd.

Andere stookwijzen dan bovengenoemde, zoals de schroefstuwer, het wervelbed en de roosteroven, komen in Nederland nauwelijks voor. Deze processen worden daarom hier niet verder beschreven

10.2 Geïnterpreteerde processen

Steenkool

In tabel 10.1 wordt het gebruik van steenkool in Nederland samengevat. De gegevens zijn gebaseerd op CBS opgaven in PJ (CBS, 1991) en een omrekeningsfactor van 27 MJ/kg steenkool (KEMA, 1992).

In Nederland zijn vijf E-centrales die als brandstof kolen toepassen. In 1991 werd door deze installaties en door warmte/kracht opwekking in de industrie 7,67 miljoen ton (i.p.v. 8,63 miljoen ton in 1990) kolen verstoekt (SEP/VEEN, 1992).

Tabel 10.1 Verbruik van steenkool in Nederland (1990)

Soort toepassing	Verbruik [10 ⁶ ton]
E-centrales en centrales van industriële bedrijven	8,63
Industrieel en huishoudelijk gebruik voor energetische doeleinden, excl. basismetaalindustrie. ²⁾	0,55
Cokesproductie ¹⁾	4,09
Basismetaalindustrie ¹⁾	0,72
Totaal (1990)	13,99

¹⁾ Wordt besproken in hoofdstuk 17 : Metaalindustrie.

²⁾ Omvat o.a. grasdrogerijen, tuinders en een schelpkalkbranderij.

Bruinkool

Bij onder andere ca. zes asfaltmenginstallaties, een mestdrogerij en een cementfabriek wordt bruinkool als brandstof toegepast. De hoeveelheid bruinkool die in Nederland wordt verbruikt ligt waarschijnlijk in de grootte orde van 0,05 miljoen ton per jaar.

10.3 Meetresultaten MOB

In het MOB-kader werden aan twee kolengestookte installaties metingen uitgevoerd. Gekozen werd voor een grootschalige centrale voor de productie van elektriciteit en als representant van een kleinschalige verbrandingsinstallatie, een grasdrogerij.

In de centrale zijn twee poederkool gestookte productie-eenheden voor elektriciteit met een netto elektrisch vermogen van 2 x 518 MW opgesteld. De rookgassen worden via vier rookgaskanalen (twee per productie-eenheid) naar twee schoorstenen geleid. In elk van de rookgaskanalen is achtereenvolgens een E-filter en een ontzwavelingsinstallatie (wastoren) aangebracht. De metingen werden uitgevoerd in een van de vier rookgaskanalen na de wastoren en voor de schoorsteen. Bij het interpreteren van de meetgegevens moet erop worden gelet dat dit het resultaat is van een meting in één rookgaskanaal.

De grasdrogerij heeft een kolengestookte verbrandingsinstallatie van het type kettingrooster-stoker in bedrijf. De installatie levert de warmte voor twee trommeldrogers waarin het gras wordt gedroogd. Het te verwerken produkt wordt hiertoe in direct contact met de rookgassen gebracht. Achter de trommeldroger wordt het gedroogde produkt van de rookgassen gescheiden in een grofproductcycloon gevolgd door een multicycloon. De rookgassen worden zonder verdere nareiniging geëmitteerd. De metingen werden uitgevoerd in het horizontale kanaal na de multicycloon en voor de schoorsteen.

In tabel 10.2 worden de resultaten van de metingen en de voornaamste kenmerken van de installaties weergegeven. Bij de berekende totale jaaremissie van de centrale mag er van uitgegaan worden, dat de niet gemeten productie-eenheid dezelfde uitstoot aan PCDD/F heeft als de gemeten eenheid.

Tabel 10.2 Gegevens en meetresultaten steenkoolverbranding gemeten in MOB-kader

Parameter		Installatie	
		10A ⁴⁾	10B ⁴⁾
verbrandingstype		poederkool	kettingrooster
rookgasbehandeling		E-filter, rookgas- ontzwaveling	productcyclonen
bedrijfsuren per jaar ³⁾		7700	3900
kolenverbruik per jaar	[ton]	1.330.000	8100
rookgasdebiet	[m ³ /h] ¹⁾	1.730.400	50400
rookgastemperatuur	[°C]	94	116
O ₂	[vol % droog]	5,5	15,4
CO ₂	[vol % droog]	13,2	4,7
H ₂ O	[g/m ³] ¹⁾	88	365
PCDD/F	[ng I-TEQ/m ³] ²⁾	0,02	0,16
Cl ⁻	[mg/m ³] ²⁾	2,9	1,9
CO	[mg/m ³] ²⁾	28	859
C _x H _y	[mg/m ³] ²⁾	<5	113
jaaremissie PCDD/F	[g I-TEQ/jaar]	0,46 ⁴⁾	0,01 ⁴⁾ ⁵⁾

¹⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities

²⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities, omgerekend naar 11% O₂

³⁾ opgave bedrijf

⁴⁾ gegevens betrokken op één van de twee productie eenheden

⁵⁾ voor het berekenen van de emissiefactor wordt de niet afgeronde jaaremissie van 0,013 g I-TEQ gebruikt

10.4 Literatuurgegevens

E-centrales

In Duitsland (Hagenmaier en Beising, 1989) werden bij 3 E-centrales met steenkool als brandstof (6 metingen) en bij een E-centrale met bruinkool als brandstof (2 metingen) geen dioxinen aangetoond in de rookgassen (< 0,001 ng/m³ (ind.) voor individuele congenen). Meer recent stelde Hagenmaier (1991) dat uit metingen bleek dat de dioxine-emissie bij kolen gestookte E-centrales in grootte orde van 0,01 ng TEQ/m³ (TEQ volgens BGA) ligt. Nielsen en Blinksbjerg (1989) vonden bij een kolen gestookte E-centrale (80 MW) geen dioxinen (<0,031 ng TEQ/m³, TEQ volgens Eadon).

De dioxine-emissie in het Verenigd Koninkrijk door kolen gestookte E-centrales wordt geschat op 1,3 kg/jaar som PCDD/PCDF.

Industrie en particuliere huishoudens

De dioxine-emissie door het stoken van kolen door particuliere huishoudingen en de industrie wordt geschat op respectievelijk 5,1 en 7,7 kg/jaar som PCDD/PCDF (Harrad et al., 1992).

10.5 Evaluatie

De dioxine-emissie bij de in MOB-kader gemeten E-centrale bedroeg 0,35 μg I-TEQ per ton kolen. De dioxine-emissie bij de gemeten grasdrogerij was 1,6 μg I-TEQ per ton kolen.

Uit de Duitse literatuurgegevens (Hagenmaier, 1991) wordt voor kolengestookte E-centrales een emissie van ca. 0,1 μg I-TEQ/ton kolen geschat (aannames: 10 m³ rookgas per kg kolen, 1 TEQ volgens BGA = 1 I-TEQ).

Omrekening van de Engelse emissie-gegevens levert de volgende emissiefactoren in μg I-TEQ/ton kolen op:

- | | |
|---|-------------------------------|
| - E-centrales | 0,16 μg I-TEQ/ton; |
| - warmte/kracht opwekking in de industrie | 4,2 μg I-TEQ/ton; |
| - particuliere huishoudens | 9,6 μg I-TEQ/ton. |

Bij deze gegevens is gebruik gemaakt van de gepubliceerde gegevens over het jaarlijks kolenverbruik in Engeland (E-centrales 80*10⁶ ton, industrie 12*10⁶ ton, huishoudens 8*10⁶ ton; Dep. of Environment 1989). Voor de omrekening van totaal PCDD/F naar I-TEQ is een omrekeningsfactor van 0,01 toegepast.

De in het MOB-kader bepaalde emissiefactoren zijn van de zelfde grootte orde als de factoren die uit de literatuurgegevens zijn berekend. De emissiefactoren bij huishoudelijk toepassing van kolen zijn waarschijnlijk hoger (zie hiervoor) dan de bij de MOB-metingen verkregen emissiefactoren. Huishoudelijk gebruik van kolen komt in Nederland echter nauwelijks meer voor (4% van verbruik vermeld in tabel 10.1; CBS, 1991). Voor de schatting van de emissies in Nederland worden daarom de volgende, in het kader van MOB verkregen, emissiefactoren gebruikt:

- | | |
|---|-------------------------------------|
| - E-centrales en centrales van bedrijven | 0,35 μg I-TEQ/ton kolen; |
| - Industrieel en huishoudelijk gebruik voor energetische doeleinden (excl. basismetaal) | 1,6 μg I-TEQ/ton kolen. |

Verder wordt aangenomen dat de emissiefactor bij het verbranden van bruinkool eveneens 1,6 μg I-TEQ/ton bedraagt.

Op basis van deze emissiefactoren en het kolenverbruik als vermeld in paragraaf 10.2 zijn de volgende dioxine-emissies berekend:

- | | |
|---|-------------------|
| - E-centrales en centrales van bedrijven | 2,7 g I-TEQ/jaar; |
| - industrieel en huishoudelijk gebruik voor energetische doeleinden (excl. basismetaal) | 0,9 g I-TEQ/jaar; |
| - bruinkoolverbranding | 0,1 g I-TEQ/jaar. |

Gezien de dioxine-concentraties in de emissies naar lucht, wordt aangenomen dat in E-filteras slechts zeer geringe hoeveelheden dioxinen zullen voorkomen.

10.6 Samenvatting

De diverse gegevens betreffende de dioxine-emissies als gevolg van de verbranding van steenkool en bruinkool zijn samengevat in tabel 10.3.

Tabel 10.3 Gegevens dioxine-emissies bij verbranding van steenkool en bruinkool (1991) ¹⁾

Toepassing	Kolenverbruik [10 ⁶ ton/jaar]	Emissiefactor [μg I-TEQ/ton]	PCDD/F-emissie [g I-TEQ/jaar]
E-centrales en centrales van bedrijven	7,67	0,35	2,7
Industrieel en huishoudelijk gebruik voor energetische doeleinden	0,55 ²⁾	1,6	0,9
Bruinkoolverbranding	0,05	1,6	0,1
Totale emissie per jaar (1991)			3,7

¹⁾ De emissies verbonden aan de toepassing van kolen in hoogovens en cokesfabrieken worden meegenomen in hoofdstuk 17.

²⁾ Kolenverbruik bij deze toepassing voor 1991 gelijk gesteld aan het verbruik voor 1990.

De hoeveelheid dioxinen die wordt afgevoerd met reststoffen is gering (d.w.z. < 0,1 g I-TEQ/jaar), evenals de emissie naar water.

11. VERBRANDING VAN HOUT

11.1 Algemeen

Bij houtverbranding kan onderscheid worden gemaakt tussen huishoudelijke verbranding en industriële verbranding. Deze twee onderwerpen worden hieronder afzonderlijk besproken.

11.2 Procesbeschrijving

11.2.1 Huishoudelijke verbranding

Toestellen voor het op huishoudelijke schaal verbranden van hout (< ca. 20 kW thermisch) kunnen worden onderscheiden in open haarden, inzetkachels en vrijstaande metalen houtkachels (stenen tegelkachels komen in Nederland vrijwel niet voor).

Een open haard is een stookplaats voor hout die niet met behulp van deurtjes, schuiven of iets dergelijks kan worden afgesloten. Inzetkachels worden in de open haard gebouwd en kunnen wel afgesloten worden. Onder houtkachels wordt hier verstaan vrijstaande gesloten verwarmingstoestellen. Een verdere omschrijving van de verschillende typen wordt gegeven door Okken (Okken et al., 1992).

De toestellen worden alle met de hand gestookt. Hoewel enkele kachels zijn uitgerust met een katalysator, kan algemeen worden gesteld dat enige vorm van rookgasreiniging ontbreekt.

11.2.2 Industriële verbranding

Voor het verbranden van hout in de industrie is een aanzienlijk aantal systemen beschikbaar. Deze systemen kunnen worden onderscheiden in handgestookte en automatisch gestookte installaties.

Handgestookte installaties

Handgestookte installaties worden met de hand gevuld en geregeld. Deze installaties hebben een thermisch vermogen van meestal minder dan 0,1 MW (0,1 MW komt overeen met ongeveer 25 kg hout per uur). Vrijwel alle installaties zijn uitgerust met een statisch rooster, vergelijkbaar met een huishoudelijke houtkachel. Zij worden voornamelijk toegepast voor het verwarmen van lucht of water. Rookgasreiniging komt bij deze installaties nauwelijks voor.

Automatisch gestookte installaties

Bij automatisch gestookte installaties wordt de brandstoftoevoer, en vaak ook de luchttoevoer, automatisch geregeld, bijvoorbeeld via een thermostaat of de retourwatertemperatuur. Vaak vindt aan/uitschakeling plaats. De thermische vermogens zijn groter dan 0,1 MW en vrijwel altijd kleiner dan 5 MW. Er bestaan verschillende typen installaties. Verreweg het meest in Nederland voorkomende systeem is de onderschroefstoker. Tevens komen de systemen doorschroefstoker, inblaasverbranding met statisch rooster en tweetrapsverbranding voor. De verschillende systemen worden hieronder kort beschreven.

- Onderschroefstokers:

Bij onderschroefstokers wordt de brandstof onder in de branderbak geschroefd. In de branderbak wordt de brandstof in de vorm van een kegel omhoog gestuwd. Via gaten in de branderbak wordt geforceerd primaire verbrandingslucht toegevoegd. Boven het niveau waar de afbrand plaatsvindt wordt secundaire verbrandingslucht toegevoegd welke zorg moet dragen voor een volledige verbranding van CO en vluchtige componenten.

- Doorschroefstokers:
Bij doorschroefstokers wordt de brandstof door één of meer wormen in de vuurhaard geschroefd. Deze wormen lopen door de gehele vuurhaard. Langs de schoepen op de worm wordt primaire verbrandingslucht toegevoerd. Boven het branderbed wordt secundaire verbrandingslucht toegevoegd ten behoeve van naverbranding van de gassen. De brandstof wordt al brandend naar het einde van de vuurhaard geschroefd, waar de as wordt afgevoerd.
- Inblaasverbranding met statisch rooster:
Bij inblaasverbranding wordt de brandstof pneumatisch in de vuurhaard gebracht. Een deel van de transportlucht wordt benut als verbrandingslucht. Het hout verbrandt gedeeltelijk in suspensie. De grovere deeltjes vallen op een rooster waar zij verder verbranden.
- Getrapte verbrandingssystemen:
Bij getrapte verbranding wordt de toegevoerde brandstof eerst ontgast op een rooster. De daarvoor benodigde warmte wordt geleverd door de verbranding van de na ontgassing achterblijvende kool. Hiertoe wordt door het rooster een ondermaat lucht aangevoerd. De brandbare gassen die bij de ontgassing ontstaan worden samen met de rookgassen van de koolverbranding naverbrand door toevoer van secundaire lucht.

Automatisch gestookte installaties worden toegepast voor het verwarmen van lucht of water en voor het opwekken van stoom.

Als rookgasreiniging al aanwezig is, beperkt deze zich in het algemeen tot een cycloon of multicycloon. In een enkel geval is een doekfilter geplaatst. Bij nieuw te plaatsen installaties die onder de hinderwet vallen, wordt tegenwoordig vaak een stof-emissie geëist van 50 mg/m³ ind. of minder. Verwacht wordt daarom dat goede stofreiniging bij deze installaties steeds vaker zal worden geïnstalleerd.

11.3 Geïnterpreteerde processen

11.3.1 Huishoudelijke verbranding

Schattingen over het aantal in Nederland aanwezige toestellen voor huishoudelijke verbranding van hout en het daaraan verbonden jaarlijkse houtverbruik worden gegeven door Okken (Okken et al., 1992) en Slob en Steenwinkel (1992, in prep.). De verschillende schattingen zijn niet aan elkaar gelijk, maar geven dezelfde grootte-orde aan. Als gemiddelde schatting worden de hoeveelheden aangehouden als vermeld in tabel 11.1.

Tabel 11.1 Aantal huishoudelijke houtverbrandingstoestellen en brandstofverbruik

Type toestel	Aantal	Brandstofverbruik [ton/jaar]
Open haarden	565.000	320.000
Inzet/inbouw kachels	130.000	180.000
Houtkachels	235.000	550.000
Totaal	930.000	1050.000

Over welke brandstoffen in welke hoeveelheden in deze categorie installaties worden verbrand, kunnen slechts schattingen worden gemaakt.

Schatting onderverdeling naar brandstofsoort

Uit voornoemde literatuur (Okken, en Slob en Steenwinkel) is een onderverdeling geschat van het in tabel 11.1 vermelde totale brandstofverbruik. Deze schatting is als volgt:

- 80% schoon hout : 840.000 ton
- 16% mogelijk verontreinigd hout ¹⁾ : 168.000 ton ²⁾
- 4% overig (kolen, bruinkool, turf) : 42.000 ton

Papierbriketten, plastic, lege melkpakken, leer, rubber etc. worden erg weinig als brandstof voor houtkachels toegepast (< 1%).

Schatting van de hoeveelheden brandstof naar brandstofsoort en naar type installatie

Ten behoeve van deze schatting is het, in het kader van de dioxine-problematiek, van belang te weten welk gedeelte van het verontreinigde hout pentachloorfenol (PCP) bevat. Bekend is, dat pallets en sloophout van na de Tweede Wereldoorlog verduurzaamd kunnen zijn met PCP (PCP is in Nederland toegepast van 1950 tot 1989). Met PCP behandeld hout is niet herkenbaar, omdat PCP kleurloos en overschilderbaar is. Gegevens over PCP-gehalten van het verstookte verontreinigde hout zijn niet beschikbaar. Geschat wordt hier dat ca. 6% van het verbrande verontreinigde hout PCP bevat (deze schatting komt als volgt tot stand: verontreinigd hout dat op huishoudelijke schaal wordt verbrand bestaat voor ongeveer 40% uit sloophout, 40% uit pallets en 20% overig. Van de hoeveelheid sloophout en pallets wordt, op basis van gegevens in hoofdstuk 19, ca. 8% verontreinigd geacht met PCP).

Aangenomen wordt dat:

- de overige brandstoffen (kolen, bruinkool e.d.) alleen worden verbrand in houtkachels en inzet/inbouw kachels;
- bij open haarden 5% en bij houtkachels (incl. inzet/inbouwkachels) 22% van het houtverbruik uit verontreinigd hout bestaat.

Op basis van het bovenstaande is de onderverdeling van de in tabel 11.2 vermelde verbruiken naar brandstofsoort en type installatie als volgt:

- open haarden (565.000 installaties):
 - 304.000 ton schoon hout,
 - 16.000 ton mogelijk verontreinigd hout (waarvan rond 1000 ton (6%, zie hiervoor) verontreinigd met PCP;
- houtkachels en inzet/inbouw kachels te zamen (365.000 installaties):
 - 537.000 ton schoon hout,
 - 151.000 ton mogelijk verontreinigd hout, waarvan rond 9000 ton (6%, zie hiervoor) verontreinigd met PCP,
 - 42.000 ton overige brandstoffen (kolen, bruinkool e.d.).

De dioxine-emissies als gevolg van de verbranding van de 42.000 ton overige brandstoffen (kolen e.d.) zijn reeds meegenomen in het hoofdstuk 10 (Verbranding van steenkool en bruinkool).

¹⁾ geverfd, geïmpregneerd, gelijmd e.d.

²⁾ hiervan is 40 % sloophout, 40 % pallets en 20 % overig

11.3.2 Industriële verbranding

Onlangs is een inventarisatie uitgevoerd naar de kleinschalige verbranding van schoon afvalhout in Nederland (Sulilatu, 1992). Onderstaande gegevens zijn aan deze inventarisatie ontleend.

In Nederland wordt naar schatting 148.000 ton/jaar schoon afvalhout in industriële installaties verbrand en ca. 80.000 ton/jaar verontreinigd afvalhout (verontreinigd wil zeggen: geïmpregneerd met name met creosoot en wolmanzouten, geveerd, gelijmd, spaanplaat, e.d.).

Er bestaat op dit moment geen duidelijk overzicht in het aantal en type installaties waarin verontreinigd afvalhout wordt verbrand. Een globale inventarisatie komt uit op enkele tientallen installaties met een thermisch vermogen van ca. 0,2 tot 10 MW. Deze installaties zijn doorgaans voorzien van een cycloon of multicycloon als rookgasreinigingsinstallatie.

Over de installaties waarin schoon afvalhout wordt verstoekt is dankzij genoemde inventarisatie meer bekend. Deze informatie is hieronder kort weergegeven.

Handgestookte installaties

Er staan ca. 630 handgestookte installaties opgesteld met een totaal geïnstalleerd thermisch vermogen van ca. 32 MW. Dit komt neer op een gemiddeld vermogen van ca. 50 kW per installatie. Het totaal geïnstalleerd thermisch vermogen van 32 MW is ca. 15% van het totaal geïnstalleerde vermogen aan industriële houtverbrandingsinstallaties. Handgestookte installaties komen vooral voor bij eenmans timmerbedrijfjes, kleine houtverwerkende industrieën, zoals klompen-makerijen en bij tuinderijen en hoveniers.

Automatisch gestookte installaties

Automatisch gestookte houtverbrandingsinstallaties komen voor in de hout/meubelbranche, de voedingsmiddelenindustrie (rokerijen) en bij tuinderijen. Het totale aantal bedraagt ca. 270. Het grootste gedeelte, ca. 220 stuks, heeft een thermisch vermogen van tussen 0,1 en 1 MW. Het totaal geïnstalleerd thermisch vermogen bedraagt ca. 186 MW, hetgeen neerkomt op een gemiddeld vermogen van ca. 0,690 MW per installatie. De installaties zijn globaal als volgt over de diverse systemen verdeeld (100% $\approx$ 270 stuks):

Inblaas/statisch rooster	: circa	18%
Onderschroefstoker	: circa	70%
Doorschroefstoker	: circa	8%
Tweetrapsverbranding	: circa	4%

Circa 10% van het aantal verbrandingsinstallaties voor schoon afvalhout is voorzien van een cycloon of multicycloon als rookgasreinigingsinstallatie. Omdat rookgasreiniging alleen bij de relatief grote installaties wordt toegepast, is de hoeveelheid schoon hout die wordt verbrand in installaties voorzien van rookgasreiniging toch nog aanzienlijk; deze hoeveelheid bedraagt ruim 70% van de totale hoeveelheid schoon hout. Er werd slechts één systeem met een doekfilter geïnventariseerd. De overige systemen zijn in het geheel niet uitgerust met rookgasreiniging.

Een aantal houtverbrandingsinstallaties wordt toegepast bij rokerijen. De informatie daarover is niet eenduidig. Met de afwijkende procesvoering bij rokerijen is in dit hoofdstuk daarom geen rekening gehouden.

De geïnventariseerde en geschatte gegevens betreffende industriële houtverbrandingsinstallaties en daarin verbrande hoeveelheden hout zijn samengevat in tabel 11.2. Hierbij is in dit rapport aangenomen dat 5000 ton verontreinigd afvalhout (van totaal 80.000 ton) in industriële installaties zonder rookgasreiniging wordt verbrand. Het is te verwachten dat in industriële installaties ook met

PCP verontreinigd hout (oude pallets) wordt verbrand. Gegevens hierover zijn echter niet voorhanden. Aangenomen wordt daarom dat evenals bij de huishoudelijke verbranding 6% van de verbrande hoeveelheid verontreinigd hout PCP bevat (zie hiervoor onder 11.3.1).

Tabel 11.2 Gegevens industriële houtverbrandingsinstallaties

Soort installatie	Aantal		Totaal geïnstalleerd vermogen (thermisch)		Houtverbruik ¹⁾
	[-]	[%]	[MW]	[%]	[ton/jaar]
<u>Verbranding schoon hout</u>					
handgestookt zonder rookgasreiniging	630	70	32	15	22.000
automatisch zonder rookgasreiniging	ca. 185	26	33	15	22.000
automatisch met rookgasreiniging	ca. 85	4	153	70	104.000
Totaal	900	100	218	100	148.000
<u>Verbranding verontreinigd hout</u>					
automatisch/handgestookt zonder rookgasreiniging	geen gedetailleerde informatie beschikbaar				5.000
automatisch met rookgasreiniging	geen gedetailleerde informatie beschikbaar				75.000

¹⁾ Op basis van geïnstalleerd thermisch vermogen en 3000 vollast-uren per jaar.

11.4 Meetresultaten MOB

In het kader van MOB werden aan drie (automatisch gestookte) industriële houtverbrandingsinstallaties emissie-metingen uitgevoerd. Het betrof daarbij twee onderschroefvuurhaarden en één vuurhaard met getrapte verbranding. De onderschroefstokers werden gekozen, omdat deze het meest voorkomen; de vuurhaard met tweetrapsverbranding werd geselecteerd, omdat dit systeem wordt beschouwd als een voor de toekomst veelbelovende technologie. Bij geen van de drie installaties werd met volledig schoon hout gewerkt. In één onderschroefstoker was het houtafval afkomstig van de constructie van houten dakpanelen en verontreinigd met isolatiemateriaal e.d. Bij de andere twee ovens was het afval afkomstig van de meubelindustrie en bevatte derhalve tevens lijmresten, fineer e.d. Het afvalhout bevatte voorzover bekend geen PCP. Nadere gegevens van de installaties en de meetresultaten zijn opgenomen in tabel 11.3.

Tabel 11.3 Gegevens en meetresultaten houtverbrandingsinstallaties, gemeten in MOB-kader

Parameter		Installatie		
		11A	11B	11C
type		onderschroef	onderschroef	getrapte verbranding
nominaal vermogen	[kW]	3480	2350	291
rookgasbehandeling		multicycloon	multicycloon	cycloon
brandstofsamenstelling		hout met kunststof en lijm	hout met isolatiemateriaal(PUR) ³⁾	hout met kunststof en lijm
brandstofverbruik	[ton/jaar]	580	500	150
stookseizoen ⁴⁾	[h/jaar]	ca. 5080	5800	?
aan/uitschakelen ⁵⁾		ja	nee	ja
rookgasdebiet	[m ³ /h] ¹⁾	3400 ⁶⁾	9500	740 ⁶⁾
rookgastemperatuur	[°C]	95	119	164
O ₂	[vol % droog]	15,8	17,3	12,3
CO ₂	[vol % droog]	4,5	3,7	8,5
H ₂ O	[g/m ³] ¹⁾	104	83	55
PCDD/F	[ng I-TEQ/m ³] ²⁾	0,4	0,5 - 0,9	1,0
Cl ⁻	[mg/m ³] ²⁾	21	349	39
CO	[mg/m ³] ²⁾	4920	390	1252
C _x H _y	[mg/m ³] ²⁾	430	5	5
jaaremissie PCDD/F	[g I-TEQ/jaar]	0,002	0,002 - 0,004	0,001

¹⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities²⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities, omgerekend naar 11% O₂³⁾ bevat in 1993 vermoedelijk geen CFK meer⁴⁾ tijd dat installatie "standby" staat; werkelijke bedrijfstijd is aanzienlijk korter⁵⁾ tijdens de metingen⁶⁾ wanneer ketel in bedrijf (dus "aangeschakeld") is

Van installatie 11B werd ook een monster roet uit de binnenzijde van de schoorsteen geschraapt en geanalyseerd. Het PCDD/F-gehalte van het roet bedroeg 0,2 ng I-TEQ per gram.

11.5 Resultaten metingen buiten MOB-kader

Buiten MOB-kader zijn door TNO (in opdracht van VROM) emissie-metingen verricht aan een houtkachel en aan een open haard.

Houtkachel

Emissie-metingen werden verricht aan een vrijstaande gietijzeren houtkachel met een chamotte beklede verbrandingsruimte. De kachel is van een in Nederland gangbaar type. De belasting van de kachel was maximaal 23 kW. De stookwijze tijdens de metingen was overeenkomstig de concept test-procedure voor houtkachels van de Vereniging Haard en Rookkanaal (VHR), van 25 juni 1992. Er werd gemeten bij drie belastingen (een maximale, een gemiddelde en een minimale) met schoon hout als brandstof. Nadere gegevens en meetresultaten zijn opgenomen in tabel 11.4.

Tabel 11.4 Meetresultaten ¹⁾ emissie-metingen houtkachel, gemeten buiten MOB-kader

Parameter		Belasting [kW]		
		23	17	13
brandstofverbruik (schoon hout, droog)	[kg/h]	4,6	3,4	2,6
rookgastemperatuur	[°C]	337	238	193
O ₂	[vol % droog]	8,4	7,3	7,3
CO ₂	[vol % droog]	11,7	12,1	12,3
CO	[mg/m ³] ²⁾	> 6800	> 10660	> 12100
C _x H _y	[mg/m ³] ²⁾	1480	> 2870	> 1800
PCDD/F	[ng I-TEQ/m ³] ²⁾	0,26 - 0,36	0,12 - 0,19	0,31 - 0,32
emissiefactor PCDD/F	[µg I-TEQ/ton hout]	2,4 - 3,3	1,0 - 1,6	2,5 - 2,6

¹⁾ gemiddeld tijdens testrun²⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities

Open haard

Aan een in Nederland gangbaar type open haard werden bij twee stookwijzen metingen verricht. Bij de ene stookwijze werd op een rooster gestookt en bij de andere op een vlakke vloer. De stookomstandigheden waren eveneens overeenkomstig de concept procedure van de VHR (zie hiervoor). Verdere gegevens en de meetresultaten zijn gegeven in tabel 11.5.

Tabel 11.5 Meetresultaten ¹⁾ emissie-metingen open haard, gemeten buiten MOB-kader

Parameter		Stookwijze	
		op rooster	op vloer
brandstofverbruik (schoon hout, droog)	[kg/h]	5,7	5,1
belasting	[Kw]	29	26
rookgastemperatuur	[°C]	375	346
O ₂	[vol % droog]	16,3	16,3
CO ₂	[vol % droog]	4,7	4,8
CO	[mg/m ³] ²⁾	1560	1450
PCDD/F	[ng I-TEQ/m ³] ²⁾	1,2	0,5
emissiefactor PCDD/F	[µg I-TEQ/ton hout]	28,5	13,0

¹⁾ gemiddeld tijdens testrun²⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities

11.6 Literatuurgegevens

In roet uit schoorstenen van huishoudelijke verwarmingssystemen werden, in voormalig West-Duitsland, de volgende gemiddelde concentraties gevonden (Thoma, 1988): hout/kolenkachel: 0,9 ng I-TEQ/g, hout (centrale verwarming): 15 ng I-TEQ/g, houtkachel 7,5 ng I-TEQ/g.

Vikelsee heeft onderzoek verricht naar de dioxine-emissie van een houtkachel waarin verschillende brandstoffen werden verbrand (Vikelsee et al., 1991; Denemarken, 1990). Als analyse-methode werd de zogenaamde "sombepaling" toegepast. Bij de verbranding van houtbriketten vond hij een

emissiefactor van ca. 300 μg I-TEQ/ton, bij de verbranding van met PCP geïmpregneerd hout een factor van ca. 6500 μg I-TEQ/ton (deze waarden zijn geschat aan de hand van de door Vikelsoe gepresenteerde gegevens). Tijdens herhalingsmetingen vond hij echter aanzienlijk lagere waarden (voor wrakhout). De testomstandigheden zijn onvoldoende bekend.

Bröker heeft onlangs resultaten gepubliceerd van dioxine-emissie-metingen aan huishoudelijke verwarmingstoestellen (Bröker et al., 1992). Voor een houtkachel werd een emissiefactor van 0,7 - 1,2 μg I-TEQ/ton bepaald, voor een open haard eveneens 0,7 - 1,2 μg I-TEQ/ton. De toestellen werden onder praktijkomstandigheden bedreven met beukehouten blokken.

11.7 Evaluatie

11.7.1 Algemeen

Bij de berekening van de emissies door verbranding van hout dient minstens een viertal typen verbrandingsinstallaties (of toestellen) te worden onderscheiden te weten:

- industriële installaties met rookgasreiniging;
- industriële installaties zonder rookgasreiniging;
- houtkachels (inclusief inzet/inbouw haarden);
- open haarden.

Voorts dient onderscheid te worden gemaakt tussen drie soorten hout:

- schoon hout;
- verontreinigd hout zonder PCP;
- verontreinigd hout met PCP.

Op deze wijze ontstaan twaalf combinaties waarvoor een emissiefactor moet worden bepaald en de betrokken brandstofhoeveelheden bekend moeten zijn.

Over dioxine-emissies bij houtverbranding is, zeker gezien het grote aantal geplaatste installaties of toestellen, nog zeer weinig bekend. Uit de resultaten van de MOB-metingen kan een emissiefactor worden berekend voor de industriële verbranding met rookgasreiniging van verontreinigd hout zonder PCP. Uit experimenten van TNO (verricht buiten MOB-kader) kunnen emissiefactoren voor huishoudelijke verbranding van schoon hout in houtkachels en open haarden worden afgeleid. Deze laatste zijn echter verkregen onder laboratoriumomstandigheden; over de relatie tot de werkelijke praktijk bestaat nog onvoldoende inzicht. In de schaarse literatuur over dit onderwerp (zie 11.6) kunnen slechts zeer uiteenlopende indicaties over emissies worden verkregen. In tabel 11.6 is schematisch aangegeven voor welke installatie/brandstof combinaties enige informatie beschikbaar is.

Tabel 11.6 Beschikbare informatie emissiefactoren houtverbranding ¹⁾

Houtsoort	Industriële installaties		Houtkachels	Open haarden
	zonder rookgasreiniging	met rookgasreiniging		
schoon hout	-	-	x	x
verontreinigd hout:				
zonder PCP	-	x	-	-
met PCP	-	-	o ²⁾	-

¹⁾ x = informatie op basis van metingen; - = geen informatie; o = informatie uit literatuur

²⁾ alleen kwalitatieve informatie

Om uitgaande van de beschikbare gegevens een schatting te kunnen geven van de grootte-orde van de PCDD/F-emissies door houtverbranding in Nederland, is een aantal aannames gedaan. Deze zijn:

- De emissiefactoren voor industriële installaties zonder rookgasreiniging en die van houtkachels worden aan elkaar gelijk gesteld. Omdat de helft (betrokken op vermogen zie tabel 11.1) van de industriële installaties zonder rookgasreiniging automatisch gestookt is, zal deze aanname waarschijnlijk een overschatting van de emissies van deze categorie betekenen.
- De emissiefactoren voor industriële houtverbrandingsinstallaties zijn gecorreleerd aan de stofemissie. Voor installaties met rookgasreiniging (cyclonen) is deze stofemissie globaal een factor 4 lager dan voor installaties zonder rookgasreiniging. Omdat de dioxinen voornamelijk aan kleine stofdeeltjes (vangstrendement gering voor cyclonen) zijn gebonden, wordt aangenomen dat de dioxine-emissie bij installaties met rookgasreiniging een factor twee lager is dan bij installaties zonder rookgasreiniging.
- De verhouding tussen de emissiefactoren voor open haarden en houtkachels is voor alle soorten hout gelijk.
- De onder laboratoriumomstandigheden gemeten emissiefactoren van houtkachels en open haarden komen overeen met die onder praktijkomstandigheden.

11.7.2 Emissiefactoren

Industriële installaties met rookgasreiniging, verontreinigd hout zonder PCP

Uit de MOB-meetresultaten (tabel 11.3) kan worden berekend dat de emissiefactor voor dioxinen van de onderschroefstokers, respectievelijk 3 μg I-TEQ/ton hout en gemiddeld 6 μg I-TEQ/ton hout bedroeg. Voor de tweetrapsverbrander kan een emissiefactor worden berekend van 7 μg I-TEQ/ton hout. Gemiddeld bedraagt de emissiefactor voor verontreinigd hout zonder PCP dan 5 μg I-TEQ/ton hout (met cycloon als rookgasreiniging).

Houtkachels, schoon hout

Uit tabel 11.4 wordt voor de verbranding van schoon hout in een houtkachel een gemiddelde emissiefactor afgeleid van 2,2 μg I-TEQ/ton. Bij de "midden"-belasting lijkt de dioxine-emissie het laagst te zijn. Deze waarde komt overeen met de door Bröker gevonden waarde (zie onder 11.6). Vooralsnog wordt van genoemde gemiddelde factor uitgegaan.

Open haarden, schoon hout

De onderverdeling van het aantal open haarden naar stookwijze (op rooster of plaat) is niet bekend. Daarom wordt vooralsnog als emissiefactor voor de verbranding van schoon hout in een open haard het gemiddelde van de in tabel 11.5 vermelde factoren aangehouden, te weten 20 μg I-TEQ/ton. De op deze wijze verkregen emissiefactor is aanzienlijk hoger dan door Bröker werd gerapporteerd (zie onder 11.6). De oorzaak van het verschil is, vanwege het beperkt aantal gegevens, niet aan te geven. Vooralsnog wordt in dit onderzoek uitgegaan van de buiten MOB kader gemeten gemiddelde waarde.

Houtkachels, verontreinigd hout met PCP

De enige informatie over de emissie door verbranding van met PCP-behandeld hout in houtkachels is afkomstig van Vikelsoe (zie hoofdstuk 11.6). Vikelsoe vond voor de verbranding van schoon hout in een houtkachel een emissiefactor die 135 maal hoger is dan gemiddeld werd gevonden door Bröker (zie 11.6) en in het buiten MOB-kader uitgevoerde onderzoek (tabel 11.4). Uitgaande van de aanname dat deze verhouding ook geldt voor de verbranding van met PCP verontreinigd hout in een houtkachel, wordt voor de emissiefactor voor deze houtsoort (6500 μg I-TEQ/ton; zie 11.6) hier eveneens een emissie factor aangenomen die een factor 135 lager is, te weten rond 50 μg I-TEQ/ton hout.

De hiervoor genoemde emissiefactoren gecombineerd met de in 11.7.1 genoemde aannamen leidt tot het overzicht van emissiefactoren zoals gegeven in tabel 11.7.

Tabel 11.7 Emissiefactoren bij houtverbranding in $\mu\text{g I-TEQ/ton}$

Houtsoort	Industriële installaties		Houtkachels	Open haarden ⁵⁾
	zonder rookgasreiniging	met rookgasreiniging		
schoon hout	2,2 ⁴⁾	1 ⁴⁾	2,2 ²⁾	20 ²⁾
verontreinigd hout:				100 ⁴⁾
zonder PCP	10 ⁴⁾	5 ¹⁾	10 ⁴⁾	
met PCP	50 ⁴⁾	25 ⁴⁾	50 ³⁾	500 ⁴⁾

¹⁾ bepaald onder praktijk omstandigheden

²⁾ bepaalde onder laboratorium omstandigheden

³⁾ ruwe schatting op basis van literatuur (zie 11.7.2)

⁴⁾ ruwe schatting, zie aannamen onder 11.7.1

⁵⁾ grote onzekerheden; zie opmerkingen onder 11.7.2

11.7.3 Dioxine-gehaltenes roet

Het dioxine-gehalte van roet uit de schoorsteen van installatie 11B bedroeg 0,2 ng I-TEQ/g (zie 11.4). Dit is aanzienlijk lager dan de waarden die door Thoma werden gerapporteerd (1-15 ng I-TEQ/g roet, zie 11.5). De metingen van Thoma hadden echter betrekking op huishoudelijke installaties, terwijl die in MOB-kader bij een industriële installatie is uitgevoerd. Deze verschillen bevestigen de aanname (zie 11.7.1) dat de emissie van industriële houtverbrandingsinstallaties met rookgasreiniging lager zal zijn dan van toestellen voor huishoudelijke verbranding van hout. Omdat de historie van de onderzochte roetmonsters niet bekend is, kan geen kwantitatieve uitspraak over de betekenis van de analyse-resultaten worden gedaan. Over dioxine-gehaltenes van as zijn geen gegevens beschikbaar.

11.8 Samenvatting

Uitgaande van het houtverbruik in 11.3 en de emissiefactoren in 11.7.2, is de totale dioxine-emissie door houtverbranding in Nederland berekend. De resultaten en de diverse gegevens zijn samengevat in tabel 11.8. Nogmaals wordt hier uitdrukkelijk gesteld dat deze gegevens en emissies als ruwe schattingen moeten worden gezien in verband met de vele aannamen die zijn gedaan.

Gelet op de grootte van de diverse (geschatte) emissies bij houtverbranding wordt nader onderzoek aanbevolen. Dit onderzoek zal zich met name moeten richten op:

- de representativiteit van de tot dusver gemeten dioxine-emissies bij de huishoudelijke verbranding van schoon hout;
- de hoeveelheden verontreinigd hout (met of zonder PCP) die in de verschillende installaties/toestellen worden verstoekt;
- de bij de verbranding van verontreinigd hout optredende emissies, zowel naar lucht als via asresten, met name bij huishoudelijke verbranding;
- onderzoek naar de mogelijkheden tot vermindering van de dioxine-emissie bij houtverbranding (bijvoorbeeld door verbetering van de verbrandingsomstandigheden);
- inventarisatie van in Nederland voorkomende rokerijen en de bij deze installaties optredende emissies.

Tabel 11.8 Gegevens dioxine-emissies bij verbranding van hout (1991)

Parameter	Aantal installaties	Houtverbruik [ton/jaar]	Emissiefactor [μg I-TEQ/ton hout]	PCDD/F-emissie [g I-TEQ/jaar]
<i>Industriële verbranding ¹⁾ zonder rookgasreiniging:</i>				
Schoon hout	ca. 815	44.000	2,2	0,1
Verontreinigd hout				
- zonder PCP	niet	4700	10	} 0,1
- met PCP	bekend	300	50	
<i>Industriële verbranding met rookgasreiniging:</i>				
Schoon hout	ca. 85	104.000	1	0,1
Verontreinigd hout				
- zonder PCP	niet	71.000	5	0,4
- met PCP	bekend	4.000	25	0,1
<i>Huishoudelijke verbranding ¹⁾</i>				
Houtkachels	365.000			
<i>(incl. inzet/inbouwkachels:</i>				
Schoon hout		537.000	2,2	1,2
Verontreinigd hout				
- zonder PCP		142.000	10	1,4
- met PCP		9.000	50	0,5
Open haarden ²⁾ :	565.000			
Schoon hout		304.000	20	6,1
Verontreinigd hout				
- zonder PCP		15.000	100	1,5
- met PCP		1.000	500	0,5
Totaal		1236.000		12,0

¹⁾ de dioxine-emissie als gevolg van de verbranding van kolen e.d. in kachels is meegenomen in hoofdstuk 10

²⁾ grote onzekerheden; zie opmerkingen onder 11.7.2

Over de hoeveelheden reststoffen en de daarin voorkomende dioxine concentraties is niets bekend.

11.9 Toekomstige situatie

Als, door goede voorlichting, al het verontreinigd hout, dat bij huishoudelijke verbranding wordt gebruikt, wordt vervangen door schoon hout, resteert bij overigens een gelijkblijvend verbruik, een totale dioxine-emissie van ca. 9 gram I-TEQ in het jaar 2000. Deze emissie betreft zowel de industriële als de huishoudelijke verbranding. Deze schatting is nog wel afhankelijk van de resultaten van het hiervoor aanbevolen onderzoek.

12. CREMATORIA

12.1 Procesbeschrijving

Een crematie-oven bestaat uit een ovenruimte van vuurvast materiaal waarin het te cremeren stoffelijk overschot wordt geplaatst. Bij de zgn. "koude type" ovens wordt de kist ingebracht bij een temperatuur van ca. 300°C. Bij de "warme typen" is deze temperatuur 800°C of hoger. Na inbrengen van de kist wordt de temperatuur van de ovenruimte bij de koude oven met behulp van een brander opgevoerd tot 800 à 900°C en daar verder op gehouden. Bij de warme oven is de ovenbrander in principe niet verder nodig, het proces onderhoudt zichzelf. De uit de ovenruimte tredende gassen worden in een naverbrandingsruimte naverbrand bij een temperatuur van ca. 850°C. Bij de koude types is de duur van een proces 2 à 2,5 uur, bij de warme types 1,2 à 1,5 uur.

De zuurstof behoefte van het crematie-proces varieert tijdens het proces; met name bij het uiteenvallen van de kist is de lucht behoefte het grootst. De luchttoevoer in de oven wordt geregeld volgens een instelbaar tijdschema (doorgaans kan gekozen worden uit drie varianten). De naverbranders worden vaak nog op temperatuur geregeld waarbij de gas/lucht verhouding vooraf is ingesteld. Modernere systemen regelen de luchttoevoer bij de naverbranding met behulp van een zuurstofmeter in de rookgassen.

Voor wat betreft het traject dat de rookgassen na de naverbrander doorlopen, kan onderscheid gemaakt worden in drie systemen. Deze zijn:

1. De rookgassen worden ongekoeld in de atmosfeer gebracht.
2. De trek wordt geregeld met een luchtinjector waardoor de rookgassen met omgevingslucht worden gekoeld tot een temperatuur tussen 200 à 350°C, alvorens te worden geëmitteerd.
3. De rookgassen worden gekoeld als bij 2 en vervolgens in een indirecte luchtkoeler verder gekoeld tot ca. 150°C. Hierna passeren zij een doekenfilter waar het meegevoerde stof wordt afgevangen.

12.2 Geïntervieweerde processen

Er zijn in Nederland 43 crematoria. Het aantal crematies in 1991 bedroeg 59.143. Van de ovens in deze crematoria is ca. ¼ deel van het "koude" type, de rest van het "warme" type. Met name de ovens in kleine crematoria zijn van het "koude" type.

Alle crematie ovens zijn voorzien van een naverbrander. Bij 5 - 10 crematoria, met name die met ovens van het koude type, worden de rookgassen ongekoeld geëmitteerd naar de lucht. Bij ca. 30 crematoria worden de rookgassen na de naverbrander gekoeld met omgevingslucht tot 200 - 350 °C en daarna geëmitteerd. De ovens van 5 crematoria zijn voorzien van een doekenfilter (CVN, 1992; TNO, 1992).

12.3 Meetresultaten MOB

In MOB-kader werden metingen uitgevoerd aan twee installaties, één van het koude type en één van het warme type. Van het koude type werden de rookgassen ongekoeld geëmitteerd, van het warme type na verdunning met omgevingslucht tot ca. 220°C. Bij beide installaties werden de metingen uitgevoerd aan 3 of 4 processen. De resultaten staan vermeld in tabel 12.1. Bij het warme proces werden met name voor CO en C_xH_y gemiddeld iets hogere concentraties gevonden dan bij het koude proces. Voor een aanzienlijk deel van de tijd lagen de concentraties van deze componenten echter beneden de detectiegrens van het betreffende analyse apparaat. De nauwkeurigheid van de berekende gemiddelden is daardoor beperkt.

Tabel 12.1 Gegevens en meetresultaten crematie-processen, gemeten in MOB-kader

Parameter		Installatie	
		12A	12B
type oven		koud	warm
rookgasbehandeling		naverbranding	naverbranding + luchtkoeling
processen per jaar		850	650
bedrijfsuren per jaar		2125	1000
rookgasdebiet	[m ³ /h] ¹⁾	750	3200
rookgastemperatuur	[°C]	730	233
O ₂	[vol % droog]	11,7	17,9
CO ₂	[vol % droog]	6,3	2,4
H ₂ O	[g/m ³] ¹⁾	95	43
PCDD/F	[ng I-TEQ/m ³] ²⁾	1,6	3,3
Cl ⁻	[mg/m ³] ²⁾	43	47
CO	[mg/m ³] ²⁾	38	111
C _x H _y	[mg/m ³] ²⁾	6	14
jaaremissie PCDD/F	[g I-TEQ/jaar]	0,002	0,003

¹⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities

²⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities, omgerekend naar 11% O₂

12.4 Literatuurgegevens

In West-Berlijn werd bij een crematorium een dioxine-emissie gevonden van 8 ng I-TEQ/m³. Per stoffelijk overschot werd gemiddeld 3.500 m³ rookgas geëmitteerd. Hieruit zou een dioxine-emissie volgen van 28 µg I-TEQ per stoffelijk overschot (Jager et al., 1992).

12.5 Evaluatie

Uit de (niet afgeronde) gegevens van tabel 12.1 is berekend dat de dioxine-emissie per stoffelijke overschot bij crematie oven 12A (rookgassen niet gekoeld) 2,4 µg I-TEQ en bij crematie oven 12B (rookgassen gekoeld met buitenlucht) 4,9 µg I-TEQ bedraagt. Bij verbranding van stedelijk afval in AVI's is aangetoond dat dioxinen met name gevormd worden na de vuurhaard bij temperaturen tussen 200 en 500 °C. Bij het crematie oven 12B, waar de rookgassen dit temperatuur traject doorlopen, ontstaan inderdaad de meeste dioxinen.

Als rookgasbehandeling door middel van een doekfilter wordt toegepast worden de rookgassen na het mengen met lucht verder indirect afgekoeld tot 150°C. Door deze verdere koeling en de efficiënte stofvangst van doekfilters is de emissie aan dioxinen van dergelijke installaties waarschijnlijk lager dan die van 12A en 12B.

Aangenomen wordt dat bij toepassing van een doekfilter de emissie aan dioxinen kleiner is dan 1 µg I-TEQ per stoffelijk overschot. Van het dioxine-gehalte van het afgevangen stof zijn geen gegevens bekend. De hoeveelheid afgevangen stof is ca. 75 g per stoffelijk overschot (TNO, 1993). Door de 5 crematoria met ovens met een doekfilter wordt in totaal waarschijnlijk minder dan 1 ton filteras per jaar afgevangen. Aangenomen wordt dat de dioxine-concentratie in de filteras niet hoger is dan die in de doekfilteras van de secundaire non ferro industrie (3 - 17,8 ng I-TEQ/g; zie hoofdstuk 17). De totale hoeveelheid dioxine die met doekfilteras van crematoria wordt afgevoerd is derhalve kleiner dan 0,02 g I-TEQ/jaar.

Bij het crematorium in West-Berlijn is de dioxine-emissie 5 à 10 keer hoger dan de in dit onderzoek gemeten emissies. Door het ontbreken van procesgegevens van het Berlijnse crematorium kan geen oorzaak voor dit verschil worden gegeven.

Uit het aantal van de verschillende typen crematie ovens en de hier gemeten dioxine-emissies kan worden berekend dat de gemiddelde emissie per stoffelijk overschot ca. 4 µg I-TEQ bedraagt. De totale dioxine-emissie van crematoria in 1991 komt dan op ca. 0,2 g I-TEQ. Hierbij is geen rekening gehouden met de 5 crematoria waarvan de ovens naast de naverbrander voorzien zijn van een doekfilter (en die daardoor een lagere emissiefactor hebben).

12.6 Samenvatting

De dioxine-emissies van crematoria zijn samengevat vermeld in tabel 12.2.

Tabel 12.2 Gegevens dioxine-emissies crematoria

Parameter	Hoeveelheid
Aantal crematoria	43
PCDD/F emissie per stoffelijk overschot [µg I-TEQ]	4
Aantal crematies in 1991	59.143
PCDD/F emissie per jaar (1991) [g I-TEQ/jaar]	0,2

De hoeveelheid dioxine die in de reststoffen achterblijft is kleiner dan 0,02 g I-TEQ per jaar.

13. BRANDEN

13.1 Algemeen

In dit hoofdstuk zijn gegevens betreffende dioxine-emissies opgenomen die kunnen optreden bij branden (van of in gebouwen, auto's, bos e.d.). Bij de inventarisatie van processen (Bremmer en Hesseling, 1991) waren fakkels eveneens bij deze process soort ondergebracht. In de twaalf fakkels die werden geïnventariseerd worden echter geen chloorhoudende stoffen verbrand (het affakkelen van stort- en biogas niet meegerekend). Daarom zijn fakkels in dit hoofdstuk niet verder besproken. De dioxine-emissies als gevolg van de verbranding van stort- en biogas zijn behandeld in hoofdstuk 5.

13.2 Procesbeschrijving

Branden kunnen worden beschreven als ongecontroleerde verbrandingsprocessen. De brandstof- en zuurstoftoevoer en de menging worden door de brand zelf en zijn omgeving bepaald. Bij een brand is dicht bij de brandhaard doorgaans onvoldoende lucht aanwezig om een goede verbranding te krijgen. Op enige afstand van de brandhaard mengen de verbrandingsgassen zich echter zeer snel met een grote overmaat lucht zodat de rookgassen zijn afgekoeld voordat een goede uitbrand heeft kunnen plaatsvinden. Door deze effecten treden emissies (van o.a. onvolledig verbrande componenten) op die hoog zijn ten opzichte van de emissies van gecontroleerde verbranding. Voor de vorming van dioxinen is naast genoemde "slechte" verbranding tevens de aanwezigheid van chloor van belang. Chloor komt van nature reeds voor in bouwmaterialen zoals hout. Vrijwel alle Nederlandse gebouwen bevatten bovendien PVC dat een belangrijke chloorbron is.

13.3 Geïnteriseerde processen

Het aantal geregistreerde branden in Nederland in 1990 bedroeg 40.095. De onderverdeling naar een aantal categorieën is als volgt (CBS, 1992):

- gebouwen	: 11.940;
- containers, auto's, schepen	: 10.803;
- bos, heide, duinen, wegen, terreinen en bermen	: 9.744;
- schoorsteenbranden	: 2.229;
- overig	: 5.379.

Naast deze geregistreerde branden wordt er in zogenaamde open vuren ook de nodige materialen verbrand met name op het platteland door particulieren en (agrarische) bedrijven. Geschat wordt dat het aantal van deze niet geregistreerde branden per gemeente en per dag gemiddeld in de orde grootte van 3 zal liggen. Op jaarbasis betekent dit voor geheel Nederland ca. 75000 niet geregistreerde branden.

13.4 Literatuurgegevens

In het werkdokument (Bremmer, 1991) is over branden een literatuur-studie gerapporteerd betreffende de dioxine-gehalten van de rookgassen en verbrandingsresten en van de bodemonsters in de omgeving van branden. Bruikbare emissiefactoren worden in de literatuur niet gegeven en kunnen uit die gegevens ook niet worden gedestilleerd.

Onderstaand worden enkele van belang zijnde gegevens uit de literatuur vermeld.

Emissies naar lucht

Na een brand in een tapijtfabriek, waarbij een opslagplaats met 200 ton PVC en 500 ton (PVC-houdende) vloerbedekking volledig uitbrandde, werd een groot aantal depositie-metingen in de omgeving verricht. Op basis van deze depositie-metingen werd de dioxine-emissie als gevolg van de brand geschat op minder dan 3 mg I-TEQ (Marklund et al., 1989).

Dioxine in verbrandingsresten (as en roet)

Er is een groot aantal dioxine-bepalingen uitgevoerd in asresten en roet, met name bij branden waarbij PVC-houdend materiaal betrokken was.

In een onderzoek aan 200 residuen van branden (waarbij PVC was betrokken) werd in 90% van het aantal monsters dioxinen aangetoond en wel op niveaus variërend van picogrammen I-TEQ per gram tot nanogrammen I-TEQ per gram. In de verbrandingsresten van een brand (ruimte waarin tonnen PVC waren opgeslagen) werden dioxine-gehalten tot 28 ng I-TEQ/g aangetoond (Funcke et al., 1988). Deze brand was volgens de auteurs representatief voor bovengenoemd onderzoek. De gevonden waarden liggen in de zelfde orde grootte als de dioxine-gehalten van E-filteras van AVI's (zie hoofdstuk 3.4.2).

Na een brand in een universiteitsgebouw (PVC niet specifiek aanwezig) werden dioxine-gehalten in roetmonsters gevonden van 0,04 - 7 ng TEQ/g (TEQ volgens EPA; Deutsch en Goldfarb, 1988).

13.5 Evaluatie

Emissies naar lucht

Concrete gegevens waaruit de dioxine-emissies, die optreden bij branden, berekend kunnen worden zijn er nauwelijks. Alleen uit de gegevens van Marklund (zie onder 13.4) kan een emissiefactor worden berekend en wel een factor van rond 4 µg I-TEQ/ton verbrand materiaal (hier relatief veel kunststof/PVC). Op welke wijze deze factor kan worden gebruikt, voor de in de inventarisatie gegeven branden, is echter niet aan te geven. De soorten materialen die verbranden zullen immers sterk verschillen. Voor de berekening/schatting van de dioxine-emissies aan de hand van een dergelijke emissiefactor moeten bovendien de hoeveelheden die verbranden bekend zijn, hetgeen evenmin het geval is.

Verantwoorde schattingen van de dioxine-emissies bij branden kunnen dus niet worden gegeven. Uit de beschikbare gegevens blijkt overigens wel dat de mogelijkheid bestaat dat branden een niet te verwaarlozen dioxine-bron zijn.

Dioxine in verbrandingsresten (as en roet)

Van verbrandingsresten (as/roet) van branden zijn alleen gegevens over de dioxine-gehalten bekend en niet over de hoeveelheden van deze resten. Schattingen van de hoeveelheden dioxinen die op de brandplaatsen achterblijven, dan wel op de een of andere wijze worden afgevoerd kunnen derhalve eveneens niet worden gegeven.

Aanbeveling

Op basis van het bovenstaande wordt aanbevolen nader onderzoek uit te voeren met betrekking tot de dioxine-emissies bij branden. Hierbij dient met name aandacht te worden geschonken aan de invloed van de bij een brand betrokken stoffen op de optredende emissies aan toxische componenten. Gezien de in de literatuur gegeven dioxine-gehalten van verbrandingsresten (as/roet) is het van belang deze reststromen eveneens bij het onderzoek te betrekken.

14. DIVERSE HOGE TEMPERATUUR PROCESSEN

14.1 Algemeen

In dit hoofdstuk worden diverse hoge temperatuur processen van verschillende aard besproken waarbij op basis van de proces omstandigheden dioxine-emissies kunnen worden verwacht (uit proces en/of afkomstig van de grondstoffen). Procesbeschrijvingen van vier van deze processen zijn gegeven in hoofdstuk 14.2. Bij een zestal installaties zijn in het kader van MOB emissie-metingen uitgevoerd.

Van de in dit hoofdstuk behandelde processen is maar een gering aantal installaties, of zelfs maar één installatie in Nederland aanwezig. Dit werkt de herkenbaarheid in de hand van de bedrijven waar deze processen plaatsvinden. Om deze herkenbaarheid te voorkomen is de in dit hoofdstuk gepresenteerde informatie in het algemeen globaal gehouden en zullen voor zover noodzakelijk de dioxine-emissies niet per proces worden gegeven.

14.2 Procesbeschrijvingen

14.2.1 *Thermische grondreiniging*

Grond, verontreinigd met min of meer vluchtige organische verbindingen, kan op thermische wijze worden gereinigd. De grond wordt daartoe in een trommeloven of een buisoven verhit. De temperatuur waarbij de grond wordt behandeld hangt af van de aard van de te verwijderen componenten en is maximaal 650 °C. De verwarming in de oven kan op directe of indirecte wijze plaatsvinden. Om voortijdige ontbranding van de vrijkomende dampen te voorkomen wordt het O₂-gehalte in de oven laag gehouden (door branderinstelling of stikstofdosering).

De gasstroom die de trommel- of buis-oven verlaat, bevat, naast de uitgedampte componenten, stof afkomstig van de grond. Deze gasstroom wordt bij hoge temperatuur ontstoft in een (multi)cycloon, waarna de aanwezige organische verbindingen in een naverbrander worden vernietigd. Afhankelijk van de aard van de componenten wordt de temperatuur in de naverbrander ingesteld op 800 - 1200°C.

De uit de naverbrander tredende gassen worden in de atmosfeer geëmitteerd. Dit kan gebeuren zonder warmteterugwinning en rookgasreiniging maar ook met warmteterugwinning en daaropvolgende natte wassing van de rookgassen in bijvoorbeeld een venturiwasser.

14.2.2 *Productie van isolerende steen*

Isolerende stenen ontleen hun isolerende eigenschap aan het feit dat deze stenen open ruimten bezitten. Dit wordt bereikt door de brandbare stoffen koolstof bevattende leiste en houtzaagsel door de klei te mengen. Tijdens het bakproces verbranden de brandbare bestanddelen en laten holten in de steen achter.

Van de grondstoffen (klei, leiste, E-centrale vlieg, zaagsel) worden stenen gevormd en op een kar geladen. De stenen worden nu eerst voorgedroogd door ze in direct contact te brengen met de warme rookgassen van de oven (zie onder). Na droging worden de stenen gebakken in een oven. Het proces kan worden onderverdeeld in het voorvuur, het hoofdvuur en het navuur. In het voorvuur worden de brandbare delen van de grondstoffen ontstoken; de temperatuur is daar 400 à 600 °C. In het hoofdvuur worden de stenen gebakken bij ca. 1000 °C. In het navuur vindt de uitbrand plaats. Ten slotte worden de stenen in een afkoelruimte gekoeld.

Het proces wordt doorgaans uitgevoerd in een continu werkende tunneloven waar de stenen in een tunnel de verschillende processtappen doorlopen. Soms wordt ook een veel kleinere tunnel dan gebruikelijk toegepast, zonder een uitdrukkelijke scheiding van voorvuur, hoofdvuur en navuur.

De bij het bakproces ontstane rookgassen worden zonodig met omgevingslucht bijgemengd tot een temperatuur van ca. 180 °C is bereikt. De nu ontstane rookgasstroom wordt door droogkamers geleid waarin de gevormde stenen worden gedroogd (zie boven). Vervolgens worden de rookgassen zonder verdere nareiniging geëmitteerd.

14.2.3 Drogen van vliegas

Een gedeelte van het in Nederland geproduceerde vliegas van afvalverbrandingsinstallaties wordt in de wegenbouw toegepast als vulstof in het asfalt (zie ook hoofdstuk 3.3). Het vliegas wordt daarbij vermengd met stoffen zoals mergel, mijnsteen e.d. In de procesgang wordt het vliegas doorgaans bevochtigd om stuiven te voorkomen. Voor verwerking wordt het dan weer gedroogd. Het drogen wordt op twee wijzen uitgevoerd:

- in een windzifter die bedreven wordt met rookgassen van een bruinkool- of aardgasgestookte installatie. De rookgassen worden door menging met omgevingslucht afgekoeld tot 500 à 600 °C alvorens met het vliegas in contact te worden gebracht,
- in een direct gestookte tegenstroom trommeldroger waarbij de vlam van de brander in de trommel staat.

Na het droogproces worden de rookgassen gereinigd met doekfilters met eventueel een cycloon als voorreiniging.

De produktie van vulstof is sterk seizoensgebonden als gevolg van de toepassing bij de produktie van asfalt. De installaties zijn uitsluitend gedurende een deel van de periode maart - november in bedrijf.

14.2.4 Produktie van cement

Cement wordt vervaardigd door kalksteen procesmatig te verbinden met diverse toeslagstoffen. Het gedolven kalksteen (mergel) wordt hierbij eerst gedroogd met rookgassen afkomstig van de klinkeroven (zie onder). Aan het gedroogde kalksteen worden vervolgens toegevoegd: pyrietas, vliegas van kolengestookte centrales, zavel en filteras uit het aanwezige elektrofilter (zie onder). Het verkregen mengsel wordt vermalen tot meel. Dit meel wordt in een klinkeroven (een lange trommeloven) verhit tot een maximum temperatuur van 1450 °C. Vervolgens wordt het verkregen materiaal gekoeld met omgevingslucht. Als brandstoffen worden petroleumcokes, bruinkool, hoogzwavelige olie en glycolbodems (distillatie residuen) toegepast.

De rookgassen van de klinkeroven passeren achtereenvolgens de mergeldroger en een elektrofilter alvorens te worden geëmitteerd.

14.2.5 Produktie van steenwol

Bij de produktie van steenwol worden vulkanisch gesteente (basalt, diabaas) en briketten die bestaan uit cement en retourafval uit de produktiebedrijven gesmolten in een koepeloven. Het smeltproces vindt plaats bij een temperatuur van ca. 1500 °C. De gesmolten steen wordt aan de onderkant van de koepeloven continu afgetapt en vervolgens gesponnen tot steenwolvezels. De smelttemperatuur wordt bereikt door het verbranden van cokes in de koepeloven. De benodigde verbrandingslucht wordt in tegenstroom met de grondstoffen en de cokes in contact gebracht. De verbrandingsgassen worden vervolgens bij een temperatuur van ca. 170 °C via de top van de koepeloven naar een naverbrander geleid. Vanuit de naverbrander worden de rookgassen via een tweetal warmtewisselaars en een doekfilter in de atmosfeer geëmitteerd.

14.2.6 *Productie van glas*

Bij de productie van glas wordt een mengsel van zand (SiO_2 70 - 74%) en afhankelijk van het soort glas, kalk (CaCO_3 , 5 - 12%), soda (Na_2CO_3 12 - 16%), dolomiet ($\text{MgCO}_3 \cdot \text{CaCO}_3$), klei of veldspaat (Al_2O_3 -dragers), onder toevoeging van andere oxyden, bij hoge temperatuur (1400 - 1550 °C) gesmolten tot een visceuse vloeiende massa. Naast deze grondstoffen wordt gerecycled glas als grondstof toegepast. Chloride komt in het productieproces voor als gevolg van NaCl verontreiniging in soda.

14.3 **Geïntervieweerde processen**

Er zijn 23 installaties geïntervieweerd waar hoge temperatuur processen plaatsvinden.

Thermische grondreiniging vindt plaats in een vijftal installaties. In Nederland werd in 1991 ca. 350.000 ton grond op deze wijze gereinigd (RIVM; 1993). De productie van isolerende steen vindt in Nederland plaats in drie installaties. Het drogen van vlieggas wordt uitgevoerd in twee installaties, terwijl cement en steenwol ieder bij in één installatie wordt geproduceerd.

Er zijn in Nederland 9 bedrijven waar glas, glasvezel of glaswol wordt geproduceerd. De glasproductie in Nederland bedraagt ca. 980.000 ton per jaar (Loos; 1992).

Op basis van het gebruik van chloorhoudende componenten en het toepassen van een "hoge" temperatuur is één bedrijf waar siliciumcarbide wordt geproduceerd en één rubberfabriek (persen bij 400 °C) eveneens meegenomen bij de inventarisatie.

14.4 **Meetresultaten MOB**

In het kader van MOB werden emissie-metingen uitgevoerd aan de volgende processen:

- productie van isolerende steen (twee installaties);
- drogen van vlieggas (twee installaties);
- productie van cement;
- productie van steenwol.

De resultaten van de uitgevoerde metingen alsmede enkele procesgegevens zijn vermeld in tabel 14.1. Zoals reeds vermeld onder 14.1 is de informatie summier gehouden in verband met de herkenbaarheid van de installaties.

Tabel 14.1 Resultaten metingen aan hoge temperatuur processen gemeten in MOB-kader

Installatie nr.	Bedrijfs uren per jaar	Rookgasdebit [m ³ /h] ¹⁾	Rookgastemp. [°C]	O ₂ [vol% droog]	CO ₂ [vol% droog]	HO ₂ [g/m ³] ¹⁾	PCDD/F [ng I-TEQ/m ³] ²⁾	Cl ⁻ [mg/m ³] ²⁾	CO [mg/m ³] ²⁾	C ₁ H ₄ [mg/m ³] ²⁾	Jaaremissie PCDD/F [g I-TEQ/jaar]
14A	7000	179.700	138	8,3	20,7	172	0,44	1,5	238	11	0,95
14B	8760	65.700	231	18,0	2,7	38	2,5	0,9	13.200	941	0,4
14C	8760	19.700	174	18,7	0,1	22	0,77	< 2,3	26	< 22	0,03
14D	1500	29.500	112	18,6	1,8	102	19,5	3,8	5000	584	0,25
14E	7500	27.100	221	13,0	8,1	43	0,045	51	158	< 5	0,04 ⁴⁾
14F	500	89.900	77	19,5	1,1	103	0,4	19 ³⁾	30	7	0,003

¹⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities.

²⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities, omgerekend naar 11 % O₂;

de nauwkeurigheid van het gehalte bij 11 % O₂ is gering bij een hoog gemeten O₂-gehalte

³⁾ gemiddelde van de afzonderlijke waarden: 2, 3 en 51 mg/m³.

⁴⁾ betreft dioxine emissie gehele bedrijf (overige resultaten betreffen één produktielijn).

14.5 Meetresultaten buiten MOB-kader

Buiten MOB-kader zijn metingen uitgevoerd aan een thermische grondreinigingsinstallatie. De metingen werden uitgevoerd tijdens de verwerking van vier partijen grond gedurende een vijftal dagen. In tabel 14.2 zijn enkele gegevens en de meetresultaten vermeld. In de tabel worden de minimum en maximum daggemiddelde waarden vermeld.

Tabel 14.2 Gegevens en meetresultaten van een thermische grondreinigingsinstallatie, gemeten buiten MOB-kader

Parameter		Installatie 14G
brandstof		trommeloven: dieselolie naverbrander: gas
rookgasreiniging		naverbrander en gaswasser
doorzet	[ton / jaar]	75000
bedrijfsuren per jaar		7500
rookgasdebiet	[m ³ /h] ¹⁾	9000
O ₂	[vol % droog]	4,4 - 6,6
H ₂ O	[g/m ³] ¹⁾	720 - 920
PCDD/F	[ng I-TEQ/m ³] ²⁾	0,020 - 0,082
Cl ⁻	[mg/m ³] ²⁾	2,7 - 12
CO	[mg/m ³] ²⁾	12 - 83
C _x H _y	[mg/m ³] ²⁾	< 3
jaaremissie PCDD/F	[g I-TEQ/jaar]	0,005

¹⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities

²⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities, omgerekend naar 11 % O₂

14.6 Evaluatie

Uit de resultaten van de metingen aan een installatie voor de *thermische reiniging van grond* (tabel 14.2) is voor dit type proces een emissiefactor berekend van 0,07 µg I-TEQ/ton behandelde grond. In Nederland werd in 1991 totaal 350.000 ton grond thermisch gereinigd (in vijf installaties), zodat de dioxine-emissie op basis van deze emissiefactor rond 0,03 g I-TEQ/jaar bedraagt.

De emissies van de in het kader van MOB gemeten installaties zijn in verband met de vertrouwelijkheid niet per processoort gegeven. Volstaan wordt met de vermelding van de totale dioxine-emissie van deze installaties op basis van de meetresultaten vermeld in tabel 14.1. Deze emissie bedraagt rond 1,7 g I-TEQ/jaar.

Van de overige in de inventarisatie (zie hoofdstuk 14.3) vermelde installaties, waarbij geen dioxine-metingen (binnen of buiten MOB-kader) zijn verricht of waarvan geen literatuurgegevens bekend zijn, wordt de jaarlijkse dioxine-emissie globaal geschat. Deze schatting is gebaseerd op de processen waar wel metingen zijn uitgevoerd alsmede op het type en de omvang van het proces, de procescondities en het soort rookgasreiniging voorzover aanwezig.

Omdat bijvoorbeeld de produktie-omstandigheden bij de produktie van glas en van steenwol min of meer vergelijkbaar zijn, (beide zijn smeltprocessen met vergelijkbare temperatuur) is ter indicatie van de emissie bij de glasproduktie dezelfde emissiefactor genomen als voor de produktie van steenwol. Dit levert voor deze overige processen een emissie op van rond 1 g I-TEQ/jaar.

De totale dioxine-emissie van de hoge temperatuur processen wordt derhalve geschat op 2,73 g I-TEQ/jaar.

Van E-filteras en doekfilteras zijn geen gegevens beschikbaar over hoeveelheden en dioxine concentraties. Enkele thermische grondreinigingsinstallaties zijn voorzien van een natte wasser. Voor zover bekend wordt het waswater intern gecirculeerd, danwel na een zuiveringsstap geloosd. Gezien de dioxine-emissies van thermische grondreinigers naar de lucht, wordt aangenomen dat de emissie naar water in elk geval kleiner is dan 0,1 g I-TEQ/jaar.

14.7 Samenvatting

De emissies van de diverse in dit hoofdstuk genoemde processen zijn samengevat weergegeven in tabel 14.3.

Tabel 14.3 Dioxine-emissies bij hoge temperatuur processen

Proces	Emissiefactor [µg I-TEQ/ton]	PCDD/F-emissie [g I-TEQ/jaar]
Thermische grondreiniging: 350.000 ton per jaar	0,07	0,03
Overige processen:		
volgens metingen:	n.v.t	1,7
volgens schatting:	n.v.t	1
Totaal		2,7

Over de hoeveelheid dioxine die met reststoffen wordt afgevoerd zijn geen gegevens bekend. De emissie naar water is gering (<0,1 g I-TEQ/jaar).

15 VERKEER

15.1 Algemeen

De dioxine-emissie, veroorzaakt door wegverkeer en door mobiele werktuigen¹⁾ is geschat op grond van brandstofverbruik, afgelegde kilometers en literatuurgegevens over dioxine emissies. De door de scheepvaart veroorzaakte dioxine-emissie wordt meegenomen in hoofdstuk 9 (Verbranding van olie). De dioxine-emissie als gevolg van de slijtage van asfaltwegen (AVI-vliegass kan als vulstof zijn gebruikt) is opgenomen in hoofdstuk 3 (Verbranding van huishoudelijk afval).

15.2 Geïntervieweerde processen

In tabel 15.1 is het verbruik van benzine en dieselolie door het wegverkeer en door mobiele werktuigen weergegeven.

Tabel 15.1 Verbruik van brandstof door wegverkeer en mobiele werktuigen in Nederland (1991)

Brandstof	Voertuig	Hoeveelheid (10 ⁶ liter)	Bron
Benzine loodhoudend		1817	CBS (1992a)
Benzine loodvrij	zonder katalysator	1076 ¹⁾	CBS (1992a)
	met katalysator	1627 ¹⁾	
	totaal (benzine loodvrij)	2703	
Dieselolie	wegverkeer	4070	CBS (1992b)
	mobiele werktuigen	1050	Van Walwijk en Achten (1991)
	totaal (dieselolie)	5120	

¹⁾ Schatting uitgaande van het aantal auto's in Nederland met en zonder katalysator.

De totale afstand die door wegverkeer in Nederland in 1991 is afgelegd bedroeg 98,2*10⁹ km, hiervan werd 20,6*10⁹ km afgelegd door auto's die rijden op loodhoudende benzine (CBS, 1992b).

15.3 Literatuurgegevens

In Nederland zijn dioxine-emissies veroorzaakt door wegverkeer en mobiele werktuigen niet gemeten. In het werkdocument "Bronnen van dioxines in Nederland" (Bremmer, 1991) werd, op basis van de toen bekende literatuurgegevens, de dioxine-emissie bij gebruik van loodhoudende benzine en bij dieselolie geschat op 100 pg I-TEQ/km, bij loodvrije benzine op 1 pg I-TEQ/km. De totale emissie door wegverkeer in 1989 werd geschat op 7 g I-TEQ.

¹⁾ Onder "mobiele werktuigen" wordt verstaan werktuigen zoals tractoren, graafmachines, heft trucks e.d.

In voormalig West-Duitsland is uitgebreid onderzoek uitgevoerd naar de emissie van dioxinen door verbrandingsmotoren (Hagenmaier et al., 1990). Hoeveelheden halogenen in de brandstof en dioxine-emissie bij verschillende soorten brandstof zijn in tabel 15.2 weergegeven. (Let op de eenheden in tabel 15.2, deze zijn uitgedrukt in pg/l, hierboven in pg/km). De dioxine-emissie door verkeer werd voor voormalig West-Duitsland geschat op 50 g I-TEQ/jaar.

*Tabel 15.2 Dioxine-emissie door verkeer per soort brandstof
(Hagenmaier et al., 1990)*

Brandstof	Halogeen gehalte brandstof [mg/kg]		Dioxine-emissie [pg I-TEQ/l]
	Cl ⁻	Br ⁻	
Benzine loodhoudend	48	94	1080
Benzine loodvrij			
- zonder katalysator	< 1	< 1	51
- met katalysator	< 1	< 1	7
Diesel			24

In België zijn dioxine-metingen uitgevoerd in een tunnel (Wevers et al., 1992). Uit deze experimenten werd een emissiefactor voor alle wegverkeer gezamenlijk van 65 pg I-TEQ/km berekend. De dioxine-emissie door wegverkeer in België werd geschat op 4 g I-TEQ per jaar. Deze emissie is dus exclusief de emissie door mobiele werktuigen.

15.4 Evaluatie

De dioxine-emissie tengevolge van het wegverkeer in Nederland kan worden geschat uit de combinatie van de voor Nederland in tabel 15.1 gegeven hoeveelheden brandstof met de dioxine-emissies per brandstofsoort zoals door Hagenmaier (Hagenmaier et al., 1990) werd gevonden (tabel 15.2).

De emissies bedragen dan:

- 2 g I-TEQ voor auto's die rijden op loodhoudende benzine;
- 0,06 g I-TEQ voor auto's rijdend op loodvrije benzine;
- 0,1 g I-TEQ voor auto's en mobiele werktuigen met diesel als brandstof.

De totale dioxine-emissie in Nederland in 1991 bedraagt volgens deze berekeningswijze ruim 2 g I-TEQ.

Als de door Wevers (Wevers et al., 1992) gevonden emissiefactor voor alle verkeer van 65 pg I-TEQ/km voor de Nederlandse situatie zou gelden, dan zou bij een totaal afgelegde afstand voor het wegverkeer in Nederland van $98,2 \cdot 10^9$ km (zie hiervoor), de jaaremissie ruim 6 g I-TEQ bedragen. Deze emissie is exclusief de emissie door de mobiele werktuigen. Inclusief deze emissie bedraagt de totale emissie veroorzaakt door wegverkeer en mobiele werktuigen (op basis gegevens van Wevers) in 1991 ca. 7 g I-TEQ.

De twee benaderingswijzen (op basis gegevens van Hagenmaier en Wevers) leveren dioxine-emissies op die een factor 3,5 verschillen. Verschil in emissiefactoren tussen dioxine metingen aan individuele auto's (Marklund et al., 1990) in vergelijking met tunnel experimenten (Larssen et al., 1990) was ook al eerder gevonden.

Gezien de schattingen in het werkdokument (Bremmer, 1991) en op basis van de gegevens van Hagenmaier en Wevers wordt aangenomen dat in 1991 de dioxine-emissie door het wegverkeer en mobiele werktuigen maximaal 7 g I-TEQ bedroeg.

Om de hier gegeven schatting nauwkeuriger te kunnen maken zou nader onderzoek nodig zijn. Het is echter zeer de vraag of een nauwkeuriger schatting kan bijdragen aan de argumentatie waarop de nu al bestaande pogingen om de groei van het autoverkeer in te perken zijn gebaseerd. Mede gezien de hoge kosten van dergelijk onderzoek en gezien het feit dat daarvan weinig resultaat verwacht wordt is het niet aan te bevelen de dioxine-emissie van het verkeer nader te onderzoeken.

15.5 Samenvatting

Samengevat zijn de gegevens betreffende de dioxine-emissie door het wegverkeer en de mobiele werktuigen vermeld in tabel 15.3.

Tabel 15.3 Gegevens dioxine-emissies wegverkeer en mobiele werktuigen

Parameter		Verkeer
Afgelegde afstand door wegverkeer (1991)	[km]	98,2*10 ⁹
PCDD/F emissie wegverkeer (1991)	[g I-TEQ/jaar]	max. 6 ¹⁾
PCDD/F emissie wegverkeer en mobiele werktuigen (1991)	[g I-TEQ/jaar]	max. 7

¹⁾ Gezien de discrepantie tussen de twee benaderingswijzen (van Hagenmaier en Wevers) wordt geen emissiefactor per soort brandstof of per km vermeld.

15.6 Toekomstige situatie

Wat betreft de toekomstige situatie wordt het volgende opgemerkt. Geschat wordt dat in 2000 door het wegverkeer ca. 80 x 10⁹ km wordt afgelegd met loodvrije benzine, ca. 2 x 10⁹ km met loodhoudende benzine en ca. 19 x 10⁹ km met diesel als brandstof (RIVM, 1991). Door de afname van het gebruik van loodhoudende benzine zal de dioxine-emissie door het wegverkeer in 2000 lager zijn dan in 1991. Omdat geen emissiefactoren per soort brandstof beschikbaar zijn, kan deze daling niet worden berekend, maar slechts worden geschat. De dioxine emissie veroorzaakt door wegverkeer en mobiele bronnen zal in 2000 waarschijnlijk tussen 0,2 en 5 g I-TEQ per jaar liggen.

16. SINTERPROCESSEN

16.1 Algemeen

Bij sinterprocessen wordt een mengsel van diverse stoffen bij hoge temperatuur samengesinterd. Het doel van een sinterproces kan zijn het verkrijgen van een afzetbaar produkt (bijvoorbeeld kunstgrind) of het produceren van een materiaal van zodanige stukgrootte en sterkte dat het als grondstof bij bepaalde productieprocessen kan worden ingezet. Het uitgangsmateriaal kan bestaan uit ertsen, toeslagstoffen en/of afvalstoffen, meestal gemengd met een vaste brandstof.

Sinterprocessen worden bij verschillende industrieën toegepast. Ook de sinterprocessen in de metaalindustrie, te weten het sinteren van ijzererts, cokes en toeslagstoffen en het pelletiseren van ijzererts, bentoniet en cokes ten behoeve van de staalproductie worden in dit hoofdstuk behandeld (en niet in hoofdstuk 17: Metaalindustrie).

16.2 Procesbeschrijving

Vóór het sinteren worden de verschillende stoffen eerst gemengd en eventueel gegraneerd. Het mengsel wordt vervolgens sterk verhit in een sintermachine. Deze bestaat uit een groot aantal als eindeloze band geschakelde wagens die voorzien zijn van hittevaste roosters. Branders boven deze roosterband verhitten het materiaal tot de vereiste temperatuur (1100 - 1200 °C). De brandstof in het mengsel wordt daardoor ontstoken. Lucht wordt door het mengsel gezogen waardoor het vlamfront zich door het sinterbed verplaatst. Het sinterproces is beëindigd als het vlamfront de gehele mengsellaag heeft doorlopen en alle brandstof is verbrand.

Reiniging van de bij het proces ontstane rookgassen gebeurt op verschillende wijzen. Soms wordt volstaan met ontstopping (cycloon of doekenfilter), soms worden de rookgassen door een natte wasser gereinigd. Een en ander is afhankelijk van de omstandigheden en de aard van de emissies (en dus van de te sinteren stoffen).

16.3 Geïntegreerde processen

Voor zover bekend, worden in Nederland een viertal grootschalige sinterprocessen uitgevoerd.

- De productie van kunstgrind uit vliegashoudend materiaal van E-centrales en poederkool. Hierbij een mengsel van vliegashoudend materiaal en poederkool, met water als bindmiddel, gegraneerd. De granules worden in een met afgewerkte olie gestookte sintermachine gesinterd bij een temperatuur van maximaal 1100 °C. De rookgassen worden door een doekfilter gereinigd.
- Het sinteren van ijzererts, cokes en toeslagstoffen, waaronder afvalstoffen in een sintermachine. Het mengsel wordt ontstoken met cokesovengas. De sintertemperatuur is 1000 - 1200 °C. De rookgassen worden gereinigd met cyclonen.
- Het sinteren van ijzererts met bentoniet en cokes. Het ijzererts wordt gemalen en gemengd met de overige stoffen. Het mengsel wordt met behulp van water tot granules verwerkt. Deze granules worden in een sintermachine, bijna altijd met cokesovengas, verhit tot ca. 1100 °C. De rookgassen worden gereinigd in natte wassers.

- Ten behoeve van de fosfaatproductie wordt fosfaaterts, klei en retourmateriaal gegraneerd en in een sintermachine gesinterd bij 1000 tot 1200 °C. De toegepaste brandstof is fosforovengas. De rookgassen worden twee maal gewassen met water (om fluoride, stof en zwaveldioxide te verwijderen), waarna de rookgassen worden geëmitteerd.

16.4 Meetresultaten MOB

In MOB-kader werden emissie-metingen uitgevoerd aan één sinterfabriek. De meetresultaten zijn weergegeven in tabel 16.1.

Tabel 16.1 Gegevens en meetresultaten van een sinterproces, gemeten in MOB-kader

Parameter		Installatie 16A
grondstof		erts, klei, retourstoffen
branderbrandstof		stookgas uit bedrijf
rookgasreiniging		natte wassers
bedrijfsuren per jaar		8000 ⁴⁾
rookgasdebiet	[m ³ /h] ¹⁾	175.300
rookgastemperatuur	[°C]	26
O ₂	[vol % droog]	19,9
CO ₂	[vol % droog]	2,1
H ₂ O	[g/m ³] ¹⁾	55
PCDD/F	[ng I-TEQ/m ³] ²⁾	1,8
Cl ⁻	[mg/m ³] ²⁾	1,4
CO	[mg/m ³] ²⁾	3300
C _x H _y	[mg/m ³] ²⁾	< 38
jaaremissie PCDD/F	[g I-TEQ/jaar]	0,97 ³⁾

¹⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities

²⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities, omgerekend naar 11% O₂

³⁾ voor drie ovens totaal

⁴⁾ voor ovens 1 en 2; oven 3 is 2500 h/jaar in bedrijf.

16.5 Meetresultaten buiten MOB-kader

Buiten MOB-kader werden aan twee processen (16B en 16C) metingen uitgevoerd. Proces 16B wordt uitgevoerd in drie gelijksoortige installaties. Bij twee van deze installaties werden metingen uitgevoerd. De resultaten hiervan, alsmede de resultaten van metingen aan processoort 16C zijn samengevat in tabel 16.2.

Tabel 16.2 Resultaten metingen aan sinterprocessen buiten MOB-kader ³⁾

Parameter	Installatie		
	16B ₁	16B ₂	16C
grondstof	ijzererts, cokes, toeslagstoffen		vliegas, kool
branderbrandstof	stookgas van bedrijf		afgew. olie
rookgasreiniging	cycloon		doekenfilter
bedrijfsuren per jaar	8000		8000
rookgasdebiet	[m ³ /h] ¹⁾	232.000	203.000
O ₂	[vol % droog]	16,3	15,0
PCDD/F	[ng I-TEQ/m ³] ²⁾	6,8	4,5
jaaremissie PCDD/F	[g I-TEQ/jaar]	24 ⁴⁾	0,06

¹⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities

²⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities, omgerekend naar 11% O₂

³⁾ vertrouwelijke informatie

⁴⁾ betreft het gehele bedrijf (drie installaties)

16.6 Evaluatie

Bij drie van de vier grootschalige sinterprocessen in Nederland zijn dioxine-metingen uitgevoerd. Volgens de gegevens in de tabel 16.2 bedraagt de dioxine-emissie bij de installatie 16B gemiddeld ca. 24 g I-TEQ/jaar. Bij de installaties 16A en 16C bedragen deze emissies respectievelijk ca. 1, en 0,06 g I-TEQ/jaar.

Uit vergelijking van de grondstoffenpakketten, reactieomstandigheden en type rookgasreiniging van het proces waaraan geen metingen zijn verricht met die van de gemeten processen is de dioxine-emissie van het betreffende proces geschat. Deze schatting komt uit op een dioxine-emissie voor deze installatie van totaal ca. 1 g I-TEQ/jaar. De totale emissie naar de lucht door sinterinstallaties komt dan uit op ca. 26 g I-TEQ/jaar.

Analyse resultaten van dioxine-emissies naar water zijn nog niet bekend. Op basis van procesgegevens en de gemeten dioxine-emissies naar de lucht wordt geschat dat ten gevolge van sinterprocessen ca. 1,5 g I-TEQ naar water wordt geëmitteerd. Het betreft een tweetal processen, waarbij afvalwater ongezuiverd rechtstreeks op het zeewater wordt geloosd. Bij één van beide processen is inmiddels een meting uitgevoerd, waarvan de resultaten echter nog niet beschikbaar zijn. Gezien de grootte van de geschatte emissie wordt aanbevolen ook bij het andere proces een dioxine meting uit te voeren.

De restprodukten van de rookgasreiniging (slib van een wasser, cycloonas en doekfilteras) worden weer als grondstof bij de betreffende sinterprocessen gebruikt.

16.7 Samenvatting

De dioxine-emissies van de grootschalige sinterprocessen zijn samengevat in tabel 16.3

Tabel 16.3 Gegevens dioxine-emissies sinterprocessen

Processoort	Aantal	Emissies naar lucht [g I-TEQ/jaar]	Emissie naar water [g I-TEQ/jaar]
Sinterprocessen	4	26 ¹⁾	1,5

¹⁾ de bijdrage van één proces hieraan bedraagt 24 g I-TEQ/jaar

Alle reststoffen worden hergebruikt in het proces, afvoer van dioxinen via reststoffen vindt dus niet plaats.

16.8 Toekomstige situatie

Als het proces met een emissie van 24 g I-TEQ/jaar voldoet aan hetgeen in de NER met betrekking tot deze installatie is vermeld, zal de emissie verminderen tot ca. 1 g I-TEQ/jaar. Dit betekent dat de dioxine emissie naar lucht tengevolge van sinterprocessen dan in totaal ca. 3 g I-TEQ/jaar zal bedragen.

17. METAALINDUSTRIE

17.1 Algemeen

In dit hoofdstuk worden de dioxine-emissies van de volgende sectoren van de metaalelektro-industrie besproken:

- de basismetaalindustrie;
- de secundaire ijzer- en staalindustrie;
- de secundaire non-ferro industrie.

Van de basismetaalindustrie wordt alleen de produktie van ruwijzer en staal besproken. De in deze industrietak toegepaste sinterprocessen worden besproken in hoofdstuk 16. Bij de twee in Nederland aanwezige bedrijven voor de produktie van primair aluminium, en het bedrijf voor de produktie van primair zink worden geen dioxine-emissies verwacht gezien het geringe chloride gehalte van de grondstoffen.

17.2 Procesbeschrijving

17.2.1 Basismetaalindustrie

Cokesproduktie

Cokes wordt geproduceerd door kolen bij hoge temperatuur te ontgassen in zogenaamde cokesovens. Cokesovens zijn opgebouwd uit een groot aantal tegen elkaar gebouwde "kamers" (afmetingen bijvoorbeeld 4 m hoog, 13 m diep en 0,5 m breed). De ovens worden indirect verhit tot ca. 1000 °C met gas dat bij de cokesproduktie vrijkomt.

Emissies bij de produktie van cokes treden met name op bij het vullen en het legen van de kamers en bij het blussen van de cokes. Het vullen van de kamers gebeurt met een vulwagen. Deze wagen is voorzien van een installatie die de vrijkomende dampen afzuigt. Deze dampen worden vervolgens geleid naar een naverbrander en een stofvanger (venturiwasser of doekfilter). De zogenaamde uitstootmachine zuigt eveneens de daarbij vrijkomende gassen af en leidt deze via een stofvanger (natte wasser of doekfilter) naar de atmosfeer. De cokes wordt in de bluswagen onder de blustoren gereden en met een grote hoeveelheid water afgekoeld van 1000 °C naar omgevingstemperatuur. De hierbij vrijkomende gassen en dampen worden ongereinigd geëmitteerd.

Hoogovens

In een hoogoven wordt ruw ijzer geproduceerd uit ijzererts. Daarbij ontstaat tevens hoogovengas. De oven wordt gevuld met een mengsel van pellets, sinter, cokes en toeslagstoffen (pellets en sinters, zie hoofdstuk 16). Het vullen geschiedt via een sluis om de oven van de atmosfeer te isoleren. Onder in de oven wordt hete lucht toegevoerd (afkomstig van "windverhitters", deze worden gestookt met hoogovengas, verrijkt met cokesovengas; zie hierna). De cokes verbrandt, waarbij CO₂ ontstaat, dat door de overmaat cokes gereduceerd wordt tot CO. De koolmonoxyde zorgt voor de reductie van de ijzeroxyden in het ijzererts, waarbij ruw ijzer en slak ontstaan (gesmolten door de hoge temperatuur). Ruw ijzer en slak worden afgetapt. De bij het aftappen afgezogen gassen worden gereinigd in een doekfilter. Het gevangen stof wordt hergebruikt in de sinterfabriek. De hete slak wordt met water geblust, een deel wordt aan de lucht gekoeld.

Het hoogovengas wordt gereinigd om het voor energetische doeleinden geschikt te maken. Deze gasreiniging bestaat uit een droge voorreiniging (op basis van zwaartekracht) en een natte reiniging waarbij het gas tevens wordt gekoeld. Het bij de droge reiniging gevangen stof wordt weer ingezet

bij het sinterproces evenals de grove fractie van het slib verkregen bij de natte reiniging. De fijne fractie van dit slib (bevat relatief veel zink en lood) wordt opgeslagen. Het aldus gereinigde hoogovengas wordt verrijkt met cokesovengas. Dit gasmengsel wordt gedeeltelijk voor de voorverwarming van de verbrandingslucht van de hoogoven gebruikt (windverhitters) en voor het overige deel ingezet voor elektriciteitsopwekking in de E-centrale van de UNA (Utrecht, Noord-Holland, Amsterdam).

Oxystaalproces

Het oxystaalproces vindt plaats in een converter. Tijdens dit proces wordt het koolstofgehalte van het ruw ijzer verlaagd en worden verontreinigingen (silicium, mangaan, fosfor en zwavel) verwijderd. Genoemde stoffen worden geoxideerd door het blazen van zuurstof op het bad met vloeibaar ijzer. De oxydatieprodukten worden opgenomen in de slak of in de vorm van gasen of stofdeeltjes na reiniging via een schoorsteen geëmitteerd. Grote deeltjes worden hierbij in een (natte) voorafscheider verwijderd, waarna verdere reiniging met een venturiwasser plaatsvindt.

Naast deze zogenaamde primaire stofvorming vindt ook stofvorming (secundair stof) plaats gedurende het toevoegen en aftappen van respectievelijk ruw ijzer en staal. De converter is hierbij aangesloten op een tweede afzuigsysteem met een doekfilter. Het gevangen stof (primaire en secundaire) alsmede het slib ("oxykalkslik") van de natte stofvangers wordt weer ingezet in de sinterfabriek.

17.2.2 *Secundaire ijzer- en staal industrie*

Bij deze industrietak wordt hoofdzakelijk schroot als inzetmateriaal gebruikt. Dit wordt gesmolten in speciale ovens. De drie belangrijkste typen smeltovens zijn: de koepeloven, de elektro-oven en de trommeloven.

Koepeloven

De koepeloven is een continu werkend smelt aggregaat. In de schacht wordt via een opening in de zijwand beurtelings cokes en inzetmateriaal gestapeld. Tijdens het vullen wordt de cokes aangestoken, waardoor het ijzer gaat smelten en omlaag loopt. Naast de emissies aan stof (afkomstig van cokes, inzetmateriaal en de vuurvaste bekleding) zijn er ook gasvormige emissies. Deze bestaan voornamelijk uit CO en SO₂ en voor een klein gedeelte uit pyrolyseprodukten afkomstig van het inzet materiaal. De hete gasen uit koepelovens worden soms eerst naverbrand en vervolgens meestal droog gereinigd in een speciaal hiervoor ontworpen doekfilter. De hete gasen moeten hiertoe eerst worden gekoeld met behulp van warmtewisselaars.

Elektro-oven

De elektro-oven is een discontinu werkend smelt aggregaat. In de kleinere ovens vindt men meestal een indirecte vlamboog, in de grotere een directe vlamboog. Bij het laden van de oven komen de meeste stoffen vrij. De aard en hoeveelheid is afhankelijk van de hoeveelheid en samenstelling van de inzet. Bij het gebruik van schoon plaatstaal zal alleen wat stof vrijkomen en enkele gasvormige verbindingen, meestal CO, afkomstig van toeslagstof (antraciet of petroleumcokes). Bij verontreinigd schroot zal de emissie groter zijn. Naast ovens met een vlamboog worden ook zogenaamde inductie ovens toegepast. In Nederland worden hiervan voornamelijk twee typen gebruikt te weten de kanaaloven en de inductiekroesoven. De reiniging van de gasen vindt veelal plaats met behulp van een doekfilter (Eijssen et al., 1992).

Trommeloven

De trommeloven is eveneens een discontinu werkend smelt aggregaat. De trommel en de hierin aanwezige lading worden verhit door een oliebrander (laagzwavelige olie). Als rookgasreiniging wordt een doekfilter toegepast.

17.2.3 *Secundaire non-ferro industrie*

Bij de secundaire non-ferro industrie worden voornamelijk de volgende typen ovens gebruikt: de trommeloven, de kroesoven, de haardoven en de meerkameroven.

Trommeloven

De trommeloven is een, meestal discontinu werkende, installatie die bestaat uit een horizontale cilinder die langzaam om z'n as draait. Vaak wordt hierin vervuild aluminium gesmolten, onder een deklaag van gesmolten zout. De brandstof kan zowel aardgas zijn als olie.

Kroesoven

De kroesoven bestaat uit een kroes van vuurvast materiaal, waarin het metaal gesmolten wordt door rechtstreekse verwarming met een vlam, of door een inductiespiraal. Om de oven te kunnen aftappen wordt deze met handkracht of door een hydraulische installatie gekanteld. Dit type oven wordt in de recycling industrie ingezet voor het omsmelten van dunwandige, schone, schrootsoorten.

Haardoven

De haardoven is in wezen een kamervormige ruimte, waarin het schroot geladen wordt. Boven het schroot wordt een vlam gestookt, waarmee het schroot door rechtstreeks contact en straling verhit wordt. De brandstof kan zowel olie als aardgas zijn. Dit type oven komt het meest voor in de industrie, en wordt ingezet voor het smelten van een grote variëteit aan relatief schone schrootsoorten.

Meerkameroven

Dit type oven bestaat uit twee kamers. In een van de kamers wordt het schroot geladen. In de andere kamer wordt door middel van een vlam, analoog aan de haardoven, het metaal verwarmd. Door een systeem met natuurlijke of gedwongen convectorie wordt het warme metaal naar de ruimte gebracht met het schroot. Door het vloeibare metaal hier doorheen te circuleren wordt het schroot gesmolten. Dit type ovens wordt meestal ingezet voor het smelten van matig vervuilde schrootsoorten.

Bij genoemde ovens wordt veelal rookgasreiniging d.m.v. een doekfilter met kalkinjectie toegepast. Naast kalk wordt soms ook actief kool geïnjecteerd.

17.3 Geïntervieweerde processen

17.3.1 *Basismetallindustrie*

Bij de basismetallindustrie zijn twee bedrijven met drie cokesfabrieken. Het kolenverbruik in deze fabrieken bedraagt totaal 4,09 miljoen ton per jaar. Daarnaast wordt in de Nederlandse hoogovens totaal 0,72 miljoen ton kolen per jaar ingezet als energiedrager (zie hoofdstuk 10).

17.3.2 *Secundaire ijzer-en staalindustrie*

In Nederland zijn (in 1989) 39 ijzer- en staalgieterijen geïntervieweerd. In totaal wordt in deze bedrijven ca. 360 kton grondstof ingezet (voor het overgrote deel schroot, verder gietelingen). In één bedrijf wordt 230 kton schroot verwerkt in elektro-ovens, waarbij een doekfilter als rookgas-reiniging wordt toegepast. Bij de resterende 38 bedrijven wordt ruwweg de helft van de overige hoeveelheid grondstof (ca. 65 kton) gesmolten in koepelovens (6 stuks) en de ander helft in elektro-ovens (aantal niet bekend). Een onbekende maar relatief geringe hoeveelheid materiaal wordt verwerkt in één trommeloven (een tweede is in aanbouw). Bij de trommeloven en het merendeel van de elektro- en koepel-ovens vindt rookgasreiniging plaats met behulp van een doekfilter.

In "Dioxinen in de metaalindustrie" (Rodenburg et al., 1991) werden meer dan 30 ijzergieterijen en smelterijen geconsulteerd. Het bleek dat slechts enkele daadwerkelijk verspaningsschroot, met aanhangende metaalbewerkingsvloeistoffen, verwerkten. Dit is in overeenstemming met het feit dat het merendeel van het verspaningsafval wordt geëxporteerd (Scheepens; 1988). Het is niet bekend hoeveel bedrijven uitsluitend schoon (fabrieksnieuw) schroot en/of gietelingen toepassen.

17.3.3 *Secundaire non-ferro industrie*

Er zijn twaalf bedrijven geïnventariseerd die hoofdzakelijk als smeltbedrijf functioneren. Twee aluminium smelters verwerken het verkregen aluminium zelf tot een eindprodukt. Nadere productie gegevens zijn opgenomen in tabel 17.1. Bij acht van de bedrijven wordt een doekfilter als rookgasreiniging toegepast waarbij tevens kalk (en bij twee bedrijven ook kool) in de te reinigen gasstroom wordt geïnjecteerd (Spindoc. Sec. non-ferro industrie, in prep.).

Naast bovengenoemde 12 smelterijen zijn er nog ca. 45 gieterijen. Deze gieterijen produceren tezamen:

- aluminium en legeringen : 15.000 ton/jaar
- koper en legeringen : 2.900 ton/jaar
- overig : 650 ton/jaar

Tabel 17.1 *Productie gegevens smelterijen secundaire non-ferro industrie*

Soort metaal	Aantal bedrijven	Verwerkt schroot [ton/jaar]	Gegevens schroot ¹⁾	Type rookgas-reiniging
messing	2	48.000	licht verontreinigd	doekfilter
koper/brons	1	1.000	sterk verontreinigd	kalkinjectie, doekfilter
lood	1	20.000	sterk verontreinigd	kalkinjectie, doekfilter
aluminium	2	46.000	sterk verontreinigd	kalk- en koolinjectie, doekfilter
aluminium	3	8.000	sterk verontreinigd	kalkinjectie, doekfilter of naverbrander
aluminium	1	35.000	licht verontreinigd	kalkinjectie, doekfilter
aluminium	2	27.000	licht verontreinigd	geen rookgasreiniging

¹⁾ Onder "sterk verontreinigd" schroot wordt schroot verstaan dat verontreinigd is met bijvoorbeeld metaalbewerkingsvloeistof, kunststof, verf, olie enz. In "licht verontreinigd" schroot zijn nagenoeg geen verontreinigingen aanwezig (bijvoorbeeld: schone afgedankte producten, fabrieksschroot van non-ferro bedrijven).

17.4 Meetresultaten MOB

17.4.1 Basismetaalindustrie (cokesproductie)

In het kader van MOB werden metingen verricht bij één cokesfabriek en wel op de volgende punten:

- afvalwater van de wasser van de vulwagen;
- afvalwater van de wasser van de uitstootmachine;
- afgassen van de blustoren.

(Het meten van de emissies naar de lucht bij het vullen en het uitstoten bleek technisch moeilijk uitvoerbaar. Aan de hand van de gemeten dioxine-emissies naar water van de wassers is een schatting gemaakt van de emissies naar lucht).

De resultaten van de emissie-metingen aan de blustoren zijn opgenomen in tabel 17.2 In deze tabel zijn tevens de voornaamste productiegegevens vermeld.

De resultaten van de dioxine-analyses aan de twee afvalwaterstromen en de daaruit berekende jaaremissies zijn opgenomen in tabel 17.3.

Tabel 17.2 Gegevens en meetresultaten cokesproductie (blustoren), gemeten in MOB-kader

Parameter		Installatie 17A
rookgasreiniging		geen
aantal charges per jaar		51465
kolenverbruik	[ton/jaar]	875.000
cokesproductie	[ton/jaar]	670.000
rookgasdebiet	[m ³ /h] ¹⁾	157.000
rookgastemperatuur	[°C]	40
O ₂	[vol % droog]	20,9
CO ₂	[vol % droog]	0,1
H ₂ O	[g/m ³] ¹⁾	312
PCDD/F	[ng I-TEQ/m ³] ²⁾	0,15 ³⁾
Cl ⁻	[mg/m ³] ²⁾	22
CO	[mg/m ³] ²⁾	54
C _x H _y	[mg/m ³] ²⁾	12
jaaremissie PCDD/F	[g I-TEQ/jaar]	0,2

¹⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities

²⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities; niet omgerekend naar 11% O₂

³⁾ gemiddeld gedurende 37 charges

Tabel 17.3 Gegevens en meetresultaten afvalwater van vulwagen en uitstootmachine, gemeten in MOB-kader

Parameter		Installatie 17A	
		vulwagen	uitstootmachine
rookgasreiniging		naverbrander venturiwasser	natte wasser
afvalwater per charge	[m ³]	5	5
aantal charges per jaar		51465	
PCDD/F gehalte afvalwater ¹⁾	[ng I-TEQ/m ³]	81	82
jaaremissie PCDD/F via afvalwater	[g I-TEQ/jaar]	0,021 ²⁾	0,021 ²⁾

¹⁾ gemiddelde van 10 charges

²⁾ Op basis van een vangstrendement van 95% van de stofvangers en de aanname dat alle dioxinen aan stof zijn gebonden is berekend dat de jaaremissie naar de lucht via deze bronnen 0,002 g I-TEQ bedraagt.

17.4.2 *Secundaire ijzer- en staalindustrie*

In het kader van MOB werden emissie-metingen verricht bij een bedrijf waar uit schroot hoogwaardig staal wordt geproduceerd. De resultaten zijn vermeld in tabel 17.4.

Tabel 17.4 Gegevens en meetresultaten staalproductie, gemeten in MOB-kader

Parameter		Installatie 17B
type oven (2 stuks) ³⁾		elektro-ovens directe vlamboog
rookgasreiniging		doekfilter ⁴⁾
bedrijfsuren per jaar		6000
rookgasdebiet	[m ³ /h] ¹⁾	323.000
rookgastemperatuur	[°C]	57
O ₂	[vol % droog]	20,4
CO ₂	[vol % droog]	0,4
H ₂ O	[g/m ³] ¹⁾	19,8
PCDD/F ³⁾	[ng I-TEQ/m ³] ²⁾	0,04
Cl ⁻	[mg/m ³] ²⁾	0,4
CO	[mg/m ³] ²⁾	161
C _x H _y	[mg/m ³] ²⁾	2,8
jaaremissie PCDD/F	[g I-TEQ/jaar]	0,08

¹⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities

²⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities; niet omgerekend naar 11% O₂

³⁾ tevens aanwezig een panneoven waarin het staal op de juiste samenstelling wordt gebracht

⁴⁾ de stofafzuiging van de elektro-oven, de panneoven en de ventilatie openingen in het dak zijn aangesloten op dit doekfilter

17.5 Meetresultaten buiten MOB-kader

17.5.1 *Secundaire ijzer- en staalindustrie*

Bij installatie 17B werd in 1989 een onderzoek uitgevoerd naar de stof-emissies (vertrouwelijk rapport). Uit dit onderzoek bleek dat de stof-emissie via de dakkappen 20,7 kg/h bedroeg en via de schoorsteen van het doekfilter 1,4 kg/h. Van het stof verkregen bij de stofmetingen aan de dakkappen werd ruim één jaar later het dioxine-gehalte bepaald op gemiddeld 7,8 ng I-TEQ/g (vertrouwelijk rapport).

Tijdens een in het kader van MOB uitgevoerde meting aan installatie 17B werd een monster stof uit het doekfilter verzameld. Van dit monster werd het dioxine-gehalte bepaald. Het gehalte bedroeg gemiddeld 0,146 ng I-TEQ/g (vertrouwelijk rapport). In de periode oktober 1990 tot oktober 1991 werd 2354 ton stof afgevoerd (gevangen met doekfilter installatie 17B; informatie bedrijf; deze

hoeveelheid komt goed overeen met de hoeveelheid die in het voornoemde stof-emissie-onderzoek in 1989 werd bepaald namelijk ca. $6000 \times 460 \text{ kg/h} = 2760 \text{ ton/jaar}$).

Bij een ijzergieterij konden geen dioxinen worden aangetoond in de ventilatielucht (geen reiniging; dioxine-gehalte $< 0,09 \text{ ng I-TEQ/m}^3$; debiet ventilatielucht niet bekend; Rodenburg et al., 1991). Bij deze gieterij werd schroot gesmolten in inductieovens bij een temperatuur van 1500°C (eigen schroot, schone motor-blokken, remtrommels e.d., echter geen spanen).

17.5.2 *Seculaire non-ferro industrie*

Uit vertrouwelijke rapporten betreffende emissie-metingen bij een aluminium smelter is een tweetal emissie-factoren berekend voor het smelten van "sterk verontreinigd" (zie tabel 17.1) aluminiumschroot. Bij dit bedrijf werden emissie-metingen uitgevoerd voor en na een aanpassing van de rookgasreiniging (naast kalk wordt nu eveneens actief kool voor het doekfilter geïnjecteerd). De gemeten dioxine-gehalten van de rookgassen alsmede de berekende emissiefactoren zijn vermeld in tabel 17.5. Het in de tabel vermelde dioxine-gehalte van de filteras is gevonden bij een tweetal Al-smelters. In deze tabel zijn eveneens emissie gegevens (uit een vertrouwelijk rapport) van het ene bedrijf (zie tabel 17.1) opgenomen waar loodschroot wordt verwerkt. Uit deze gegevens is voor dit bedrijf een jaaremissie berekend van $0,1 \text{ g I-TEQ}$.

Tabel 17.5 Gegevens dioxine-emissies van secundaire non-ferro industrie, buiten MOB kader

Soort schroot	Type rookgasreiniging	Emissie naar lucht		Reststoffen (filteras)	
		PCDD/F gehalte rookgassen [ng I-TEQ/m ³] ¹⁾	Emissiefactor [μg I-TEQ/ton schroot]	PCDD/F gehalte filteras [ng I-TEQ/g]	Emissiefactor [mg I-TEQ/ton schroot]
"sterk verontreinigd" aluminium	doekfilter met kalkinjectie	2,9	35	3 - 4	0,15
	doekfilter met kalk- en actiefkoolinjectie	0,13	1,7	niet bekend	
lood	doekfilter met kalkinjectie	1,3	5	7,7 en 17,8	niet bekend ²⁾

¹⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities

²⁾ geen gegevens betreffende de hoeveelheid filteras

17.6 Evaluatie

17.6.1 *Basismetalaalindustrie*

Cokesproductie

Emissies naar de lucht

Uit de metingen aan installatie 17A (zie tabel 17.2) is berekend dat bij het blussen van de cokes de dioxine-emissie $0,23 \text{ μg I-TEQ/ton}$ kolen bedraagt. De emissie bij het vullen en uitstoten is bij deze installatie (met natte wassers als rookgasreiniging; zie tabel 17.2) aan de hand van het kolenverbruik geschat op $0,002 \text{ μg I-TEQ/ton}$ kolen. De emissiefactor bedraagt totaal dus rond $0,23 \text{ μg I-TEQ/ton}$ kolen. Aangenomen wordt dat bij de andere twee cokesfabriek voor de emissies bij het vullen en uitstoten (rookgasreiniging met doekfilters) dezelfde emissiefactor mag worden gebruikt. Op basis van het totale kolenverbruik van 4.09 miljoen ton per jaar bedraagt de totale dioxine-emissie $0,9 \text{ g I-TEQ/jaar}$.

Emissie naar water

Het afvalwater van installatie 17A wordt nog behandeld in een waterzuiveringsinstallatie. De dioxine-emissie via het gezuiverde water wordt verwaarloosbaar geacht.

Reststoffen

Er zijn geen gegevens bekend betreffende de hoeveelheid dioxinen die met slib, afkomstig van de hiervoor genoemde waterzuivering, wordt afgevoerd. Evenmin is bekend op welke wijze dit slib wordt verwerkt. Minimaal zal de hoeveelheid dioxinen worden afgevoerd die is gevonden in de (ongezuiverde) afvalwaterstroom van installatie 17A, te weten 0,04 g I-TEQ/jaar (uitgaande van de aanname dat geen dioxinen met het gezuiverde water worden afgevoerd; zie hiervoor).

Hoogovens/Oxystaalproces/Verbranding hoogovengas

Op basis van proces- en productiegegevens van het hoogoven- en het oxystaalproces alsmede op basis van vertrouwelijke resultaten van dioxine-metingen, wordt aangenomen dat van dioxine-emissie naar lucht sprake kan zijn bij:

- de verbranding van verrijkt hoogovengas in de windverhitters bij de hoogovens;
- het aftappen van ijzer en slak bij de hoogovens;
- de verbranding van verrijkt hoogovengas door de UNA;
- de primaire en secundaire afzuiging bij de oxystaalprocessen.

De totale dioxine-emissie veroorzaakt door deze bronnen ligt waarschijnlijk in de grootte-orde van 0,5 g I-TEQ/jaar.

17.6.2 *Secundaire ijzer- en staalindustrie*

Emissie naar de lucht

Bij installatie 17B is de dioxine emissie via de schoorsteen van het doekfilter 0,08 g I-TEQ/jaar. De stof-emissie na het doekfilter bedraagt volgens het in 1989 uitgevoerde onderzoek 8400 kg/jaar (1,4 kg/h bij 6000 bedrijfsuren per jaar). Naast bovengenoemde emissie vindt nog een emissie plaats via de dakkappen. De stof-emissie via deze kappen bedroeg volgens het onderzoek van 1989 (zie onder 17.5.1) op jaar basis 124 ton/jaar (20,7 kg/h en 6000 h/jaar). Het via deze dakkappen geëmitteerde stof is in feite het stof dat niet door de afzuiginstallatie wordt afgezogen. Het dioxine-gehalte van dit stof is bepaald op 7,8 ng I-TEQ/g (zie onder 17.5.1). Dit gehalte komt goed overeen met het dioxine-gehalte van het stof dat via de schoorsteen (na het doekfilter) wordt geëmitteerd, te weten 9,5 ng I-TEQ/g. Op basis van de vermelde gegevens bedraagt de dioxine-emissie via de dakkappen 0,97 g I-TEQ/jaar. Totaal bedraagt de dioxine-emissie naar de lucht bij dit bedrijf (verwerking 230 kton schroot per jaar) rond 1 g I-TEQ/jaar.

Van de overige 38 bedrijven werd bij één bedrijf (met inductieovens; temperatuur 1500 °C) geen dioxinen in de ventilatie lucht aangetoond ($< 0,09$ ng I-TEQ/m³; zie onder 17.5.1). Van het grondstoffengebruik is alleen bekend dat naast schroot, ook gietelingen worden toegepast. Wat betreft de rookgasreinigingssystemen is slechts bekend dat bij de trommeloven en het merendeel van de elektro- en koepel-ovens een doekfilter wordt toegepast.

Aangenomen wordt dat er geen dioxine-emissie optreedt bij bedrijven die als grondstof alleen schoon omloopschroot en/of gietelingen gebruiken. Gezien de beschikbare gegevens over de secundaire ijzer- en staalindustrie wordt uitgegaan van een worst case benadering. Hier bij wordt aangenomen dat:

- bij de helft van de betreffende 38 bedrijven dioxinen worden gevormd;
- in deze helft van de bedrijven totaal ook de helft van de geïnventariseerde hoeveelheid schroot wordt verwerkt, te weten ca. 65 kton;
- alle gevormde dioxinen naar de lucht worden geëmitteerd;

Een emissiefactor is berekend aan de hand van gegevens van bovengenoemd bedrijf (installatie 17B) waar diverse metingen zijn uitgevoerd. De hoeveelheid dioxinen die bij dit bedrijf wordt gevormd bedraagt totaal 1,35 g I-TEQ/jaar (naar lucht 1 g I-TEQ en met de reststoffen, zie hierna, 0,35 g I-TEQ). Bij een verwerking van 230 kton schroot per jaar betekent dit dat er een hoeveelheid dioxinen wordt gevormd van rond 6 μg I-TEQ/ton verwerkt schroot. Op basis van deze emissiefactor en bovenstaande aannames bedraagt de dioxine-emissie van de overige bedrijven totaal rond 0,4 g I-TEQ/jaar.

De dioxine-emissie naar de lucht van de secundaire ijzer- en staalindustrie komt daarmee op totaal 1,4 g I-TEQ/jaar.

Reststoffen

Bij installatie 17B werd in 1991 2354 ton stof (gevangen met het doekfilter) afgevoerd naar de C3 deponie. Het dioxine-gehalte van dit stof bedraagt 0,146 g I-TEQ/g, zodat met dit stof jaarlijks 0,35 g I-TEQ aan dioxinen wordt afgevoerd. Van de overige bedrijven in de onderhavige industrietak zijn te weinig gegevens bekend met betrekking tot de eventueel toegepaste rookgasreinigingstechnieken (zie onder 17.3.2) om een verantwoorde schatting te kunnen maken van de afvoer dioxinen met de reststoffen.

17.6.3 Secundaire non-ferro industrie

Emissies naar lucht

Aangenomen wordt dat er geen dioxine-emissie optreedt bij smelterijen die uitsluitend schoon omloopschroot verwerken.

Voor de verwerking van "sterk verontreinigd" Al-schroot zijn bij de twee toegepaste rookgasreinigingstechnieken de emissiefactoren bekend (op basis van metingen buiten MOB-kader; zie onder 17.5.2), te weten:

- een doekfilter met kalkinjectie: 35 μg I-TEQ/ton Al-schroot;
- een doekfilter met kalk- en actief kool injectie: 1,7 μg I-TEQ/ton Al-schroot.

Er zijn geen emissiegegevens bekend betreffende de verwerking van "licht verontreinigd" non ferro-schroot in installaties zonder rookgasreiniging. Omdat het schroot slechts geringe verontreinigingen bevat (zie tabel 17.1) wordt aangenomen dat de emissiefactor lager is dan de emissiefactor gevonden bij de verwerking van "sterk verontreinigd" schroot waarbij een doekfilter met kalkinjectie als rookgasreiniging aanwezig is. Bij de verwerking van "licht verontreinigd" schroot zonder rookgasreiniging wordt een emissiefactor aangenomen van 10 μg I-TEQ/ton schroot. Bij de verwerking van "licht verontreinigd" aluminiumschroot met kalkinjectie en een doekfilter wordt een emissiefactor van 5 μg I-TEQ /ton schroot aangenomen.

Emissiegegevens zijn evenmin bekend van het bedrijf waar koper/brons wordt verwerkt. Gezien het feit dat hier "sterk verontreinigd schroot" wordt verwerkt en als rookgasreiniging een doekfilter met kalkinjectie wordt toegepast, wordt voor dit bedrijf een emissiefactor aangenomen die gelijk is aan die bij de verwerking van Al-schroot, te weten 35 μg I-TEQ/ton schroot.

Er zijn geen emissiegegevens bekend betreffende de 45 geïnventariseerde gieterijen die gezamenlijk rond 18.500 ton non-ferro metaal produceren. Verontreinigingen in de gebruikte grondstoffen zal nauwelijks aanwezig zijn omdat veelal geen schroot maar zogenaamde gietelingen worden gebruikt. Bij deze gieterijen worden daarom geen dioxine-emissies verwacht.

Op basis van bovenstaande gegevens alsmede de gegevens in de hoofdstukken 17.3.3 en 17.5.2 is de dioxine-emissie bij de secundaire non-ferro industrie berekend. De resultaten zijn samengevat in tabel 17.6.

Tabel 17.6 Gegevens dioxine-emissies bij de secundaire non-ferro industrie

Soort metaal	Verwerkt schroot [ton/jaar]	Type rookgasreiniging	Emissiefactor [µg I-TEQ/ton schroot]	PCDD/F-emissie [g I-TEQ/jaar]
<i>Smelterijen</i>				
messing (2 bedrijven) licht verontreinigd	48.000	doekfilter	5	0,24
koper/brons (1 bedrijf)	1.000	kalkinjectie/doekfilter	35	0,04
lood (1 bedrijf)	20.000	kalkinjectie/doekfilter	5	0,1
aluminium (2 bedrijven) sterk verontreinigd	46.000	kalk- en koolinjectie doekfilter	1,7	0,08
aluminium (3 bedrijven) sterk verontreinigd	8.000	kalkinjectie/doekfilter of naverbrander	35	0,28
aluminium (1 bedrijf) licht verontreinigd	35.000	kalkinjectie/doekfilter	5	0,18
aluminium (2 bedrijven) licht verontreinigd	27.000	geen	10	0,27
<i>Diverse gieterijen</i> (ca. 45 bedrijven)	18.500 ¹⁾	onbekend	-	-
Totaal				1,2

¹⁾ betreft geproduceerd produkt

Reststoffen

Uit gegevens bij 2 aluminiumsmelters, met doekfilters met kalkinjectie, werd berekend dat per ton schroot ca. 0,15 mg I-TEQ met filteras werd afgevoerd. Bij de loodsmelter kon de hoeveelheid dioxinen die met het filteras wordt afgevoerd niet worden berekend omdat de hoeveelheid filteras niet bekend was. Een schatting van de hoeveelheid dioxinen die met het filteras wordt afgevoerd kan alleen worden gegeven aan de hand van voornoemde factor van 0,15 mg I-TEQ/ton schroot. De hoeveelheid verontreinigd schroot die wordt verwerkt bij secundaire non-ferro bedrijven waar als rookgasreiniging een doekfilter wordt toegepast bedraagt totaal 154.000 kton/jaar (zie tabel 17.6). De hoeveelheid dioxinen die in filteras wordt afgevoerd wordt dan berekend op 23,1 g I-TEQ/jaar.

17.7 Samenvatting

De emissies van de drie sectoren van de metaalindustrie zijn samengevat vermeld in tabel 17.7.

Tabel 17.7 Gegevens dioxine-emissies metaalindustrie

Sector metaalindustrie	PCDD/F-emissie naar lucht [g I-TEQ/jaar]	Reststoffen [g I-TEQ/jaar]
Basismetaleindustrie	1,4	0,04
Secundaire ijzer- en staalindustrie	1,4	> 0,35 ¹⁾
Secundaire non-ferro industrie	1,2	23,1
Totaal	4,0	> 23,5

¹⁾ niet voor alle installaties (bedrijven) zijn gegevens bekend

De dioxine-emissies naar water vanuit de metaalindustrie worden verwaarloosbaar geacht.

18. CHEMISCHE PRODUKTIEPROCESSEN

18.1 Algemeen

Bij produktieprocessen in de chemische industrie in Nederland zijn onderstaande processen van belang met betrekking tot vorming van dioxinen gerangschikt naar hun belang als mogelijke bron (NATO-CCMS, 1988; Hutzinger et al., 1989).

- Toepassing van chloorbenzenen en produktie en toepassing van chloorfenol- en chloorbenzeenderivaten.
- Produktie van alifatische chloorverbindingen.
- Diverse chemische processen, bijvoorbeeld de regeneratie van katalysatorresiduen.

Organische chloorverbindingen kunnen als eindprodukt worden toegepast, maar worden ook vaak gebruikt als tussenprodukt voor chemische processen of als oplosmiddel bij deze processen. Als bij deze processen hoge temperaturen (met name $> 150\text{ }^{\circ}\text{C}$) voorkomen, kunnen dioxinen worden gevormd. Deze blijven deels achter in de eindprodukten, maar zullen voor het overgrote deel in vaste en vloeibare afvalstoffen en/of in slib terecht komen. Slechts een gering deel van de gevormde dioxinen wordt bij de processen naar lucht of water geëmitteerd. De afvalstoffen worden verbrand als chemisch afval. Dit is behandeld in hoofdstuk 4. Slib uit zuiveringsinstallaties wordt veelal verbrand in installaties voor de verbranding van slib (zie hoofdstuk 5) of in installaties voor het verbranden van chemisch afval.

De hoeveelheid dioxinen die bij Nederlandse produktieprocessen in de eindprodukten achterblijft is gering en zal geen bron van betekenis zijn (Bremmer, 1991). De dioxine-emissies als gevolg van het gebruik van bestrijdingsmiddelen (met name houtverduurzaming) worden behandeld in hoofdstuk 19.

18.2 Procesbeschrijving.

Chloorfenolen, chloorbenzenen en derivaten

Deze verbindingen worden toegepast bij de fabricage van bestrijdingsmiddelen, geneesmiddelen en bij de produktie van chemische specialiteiten, die op hun beurt weer als tussenprodukt voor geneesmiddelen of bestrijdingsmiddelen worden gebruikt.

De produktie processen verlopen meestal bij temperaturen hoger dan kamertemperatuur, waarbij dioxinen via condensatiereacties kunnen worden gevormd. Dioxinen worden vooral gevormd bij temperaturen boven $150\text{ }^{\circ}\text{C}$ in alkalisch milieu. Door het instellen van optimale procescondities en een goede controle bij de procesvoering kan de vorming van dioxinen tot een minimum worden beperkt.

Door processen zoals filtratie, wassen of distilleren worden de eindprodukten gezuiverd. De vaste en vloeibare reststoffen van deze zuiveringsprocessen worden voor zover bekend altijd als chemisch afval verbrand (zie hoofdstuk 4). Afgevoerd waswater wordt via een zuiveringsinstallatie gereinigd. Het daarbij ontstane slib wordt veelal verbrand in slibverbrandingsinstallaties (zie hoofdstuk 5) of in installaties voor de verbranding van chemisch afval (hoofdstuk 4). De spuigassen ("ventgases") en ventilatiegassen worden veelal gereinigd met wassers of naverbrand.

Soms worden chloorbenzenen gebruikt als oplosmiddel in een chemisch proces. Het oplosmiddel neemt niet deel aan het chemische proces en moet uiteindelijk weer worden verwijderd, bijvoorbeeld door destillatie. Tijdens het proces en de zuivering kunnen dioxinen worden gevormd.

Alifatische chloorverbindingen

Alifatische chloorverbindingen worden toegepast als eindprodukt, maar vooral als tussenprodukt voor andere organochloorverbindingen. Uitgangsstoffen voor deze chloreringsprocessen zijn meestal onverzadigde koolwaterstoffen of alcoholen. Vorming van chlooraromaten uit de onverzadigde verbindingen en daarmee vorming van dioxinen is bij de gebruikelijke procesomstandigheden mogelijk.

Vaste en vloeibare afvalstoffen die bij de fabricage- en zuiveringsprocessen vrij komen worden als chemisch afval verbrand (zie hoofdstuk 4). De spuigassen ("ventgases") en ventilatiegassen worden, met name bij grootschalige processen, veelal gereinigd met wassers en/of naverbrand.

Diverse chemische processen

Bij reforming processen kunnen dioxinen vrijkomen tijdens de regeneratie van de gebruikte katalysator. Bij een reforming proces wordt bij hoge temperatuur en druk gewone benzine omgezet in benzine met een hoog oktaan-getal. Regeneratie van de katalysator vindt zowel continu als discontinu plaats. Bij het regenereren wordt de op de katalysator gevormde koolafzetting afgebrand (temperatuur ca. 600 °C) waarna het chloor-gehalte van de katalysator weer op het gewenste niveau wordt gebracht met behulp van een organisch chloorverbinding (temperatuur ca. 500 °C). De afgassen bij deze regeneratie worden veelal gereinigd met een gaswasser.

Actieve kool wordt toegepast bij het reinigen van afvalwater, drinkwater en afgassen. Naast het regenereren van de actieve kool vind ook het reactiveren van actieve kool plaats (in sommige gevallen wordt de actieve kool verbrand; zie hoofdstuk 4). Bij regeneratie (veelal "onsite") wordt de actieve kool verwarmd (met stoom of warme gassen) zodat de geadsorbeerde stoffen worden gedesorbeerd. Het reactiveren van actieve kool vindt plaats bij speciale bedrijven (veelal de leverancier van de actieve kool). Bij het reactiveren wordt de kool verhit tot 800 à 1000 °C waardoor de poriën structuur weer geschikt wordt voor het adsorptie proces. De bij het reactiveren vrijkomende gassen worden, afhankelijk van met name de aanwezigheid van chloorverbindingen, naverbrand bij temperatuur tussen 800 en 1100 °C.

18.3 Geïntegreerde processen

Chloorfenolen, chloorbenzenen en derivaten

Bij drie bedrijven in Nederland worden bestrijdingsmiddelen geproduceerd waarbij chloorbenzenen, chloorbenzeen- of chloorfenolderivaten worden toegepast of geproduceerd. Daarnaast worden in minder dan 20 bedrijven in de chemische industrie deze verbindingen als grondstof toegepast (Bremmer, 1991). De geproduceerde of toegepaste hoeveelheden zijn niet bekend.

Alifatische chloorverbindingen

De productie van chlooralifaten in Nederland bedraagt ca. 1,3 miljoen ton per jaar. Toepassingen liggen vooral op gebied van de productie van kunststoffen en de productie van oplosmiddelen, drijfgassen en blaasmiddelen. Enkele voorbeelden zijn weergegeven in de tabellen 18.1 en 18.2.

Tabel 18.1 Toepassing van enkele chlooralifaten als grondstof/tussenprodukt bij de productie van andere halogeen koolwaterstoffen (Verhagen, 1990)

Component	Productie (1988) [ton/jaar]	Productie van
1,2-dichloorethaan (DCE)	700.000	vinylchloride
allylchloride	> 70.000	epichloorhydrine (ECH)
chloroform	15.000	HCFK 22

Tabel 18.2 Toepassing van enkele chlooralifaten als grondstof voor polymeren of niet halogeenhoudende verbindingen (Verhagen, 1990)

Component	Productie (1988) [ton/jaar]	Productie van
vinylchloride	375.000	PVC/VC-copolymeren
1,2-dichloorethaan (DCE)	50.000	ethyleendiamine
epichloorhydrine	> 50.000	(vnl.) epoxyharsen

Bij 6 bedrijven wordt ca. 95% van de totale hoeveelheid alifatische chloorkoolwaterstoffen geproduceerd. De rest wordt geproduceerd door ca. 10 andere bedrijven (Verhagen, 1990).

Diverse chemische processen

De regeneratie van de katalysator die wordt gebruikt bij reforming-processen vindt plaats bij een vijftal bedrijven in zes installaties. Het reactiveren van actieve kool vindt in Nederland bij één bedrijf plaats.

18.4 Metingen in MOB-kader

Chloorfenolen, chloorbenzenen en derivaten

In het MOB-kader zijn dioxine-metingen uitgevoerd bij een fabriek voor bestrijdingsmiddelen en een fabriek voor gewasbeschermingsmiddelen. De metingen zijn met name bij deze bedrijven uitgevoerd omdat, gezien de omvang van deze bedrijven, het grondstoffenpakket en de reactieomstandigheden bij deze chemische processen de grootste dioxine-emissie te verwachten is. De resultaten van deze metingen zijn vermeld in tabel 18.3.

Alifatische chloorverbindingen

Bij de productie of de toepassing van alifatische chloorverbindingen zijn geen metingen in het kader van MOB uitgevoerd.

Diverse chemische processen

Er werd één dioxine-meting uitgevoerd bij een installatie voor de regeneratie van katalysator die wordt gebruikt bij reforming processen. De resultaten hiervan zijn eveneens vermeld in tabel 18.3.

Tabel 18.3 Gegevens en meetresultaten chemische productieprocessen, gemeten in MOB-kader

Parameter		Installaties		
		18A	18B	18C
soort proces		bestrijdingsmiddelen fabriek	gewasbeschermings middelen fabriek	regeneratie katalysator
soort afgas		spuigassen	spui- en ventilatiegassen	spuigassen
rookgasreiniging		gaswasser	gaswasser	gaswasser
bedrijfsuren per jaar		7200	8760	8000
afgasdebiet	[m ³ /h] ¹⁾	260	6500	260
afgastemperatuur	[°C]	22	23	46
O ₂	[vol % droog]	1 ⁴⁾	20,7	1,0
CO ₂	[vol % droog]	-	-	21,6
H ₂ O	[g/m ³] ¹⁾	20	- ³⁾	72
PCDD/F	[ng I-TEQ/m ³] ²⁾	7,2	0,02 - 0,05	8
jaaremissie PCDD/F	[g I-TEQ/jaar]	0,013	0,001 - 0,003	0,017

¹⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities

²⁾ betrokken op droge rookgassen onder standaardcondities, omrekening naar 11 % O₂ is niet relevant voor deze afgasstromen

³⁾ niet gemeten; voor correctie naar droge kubieke meters gerekend met vochtgehalte omgevingslucht

⁴⁾ opgave bedrijf

18.5 Metingen buiten MOB-kader

Emissies naar water

Van een aantal chemische productieprocessen zijn gegevens betreffende de emissies naar water bekend. Deze gegevens zijn echter vertrouwelijk en zullen derhalve hier niet individueel worden vermeld. Op basis van deze gegevens wordt in de evaluatie een schatting van de dioxine-emissies naar water gegeven.

18.6 Literatuurgegevens

Bij de oxychlorering van etheen, de eerste reactiestap voor de productie van vinylchloride monomeer (VCM, ook wel genoemd MVC), worden dioxinen gevormd (Evers, 1989). Koperchloride dat als katalysator bij dit proces wordt gebruikt, lijkt een centrale rol te spelen bij deze dioxine-vorming.

In het buitenland heeft men in het slib van grafietelektrodes die worden gebruikt bij het chlooralkaliproces dioxinen aangetoond (Rappe, 1990). Deze elektrodes worden sinds eind jaren 70 niet meer toegepast in Nederland (bedrijfs info.).

18.7 Evaluatie

18.7.1 Emissie naar lucht

Chloorfenolen, chloorbenzenen en derivaten

De dioxine-emissies naar lucht van de twee bedrijven die zijn gemeten binnen MOB-kader bedroegen 0,013 en 0,001 - 0,003 g I-TEQ/jaar. De emissie van deze twee bedrijven bedraagt te zamen dus rond 0,013 g I-TEQ/jaar.

De installaties waaraan metingen zijn uitgevoerd zijn voorzien van een gaswasinstallatie (zie tabel 18.2). Aangenomen wordt dat bij kleinere installaties de gassen niet in alle gevallen worden gereinigd. Tevens wordt aangenomen dat de dioxine-emissie van de andere 20 bedrijven (zie 18.3) per bedrijf van dezelfde grootte orde is als de gemiddelde emissie van de in MOB-kader gemeten bedrijven te weten 0,007 g I-TEQ/jaar. De totale dioxine-emissie naar de lucht van de onderhavige processen bedraagt dan rond 0,2 g I-TEQ/jaar.

Alifatische chloorverbindingen

Van deze processen is niets bekend met betrekking tot de emissies naar lucht. Volgens de literatuur (NATO-CCMS, 1988; Hutzinger, 1989) worden bij deze processen minder dioxinen gevormd dan bij de processen waarbij chloorfenolen, chloorbenzenen en derivaten worden geproduceerd. Ook bij de productie van alifatische chloorverbindingen worden de afgasstromen van de grotere processen naverbrand of via een gaswasinstallatie gereinigd. De dioxine-concentraties van afgasstromen na gaswasinstallaties en naverbranders zijn gering (zie hoofdstuk 4). Een gaswasinstallatie kan de dioxine-concentratie (in TEQ) soms verhogen (Frede, 1991). Dit komt echter slechts in beperkte mate onder specifieke omstandigheden (bij lage concentraties) voor. Emissies van de kleinschalige processen treden op via ontluchtingen. Omdat de debieten en de emissie-concentraties daarbij laag zijn, geldt dat ook voor de emissies. Op grond van bovenstaande is globaal geschat dat de emissie bij de productie van chlooralifaten kleiner zal zijn dan bij de productie van chloorfenolen en chloorbenzenen, dus kleiner dan 0,2 g I-TEQ/jaar. Om deze schatting beter te kunnen onderbouwen is een meer gedetailleerde studie van de afvalstromen bij de verschillende procestypen nodig, eventueel aangevuld met metingen.

Diverse chemische processen

In het kader van MOB is de dioxine emissie gemeten van één van de zes geïnventariseerde installaties voor het regenereren van katalysator. Een emissie werd bepaald van 0,017 g I-TEQ/jaar. Gezien de grootte en de procescondities van de overige vijf installaties wordt aangenomen dat de jaaremissie per installatie geringer zal zijn dan die van de installatie waarvan de emissie is bepaald.

Bij de enige installatie voor het reactiveren van actieve kool wordt gezien de procesomstandigheden, de toegepaste naverbrandingstemperatuur aangenomen dat de dioxine-gehalte van de rookgassen van de zelfde orde van grootte is als bij de thermische naverbranders genoemd in hoofdstuk 4. De dioxine-emissie wordt daarom gering geacht.

De totale dioxine-emissie van de onderhavige installaties wordt globaal geschat op 0,1 g I-TEQ/jaar.

18.7.2 Emissie naar water

In het werkdocument werd geschat dat de emissie naar water, veroorzaakt door chemische productieprocessen 2 g I-TEQ/jaar bedroeg. Deze schatting was met name gebaseerd op gegevens van het RIZA (Turkstra en Pols, 1986). Meer recent zijn dioxine metingen verricht aan de emissies naar water bij een aantal chemische productieprocessen. Bij een aantal bedrijven waar de mogelijkheid van dioxine emissie niet werd uitgesloten werd geen dioxine in het afvalwater aangetroffen.

Verschillende bedrijven hebben hun bedrijfsvoering aangepast, zodat de lozing van dioxinen vergaand, of zelfs tot 0, is teruggebracht. Bij enkele bedrijven zijn biologische zuiveringsinstallaties in bedrijf genomen, waarbij de spui via de zuiveringsinstallatie wordt geloosd. Een aanzienlijk deel van de dioxinen wordt met het slib afgevoerd.

Het slib wordt, voor zover bekend, als chemisch afval, dan wel in een slibverbrandingsinstallatie, verbrand. Op basis van bovenstaande informatie, en vertrouwelijke gegevens betreffende de dioxine-emissie naar water wordt geschat dat de dioxine-emissie naar water in totaal ca. 0,5 g I-TEQ/jaar bedraagt.

18.7.3 Emissies via afvalstoffen en slib

Bij een aantal processen in de chemische industrie worden aanzienlijke hoeveelheden dioxinen gevormd. De dioxinen komen met name voor in de afvalstoffen (destillatieresiduen e.d.) en voor een gedeelte in het slib van de afvalwaterzuiveringsinstallaties van de betreffende bedrijven. Deze afvalstoffen en slibben worden voor zover bekend verbrand. De dioxine-emissies als gevolg van deze verbranding zijn meegenomen in de hoofdstukken 4 en 5.

18.8 Samenvatting

De emissie naar lucht en water bij de chemische productieprocessen zijn samen gevat in tabel 18.3. De bij deze processen vrijkomende afvalstoffen en slibben worden verbrand (zie hoofdstuk 4 en 5).

Tabel 18.3 Dioxine emissies bij de chemische productieprocessen ¹⁾

Processoort	Emissies naar lucht [g I-TEQ/jaar]	Emissies naar water [g I-TEQ/jaar]
Chloorfenolen, chloorbenzenen en derivaten	0,2	-
Alifatische chloorverbindingen	0,2	-
Diverse chemische processen	0,1	-
Totaal	0,5	0,5

¹⁾ de dioxine-emissies als gevolg van de verbranding chemische afvalstoffen en slib zijn meegenomen in de hoofdstukken 4 en 5.

19. GEBRUIK BESTRIJDINGSMIDDELEN (met name HOUTVERDUURZAMING)

19.1 Algemeen

Bij de produktie van chloorverbindingen die onder andere als conserverings- of bestrijdingsmiddel worden toegepast, kunnen kleine hoeveelheden dioxinen worden gevormd. Voor een deel blijven deze achter in de produkten en worden derhalve pas bij de toepassing in het milieu verspreid. Emissies kunnen, ondanks een toepassingsverbod voor een aantal produkten, nog steeds plaats vinden door verdamping of afspoeling van de in het verleden toegepaste bestrijdingsmiddelen. De belangrijkste toepassingsgebieden zijn, of waren het gebruik van:

- landbouwbestrijdingsmiddelen en middelen voor veterinaire gebruik;
- pentachloorfenol als conserveringsmiddel in slakkenkorrels;
- pentachloorfenyllauraat als rot- en schimmelwerend middel in de textielindustrie;
- pentachloorfenol als houtverduurzamingsmiddel, vooral in het verleden.

Deze onderwerpen worden hierna besproken.

19.2 Landbouwbestrijdingsmiddelen en middelen voor veterinaire gebruik

In het werkdocument werd voor 1989 geschat dat ca. 0,6 g I-TEQ in het milieu werd gebracht door het gebruik van landbouwbestrijdingsmiddelen en middelen voor veterinaire gebruik. Deze schatting was gebaseerd op het verbruik van de gechloreerde bestrijdingsmiddelen en een aantal bepalingen van het dioxine-gehalte van bestrijdingsmiddelen (Bremmer, 1991). De produktiemethoden voor bestrijdingsmiddelen zijn de laatste jaren verbeterd. Naar verwachting zullen nu minder dioxinen worden gevormd.(pers. bedr. inf.). Recente analyse-gegevens zijn niet bekend. Aangenomen wordt dat door een zorgvuldige produktie de hoeveelheid dioxinen die in het milieu wordt gebracht minstens gehalveerd zal zijn tot 0,3 g I-TEQ/jaar. Het overgrote deel van deze hoeveelheid zal met de bestrijdingsmiddelen diffuus over landbouwgrond worden verspreid.

19.3 Pentachloorfenol als conserveringsmiddel in slakkenkorrels

Pentachloorfenol wordt al sinds ca. 2 jaar niet meer toegepast als conserveringsmiddel in slakkenkorrels (pers. bedr. inf.). Van emissie van dioxinen, ook door gebruik in het verleden, is geen sprake meer.

19.4 Pentachloorfenyllauraat als rot en schimmelwerend middel in de textielindustrie

Pentachloorfenyllauraat is sinds 1 juli 1992 in Nederland niet meer toegelaten als rot- en schimmelwerend middel (Staatsblad 1992, 455). Voordien werd het vooral toegepast in produkten met een middellange levensduur, zoals tenten en zonwering en bij de produktie van sponzen. In het werkdocument is voor 1989 een schatting gegeven van de emissies van dioxinen afkomstig van het gebruik van pentachloorfenyllauraat bevattende rot- en schimmelwerende middelen. Door het onlangs ingestelde toepassingsverbod zullen de emissies langzaam afnemen. Voor de emissies in 1991 worden dezelfde waarden aangehouden als in 1989, deze zijn gegeven in tabel 19.1.

Tabel 19.1 Dioxine-emissies veroorzaakt door toepassing van pentachloor-fenyllauraat als rot- en schimmelwerend middel (situatie 1989)

Emissie naar	PCP-emissie [ton/jaar]	PCDD/F-emissie [g I-TEQ/jaar]
lucht	2	0,06
water	3	0,09
bodem	5	0,15

Afval van met pentachloorfenyllauraat behandelde produkten zal deels worden verbrand, waarbij dioxinen grotendeels worden afgebroken. Een ander deel wordt gestort. De totale hoeveelheid dioxinen die met afvalstoffen van met pentachloorfenyllauraat behandelde produkten werd afgevoerd wordt voor 1989 geschat op 6,7 g I-TEQ (Slooff et al., 1991). Over het uitloog-gedrag is niets bekend. Door de geringe oplosbaarheid in water wordt uitloging onwaarschijnlijk geacht.

19.5 Pentachloorfenol als houtverduurzamingsmiddel

19.5.1 Inleiding

Pentachloorfenol (PCP) wordt, opgelost in een organisch oplosmiddel, toegepast als houtverduurzamingsmiddel. Van PCP kan ook een in water oplosbaar zout worden gemaakt, (Na-PCP). In deze vorm wordt het gebruikt als schimmel bestrijdingsmiddel. Om een indicatie van de dioxine-emissie te geven moeten de hoeveelheden PCP en dioxinen die in hout aanwezig zijn, bekend zijn. In deze paragraaf wordt achtereenvolgens ingegaan op:

- de hoeveelheden PCP en Na-PCP die in de afgelopen jaren als houtverduurzamingsmiddel zijn toegepast;
- de hoeveelheid dioxine die is geëmitteerd in relatie met de PCP emissie.

19.5.2 Hoeveelheden toegepaste PCP en Na-PCP

Het gebruik van PCP en zouten van PCP voor houtverduurzaming inclusief schimmelbestrijding is in Nederland met ingang van 1 januari 1989 verboden. PCP werd vanaf 1955 vooral in gevel-timmerwerk gebruikt. Voor hout in woonruimten is het middel nooit toegelaten geweest. Toch bleek uit een onderzoek in 1988, dat in 22% van monsters geïmporteerd parkethout PCP werd aangetoond (Mensink et al., 1988).

Het Na-PCP werd toegepast als schimmelbestrijdingsmiddel bij vers gezaagd hout. Het geeft enige weken bescherming tegen blauwschimmels (verkleuren van het hout). Na-PCP werd bij de champignonenteelt ingezet als ontsmettingsmiddel van houten bodems en kantplanken. Met ingang van 1 januari 1990 is het zout ook voor deze toepassing verboden.

In een aantal landen is het verbruik van PCP of Na-PCP nog niet verboden. Hout dat wordt geïmporteerd kan daarom nog steeds met PCP of Na-PCP behandeld zijn. (pers. bedr. inf.). De import van met PCP behandeld hout is in de laatste jaren aanzienlijk afgenomen. Geïmporteerd hout dat met Na-PCP is behandeld, wordt vooral gebruikt in de emballage-industrie. Door de branche-organisatie voor de emballage-industrie (EPV, 1992) wordt geschat dat in 1991 maximaal 5% van het geïmporteerde hout, bestemd voor de emballage-industrie, met Na-PCP behandeld was.

Dit betreft met name hout afkomstig uit Chili en Portugal. In een onderzoek van de Rijkskeuringsdienst van waren voor het gebied Drenthe (Mensink et al., 1988) werd in 1987 in resp. 55% en 38% van monsters pallet hout en hout van groente- en fruitkisten PCP aangetoond.

Met betrekking tot het gebruik van PCP en Na-PCP in Nederland zijn een aantal verbruikgegevens bekend vanaf 1980 (Bremmer, 1991). Aanvullende gegevens over de periode voor 1980 werden verkregen door informatie uit het bedrijfsleven en informatie van overheidsinstellingen. In tabel 19.2 zijn de schattingen van het verbruik PCP en Na-PCP in Nederland weergegeven en van de hoeveelheden die via behandeld hout werden ingevoerd. Deze hoeveelheden zijn weergegeven omdat deze gegevens noodzakelijk zijn voor het schatten van de dioxine-emissies (zie paragraaf 15.5).

Tabel 19.2 Schatting van het verbruik van PCP en Na-PCP in Nederland en van de import van PCP en Na-PCP in hout (in tonnen)

Jaar	PCP verbruik	PCP import	PCP totaal	Na-PCP verbruik	Na-PCP import
1955 - 1960	175	25	200		
1961 - 1965	225	50	275		
1966 - 1975	225	50	275	25	75
1976 - 1979	200	50	250		
1980	35	10	45	20	60
1981	30	10	40		
1982	25	10	35		
1983	20	8	28		
1984	10	5	15		
1985	4	2	6	5	30
1986	3	1	4		
1987	2		2		15
1988	1		1		
1989					
1990					
1991					5
Totaal	955	221	1176	n.v.t.	n.v.t.

19.5.3 Emissie van dioxinen in relatie met de PCP emissie

Uit literatuurgegevens die ook voor het werkdocument zijn gebruikt (Bremmer, 1991) wordt geconcludeerd dat PCP gemiddeld verontreinigd was met 3 mg I-TEQ/kg en Na-PCP met 0,3 mg I-TEQ/kg. Eventuele vermindering van dioxine-concentratie in PCP als gevolg van proces verbeteringen die in het begin van de 80-er jaren zijn doorgevoerd, zijn voor de Nederlandse situatie van minder belang omdat het verbruik van PCP (tabel 19.2) toen al minder werd. Uitgangspunt voor een indicering van de dioxine-emissie blijft daarom het bovengenoemde gegeven in het werkdocument.

Dioxine-emissie als gevolg van het gebruik van Na-PCP

Het gebruik van Na-PCP beperkt zich tot kleine hoeveelheden geïmporteerd hout, dat vooral wordt toegepast in produkten met een korte levensduur. Dioxine-emissies naar lucht zijn momenteel niet meer te verwachten wegens het geringe verbruik en de lage dioxine-concentratie in Na-PCP.

Bij de behandeling van hout tegen blauwschimmels is Na-PCP opgelost in water en wordt oppervlakkig aangebracht. De eerste bewerking in de houtindustrie is heel vaak schaven of frezen o.i.d. Dit betekent dat Na-PCP verdwijnt met het zaagsel. Het zaagsel wordt verbrand of gestort. Over het gedrag van aan hout gebonden dioxinen in de stort is niets bekend. Dioxinen zijn slecht oplosbaar in water en zullen onder vochtige omstandigheden minder makkelijk afspoelen dan het in water oplosbare Na-PCP. Emissie naar water zal nauwelijks voorkomen.

Dioxine-emissies als gevolg van PCP gebruik

Uit tabel 19.2 wordt berekend dat vanaf 1955 in Nederland 1176 ton PCP in hout is verwerkt of met verduurzaamd hout is geïmporteerd. Het belangrijkste toepassingsgebied is de bouw. De dioxine-concentratie in PCP bedraagt 3 mg I-TEQ/kg. Daaruit volgt dat sinds 1955 in totaal in hout een hoeveelheid van 3525 g I-TEQ is verwerkt.

PCP verdampt langzaam. Volgens bedrijfsinformatie is ongeveer de helft van het PCP in verduurzaamd hout nog aanwezig na 15 jaar, dit betekent een verlies door verdamping van 4,5% per jaar. Uit fysisch-chemische eigenschappen zoals molecuulgewichten en dampspanningen is geschat dat dioxinen gemiddeld 10 keer langzamer uit hout verdampen dan PCP. De hoeveelheid dioxine die in hout aanwezig is zal dan eerst na 150 jaar voor de helft zijn verdampt. Dit betekent een verliespercentage van 0,45% per jaar, gerekend over de hoeveelheid die in hout achterblijft.

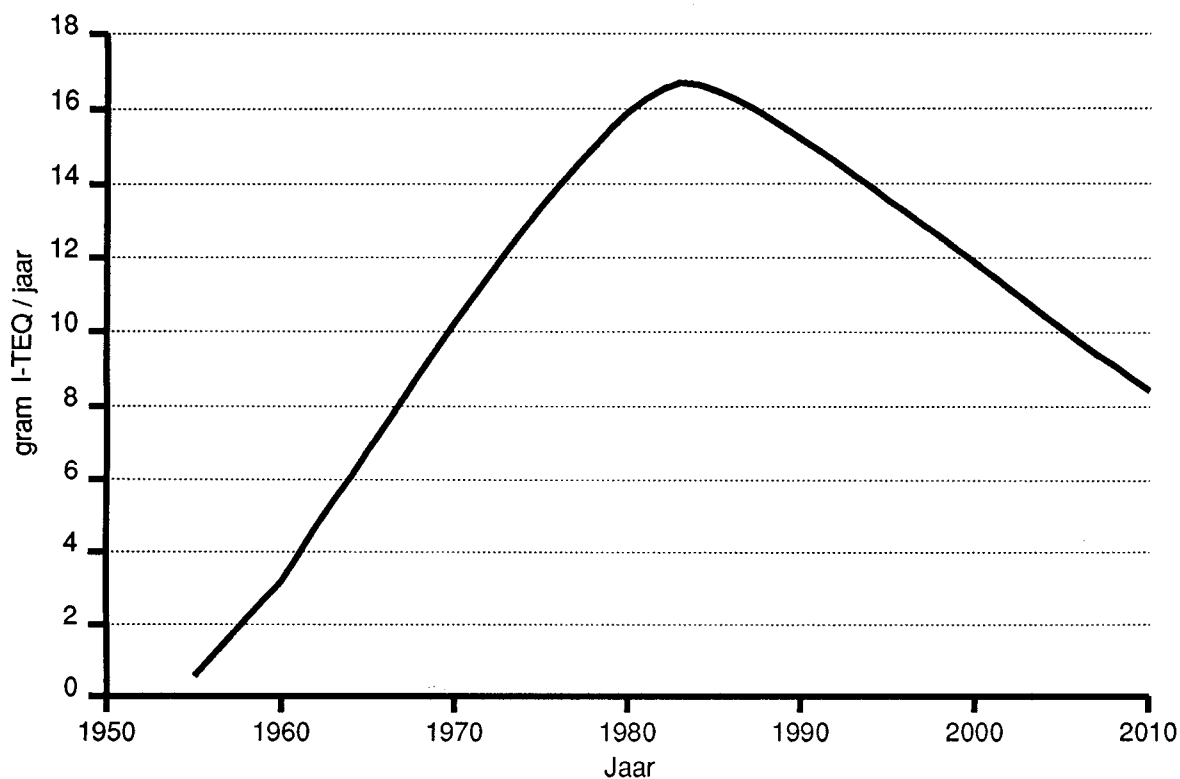
Behalve door verdamping zal de dioxine-vracht ook worden verminderd door vervanging van het hout. Met PCP verduurzaamd hout wordt voornamelijk toegepast bij gevelbetimmeringen. Voor deze toepassing wordt aangenomen dat tussen 10 en 20 jaar, 20 en 30 jaar, 30 en 40 jaar en na 40 jaar per jaar respectievelijk 1%, 2%, 3% en 4% van het hout wordt vervangen. Verder wordt uitgegaan van een verdampingspercentage van 0,45% per jaar van de hoeveelheid dioxinen die in het hout achterblijft. Uit de combinatie van deze aannames met de gebruikshoeveelheden (tabel 19.2) kan de dioxine-emissie uit hout worden berekend. In figuur 19.1 is het resultaat van de berekening weergegeven. Op basis van bovengenoemde aannames wordt berekend dat de emissie in 1991 ca. 15 g I-TEQ bedroeg.

Päpke et al. (1989) hebben de relatie onderzocht tussen dioxinen en PCP in lucht. Er bleek geen direct verband tussen deze 2 parameters. Bij verhoogde dioxine-concentraties in de binnenlucht was de gemiddelde verhouding PCP : dioxinen (in I-TEQ) ongeveer 1 : $5 \cdot 10^{-6}$. In 1991 werd de verdamping uit hout in Nederland geschat op 25 ton PCP (afname van 4,5% per jaar). Dit zou op basis van deze gegevens een emissie van 125 g I-TEQ betekenen.

Met nadruk wordt erop gewezen dat beide berekeningswijzen een grootte orde aangeven. Pöpke vond geen direct verband tussen de emissie van dioxinen en PCP. De in de binnenlucht gevonden verhouding zou betekenen dat de verdampingssnelheid van dioxinen ongeveer gelijk zou zijn aan die van PCP. Dit is gezien de dampspanningen en de molecuulgewichten erg onwaarschijnlijk. Daarom wordt aan de eerste benaderingswijze de meeste waarde gehecht. Ook als de verdampingssnelheid wat groter is dan in het rekenvoorbeeld, zal de dioxine emissie naar verwachting niet hoger zijn dan 25 g I-TEQ/jaar. Deze waarde wordt als indicatie voor de maximale emissie aangehouden.

Het is onder praktijkomstandigheden niet goed mogelijk om de dioxine-emissie uit met PCP verduurzaamd hout te meten. In de literatuur zijn simulatie-proeven op laboratoriumschaal beschreven. Aanvullende simulatie-proeven leiden waarschijnlijk niet tot een nauwkeuriger schatting van bovengenoemde dioxine-emissie. Nader onderzoek wordt daarom niet aanbevolen.

Figuur 19.1 Dioxine-emissie naar de lucht uit met PCP verduurzaamd hout (1955-2010)



19.6 Samenvatting

De dioxine-emissies als gevolg van het gebruik van bestrijdingsmiddelen (met name houtverduurzaming) zijn samengevat weergegeven in tabel 19.3

Tabel 19.3 Gegevens dioxine-emissies als gevolg van gebruik bestrijdingsmiddelen (1991)

Toepassingsgebied	PCDD/F-emissie naar		
	lucht [g I-TEQ/jaar]	water [g I-TEQ/jaar]	bodem [g I-TEQ/jaar]
Landbouwbestrijdingsmiddelen en middelen voor veterinair gebruik	-	-	0,3
Pentachloorfenol als conserveringsmiddel in slakkenkorrels	-	-	-
Pentachloorfenyllauraat als rot en schimmelwerend middel in de textielindustrie	0,06	0,09	0,15
Gebruik van pentachloorfenol als houtverduurzamingsmiddel	max. 25	¹⁾	¹⁾
Totaal	max. 25	0,09	0,45

¹⁾ Een schatting van de emissie van dioxinen naar bodem en water door gebruik van PCP als houtverduurzamingsmiddel kan niet worden gegeven.

19.7 Toekomstige situatie

Uit figuur 19.1 is ook de toekomstige emissie af te lezen. In het jaar 2000 bedraagt de emissie volgens de berekening ca. 12 g I-TEQ. Op basis van de in paragraaf 19.5.3 beschreven redenering voor de situatie in 1991 wordt voor het jaar 2000 een maximum emissie van 20 g I-TEQ aangehouden.

De langzame uitdamping van dioxinen uit het behandelde hout is verder niet beïnvloedbaar. Daarnaast neemt de bronsterkte vanzelf af. Onderzoek om de onzekerheden in de emissieschatting te verkleinen is niet of heel moeilijk uitvoerbaar. Om deze redenen is nader onderzoek hiernaar niet zinvol.

20. DISCUSSIE

20.1 Inleiding

In 1990 zijn door TNO bij alle AVI's in Nederland metingen verricht naar de uitworp van gechloreerde dioxinen en dibenzofuranen (verder dioxinen genoemd). Daarnaast werden emissiemetingen uitgevoerd bij enkele andere bronnen. In het kader van het programma "meten overige bronnen" (MOB) zijn in de periode 1991 - 1992 aanvullende metingen verricht aan nog niet eerder gemeten dioxine-bronnen. Met de resultaten van dit onderzoek is, in combinatie met eerder verkregen meetresultaten, en waar nodig aangevuld met literatuurgegevens, een vrij compleet beeld van de totale dioxine-emissie in Nederland beschikbaar gekomen. Dit beeld is samengevat in tabel 20.1.

20.2 Meetopzet

Bij de opzet van het project is ervan uitgegaan dat de emissies van processsoorten waarvan de grootste bijdrage aan de dioxine emissie in Nederland werd verwacht, het meest nauwkeurig dienden te worden bepaald. Naarmate de bronnen kleiner zijn, en het aantal bronnen niet te groot is ¹⁾, is de invloed van onnauwkeurigheid in de emissie-bepaling op de juistheid van de uiteindelijke schatting van de totale emissie, doorgaans geringer. Op grond van deze veronderstelling is bij die processsoorten waarvan de belangrijkste bijdrage aan de landelijke emissie verwacht werd, vaker gemeten dan bij de kleinere typen bronnen. Per processsoort zijn steeds één of meer bedrijven of installaties geselecteerd die zo goed mogelijk model stonden voor de beschouwde processsoort.

20.3 Nauwkeurigheid

Op basis van de onder 20.2 beschreven werkwijze is in de overzichtstabel een indicatie van de nauwkeurigheid van de vermelde emissies gegeven. Zo behoren die processsoorten waarvan de emissies zijn bepaald op basis van meer metingen, met name de verbranding van huishoudelijk en chemisch afval en sinterprocessen, tot categorie a. Bij de AVI's is een aantal metingen uitgevoerd aan alle installaties. Daarbij is gebleken dat de meetresultaten over de drie dagen in het algemeen minder dan een factor twee verschillen. Bij de verbranding van chemisch afval en de sinterprocessen is bij meer dan de helft van de installaties gemeten. Daardoor is van deze processsoorten de extrapolatie van het meetresultaat naar de jaaremissie van de installatie, en daaruit de uiteindelijk geschatte jaaremissies voor de processsoort, redelijk nauwkeurig.

Tot de b categorie behoren die processsoorten waarvan de jaaremissies zijn geschat aan de hand van slechts één of enkele metingen. Deze schattingen zijn daarom minder nauwkeurig. De jaaremissies van de meeste van deze processsoorten zijn laag (dwz verkeer 1,5% en de rest < 1%) t.o.v. de geschatte totale emissie. De invloed van de nauwkeurigheid van de onder de categorie b vallende processsoorten op de nauwkeurigheid van de totaal voor Nederland geschatte emissie is door hun geringe grootte beperkt.

¹⁾ Van niet industriële, diffuse, bronnen kan het aantal zo groot zijn dat een kleine afwijking wel grote invloed op het eindresultaat heeft.

Voor een aantal andere processsoorten, te weten kabelbranden, huishoudelijke houtverbranding en het gebruik van bestrijdingsmiddelen (houtverduurzaming), is de schatting van de jaaremissie indicatief, vanwege het ontbreken van voldoende gegevens (categorie c). De onzekerheid in de aangegeven emissies is daardoor groot. Omdat de geïndiceerde jaaremissies voor houtverbranding en bestrijdingsmiddelen relatief hoog zijn, zal de afwijking daarin de nauwkeurigheid waarmee de totale emissie is bepaald, beïnvloeden. Echter al zou de fout in de schatting van de emissies van deze bronnen 100% zijn, dan nog bedraagt de daardoor veroorzaakte afwijking in de einduitkomst niet meer dan 10%.

Uit literatuurgegevens blijkt dat bij branden (bosbranden, brand in gebouwen, maar ook het verbranden van (tuin)-afval) dioxinen vrijkomen. De gegevens daarover zijn te beperkt om zelfs maar een indicatie van de jaaremissie te kunnen geven (categorie d).

De selectiecriteria voor de inventarisatie van processen die een bron van dioxine-emissie zouden kunnen zijn, waren de temperatuur en de aanwezigheid van chloor en organisch materiaal. Bij alle uitgevoerde metingen zijn ook daadwerkelijk dioxinen aangetroffen, ook bij een aantal processen waarbij dat aanvankelijk niet werd verwacht. Het is niet uit te sluiten dat er nog enkele processen zijn waarbij dioxinen in lage concentraties (grootte-orde 0,1 ng I-TEQ/m³) vrij komen. Alleen bij grote debieten zou de jaaremissie voor die processen van invloed kunnen zijn op de schatting van de totale Nederlandse emissie.

Gezien de diepgang en de omvang van de uitgevoerde inventarisatie kan worden aangenomen dat alle in Nederland voorkomende processsoorten waarbij dioxinen vrijkomen zijn geïnventariseerd. De bijdrage van niet geïnventariseerde bronnen zal hoogstens slechts enkele procenten van het totaal bedragen.

Op grond van het bovenstaande kan worden geconcludeerd dat het in tabel 20.1 geschetste emissiebeeld een redelijke weergave is van de werkelijke emissie in Nederland.

Tabel 20.1 Bronnen van dioxinen in Nederland (situatie eind 1991)

Processoort	Indicatie nauwkeu- righeid ¹⁾	Emissies naar		Gebonden aan reststoffen ²⁾
		lucht ²⁾	water ²⁾	
		[g I-TEQ/j]	[g I-TEQ/j]	[g I-TEQ/j]
Verbranding huishoudelijk afval	a	382	-	1030 ³⁾
Verbranding chemische afvalstoffen	a	16	0,8	n.b.
Verbranding van stort- en biogas en slib	b	0,3	-	n.b.
Afbranden van kabels, elektromotoren e.d.	c	1,5	-	n.b.
Afvalverbranding bij ziekenhuizen	b	2,1	-	-
Asfaltmenginstallaties ⁴⁾	b	0,3	-	n.b.
Verbranding van olie	b	1,0	-	-
Verbranding van steenkool en bruinkool	b	3,7	-	-
Verbranding van hout				
* Industrieel	b	0,8	-	n.b.
* Huishoudelijk ⁵⁾	c	11,2	-	n.b.
Crematoria	b	0,2	-	-
Branden	d	n.b.	n.b.	n.b.
Diverse hoge temperatuur processen	b	2,7	-	n.b.
Verkeer	b	7,0	-	-
Sinterprocessen	a	26	1,5	-
Metaalindustrie ⁶⁾	b	4,0	-	> 24
Chemische produktie processen ⁴⁾	b	0,5	0,5	-
Gebruik bestrijdingsmiddelen (met name houtverduurzaming)	c	25	-	-
Totaal (exclusief branden)		484	3	1055

¹⁾ a: gebaseerd op meer metingen bij een groot deel van de installaties; b: gebaseerd op één of enkele metingen; c: indicatie; d: geen indicatie mogelijk.

²⁾ -De aanduiding "-" betekent geen emissie of emissie < 0,1 g I-TEQ/jaar, "n.b." betekent niet bekend.
-Waarden < 10 zijn afgerond op tienden; Het aantal opgenomen cijfers is geen indicatie van de nauwkeurigheid.
-Reststoffen die dioxinen bevatten op pg I-TEQ/g niveau zijn niet meegerekend

³⁾ Van de reststof E-filteras wordt ca. 0,6 g I-TEQ/jaar weer geëmitteerd als gevolg van slijtage van het asfalt waarin deze filteras wordt verwerkt.

⁴⁾ De emissie als gevolg van de warmteopwekking is ondergebracht bij de betreffende energiedrager.

⁵⁾ Grote onzekerheden in de emissiefactoren; zie tekst §11.7.2

⁶⁾ Exclusief sinterprocessen

20.4 Emissie naar lucht

De geschatte emissies (tabel 20.1) hebben betrekking op de situatie van eind 1991. Installaties die in het onderzoek zijn betrokken, maar voor eind 1991 gesloten zijn, zijn in de schattingen van de jaaremissies niet meegenomen.

Bij alle processen die geïnventariseerd zijn en waar metingen zijn uitgevoerd zijn daadwerkelijk dioxinen aangetroffen. De gemeten dioxine-concentraties (AVI's uitgezonderd) lopen uiteen van ca. 0,001 - 19,5 ng I-TEQ/m³. De geëmitteerde hoeveelheden per proces varieerden van 0,02 mg tot ca. 24 g I-TEQ/jaar. De hoeveelheid dioxine die door een bron per tijdseenheid wordt geëmitteerd wordt niet alleen bepaald door de dioxine-concentratie in de rookgassen, maar hangt ook af van het rookgasdebiet (het per tijdseenheid afgevoerde gasvolume).

Aanvankelijk werd van *asfaltmenginstallaties*, *crematoria* en bij de *verbranding van kolen* een verwaarloosbare emissie verwacht. Uit MOB metingen bij twee crematoria en een asfaltmenginstallatie bleken echter de dioxine-concentraties in de uitwerp van deze installaties in de grootte orde van 0,45 - 1,3 ng I-TEQ/m³ te liggen. Hoewel de concentraties dus relatief hoog waren, is, als gevolg van het beperkte rookgasdebiet van die installaties, uiteindelijk de berekende emissie (0,002 - 0,007 g I-TEQ per jaar) wel laag. Als gevolg daarvan draagt de voor de betreffende process soort geschatte jaaremissie slechts weinig bij aan de totale emissie in Nederland. Bij een *kolengestookte E-centrale* daarentegen werd een lage dioxine-concentratie van 0,02 ng I-TEQ/m³ gemeten. Deze installatie heeft echter een groot debiet, waardoor de jaaremissie toch nog uitkomt op 0,46 g I-TEQ. Uit de schatting van de jaaremissie voor alle kolengestookte E-centrales van 2,7 g I-TEQ/jaar, blijkt dat de dioxine-emissie bij het stoken van kolen niet verwaarloosbaar is in relatie tot de landelijke emissie.

In 1991 werd door de *verbranding van chemisch-afval* nog 16 g I-TEQ geëmitteerd. Inmiddels is één van de ovens (veruit de grootste) voor het verbranden van chemisch afval gemoderniseerd, waardoor de totale emissie van deze process soort is gedaald tot ca. 6 g I-TEQ per jaar. Ook voor de overige installaties staat een dergelijke modernisering op het programma.

Alle *kabelbranderijen* zijn, mede als gevolg van dit onderzoek, op één na gesloten. Een onzekere factor bij de emissieschatting van deze process soort is het illegaal afbranden van kabels. Gezien de geïndiceerde hoge dioxine-gehalten in de verbrandingsgassen dient grote prioriteit gegeven te worden aan maatregelen op het gebied van de handhaving.

In de loop van 1991 is een aantal installaties voor het *verbranden van ziekenhuisafval* bij ziekenhuizen gesloten naar aanleiding van metingen waarbij jaaremissies werden gevonden, die vergelijkbaar zijn met die van AVI's met een lage emissie (zie tabel 3.1). Onder de gesloten installaties bevonden zich de twee grootste van Nederland. Hierdoor is, gerekend per december 1991, de emissie bij ziekenhuizen met een verbrandingsinstallatie met meer dan de helft afgenomen tot 2,1 g I-TEQ/jaar.

Voor de *huishoudelijke houtverbranding* kan slechts een indicatie van de jaaremissie worden gegeven. Er zijn onvoldoende gegevens over de hoeveelheden, met name van verontreinigd en pentachloorfenol (PCP) bevattend hout, die worden verbrand. Het aantal metingen waaruit emissiefactoren kan worden afgeleid is nog onvoldoende voor het verkrijgen van een nauwkeurig beeld. Gezien de geïndiceerde grootte-orde van emissies bij huishoudelijke houtverbranding is nader onderzoek gewenst.

Uit literatuurgegevens is bekend dat bij *branden* dioxinen worden gevormd. Er zijn echter onvoldoende meetgegevens voorhanden om de emissie te schatten. Om inzicht te krijgen in de betekenis van deze bron verdient onderzoek in proefopstellingen aanbeveling.

Schattingen van de emissie bij *verkeer* zijn gebaseerd op twee verschillende benaderingswijzen, waarvan de uitkomsten een factor 3,5 verschillen. In de tabel is de hoogste waarde opgenomen.

Bij de *sinterprocessen* is één proces bepalend voor de totale emissie van de process soort.

In het verleden zijn op grote schaal, met dioxinen verontreinigde, *bestrijdingsmiddelen* toegepast, met name voor de verduurzaming van hout. De dioxinen verdampen langzaam uit het hout, dat sterk verspreid is toegepast (in de bouw en als emballage). De schatting van de emissie uit deze diffuse bron is gebaseerd op beperkte gegevens en is daarom onzeker. De geschatte grootte van deze bron is echter zodanig dat deze als één van de grotere in Nederland moet worden beschouwd.

20.5 Vergelijking met de gegevens uit het werkdocument

Voordat de metingen in het kader van dit onderzoek gestart werden is in 1989 op basis van de toen bekende gegevens uit de literatuur een schatting gemaakt van de dioxine emissies in Nederland. De selectie van de in het kader van dit onderzoek te meten bronnen is vooral gebeurd op basis van de gegevens uit dat "werkdocument" (Bremmer, 1991). De nu uitgevoerde inventarisatie maakt het toen beschikbare beeld vollediger en betrouwbaarder. Onderstaand wordt op de verschillen ingegaan.

In het werkdocument werd voor het jaar 1989 voor Nederland een totale emissie van 960 g I-TEQ per jaar geschat. De voor 1991, op grond van dit onderzoek, geschatte dioxine-emissie van ca. 484 g I-TEQ is aanzienlijk lager.

Het verschil is voor het grootste deel te verklaren uit de sluiting van een drietal *AVI's* en de modernisering van enkele andere, waardoor de emissie van *AVI's* met ruim 400 g I-TEQ werd teruggebracht van 790 g I-TEQ in 1989 tot 382 g I-TEQ in 1991. Verder zijn er aanvullende gegevens over het gebruik van PCP bevattende houtverduurzamingsmiddelen. Dit heeft tot gevolg dat de nu geschatte dioxine-emissie uit *bestrijdingsmiddelen* (houtverduurzaming) van 25 g I-TEQ slechts de helft is van wat oorspronkelijk in het werkdocument werd opgegeven.

In 1989 werd voor de *metaalindustrie* inclusief een *sinterproces* een emissie van 45 g I-TEQ geschat. Er zijn inmiddels bij een aantal secundaire metallurgische processen emissie-beperkende maatregelen ingevoerd. Verder bleek de emissie voor de basismetaleindustrie te hoog te zijn ingeschat zodat de emissie voor *sinterprocessen* en *metaalindustrie* tezamen thans op 30 g I-TEQ wordt gesteld. De sluiting van *verbrandingsinstallaties van ziekenhuizen* en van *kabelbranderijen* geeft in absolute zin een vermindering van enkele grammen I-TEQ per jaar. Op de verschillen in de emissie-schattingen voor *crematoria*, *kolenverbranding* en *asfaltmenginstallaties* is ingegaan onder "emissies naar lucht". Deze verschillen zijn overigens, evenals de overige hier nog niet genoemde processen, van beperkte invloed op het totale verschil.

Hoewel het nu uitgevoerde onderzoek een vrij volledig beeld van de dioxine emissies in Nederland geeft blijven er nog enkele lacunes in de kennis over. Het betreft voornamelijk diffuse bronnen, te weten de emissies door *houtverbranding*, het *verkeer* en door de verdamping van dioxinen uit vroeger gebruik van *bestrijdingsmiddelen* (houtverduurzaming). Ook van het (illegaal) *afbranden van kabels* e.d. en van de dioxine emissies als gevolg van *branden* is geen nauwkeurige schatting

mogelijk. Het is zinvol de emissies van *houtverbranding* beter vast te stellen en daarvoor vervolg onderzoek te entameren. Hetzelfde geldt voor de door *branden* veroorzaakte emissies. De emissie door het *verkeer* zal autonoom afnemen (zie 20.9), de verdamping uit de reeds toegepaste *bestrijdingsmiddelen* (voor houtverduurzaming) daalt eveneens vanzelf. Voor het illegaal *afbranden van kabels* wordt aanbevolen dit, door aanscherping van de handhaving, te voorkomen. Onderzoek om de emissies van deze processsoorten nauwkeuriger vast te stellen is daardoor minder relevant.

20.6 Emissie naar water

Op basis van de informatie in tabel 20.1 kan geconcludeerd worden dat voor zover bekend de dioxine emissies naar het oppervlaktewater vanuit de geïnventariseerde bronnen gering is. In totaal wordt jaarlijks ca. 3 g I-TEQ naar water geëmitteerd.

20.7 Reststoffen

Voor de verspreiding van dioxinen in het milieu is de emissie naar lucht de belangrijkste route. Dit aspect krijgt daarom steeds de grootste aandacht. Bij verbrandingsprocessen, vooral daar waar de rookgassen worden gezuiverd, wordt echter meestal meer dioxine gebonden aan reststoffen (slak, filteras, roet) afgevoerd, dan de hoeveelheid die naar lucht wordt geëmitteerd. Uit recente metingen aan reststoffen bij AVI's is geschat dat meer dan drie keer zoveel dioxine aan de residuen is gebonden dan naar lucht wordt geëmitteerd. De totale hoeveelheid dioxinen, gebonden aan reststoffen wordt geschat op 1050 g I-TEQ/jaar.

Van de bij AVI's vrijkomende E-filteras wordt een derde deel toegepast in asfalt. Door slijtage van het wegdek kunnen daarbij aan stof gebonden dioxinen vrijkomen. De geschatte hoeveelheid bedraagt 0,6 g I-TEQ/jaar. Door toename van dit gebruik, en door vervanging van het nog geen vlieg-as bevattend asfalt kan deze hoeveelheid in de komende jaren verdubbelen. Verder blijkt uit tabel 20.1 dat nog weinig bekend is over het voorkomen van dioxinen in vaste reststoffen van de verschillende processsoorten.

20.8 Verspreiding van dioxinen via de lucht en risico's voor de volksgezondheid

Naast de hoeveelheid dioxine die bij de verschillende processen vrijkomt is voor de lokale belasting van het milieu ook de wijze waarop dioxinen zich in het milieu verspreiden van grote betekenis. De verspreiding is afhankelijk van een aantal bronkarakteristieken en van de weersomstandigheden (bijlage 6).

In het jaar 1990 was de berekende depositie van dioxine vanuit de lucht op de bodem in Nederland gemiddeld 8 ng I-TEQ/m² (achtergronddepositie). De buitenlandse bijdrage daaraan bedraagt ca.50%. In de omgeving van een bron is de depositie hoger als gevolg van de directe invloed van die bron. Deze directe invloed van een bron is over een afstand van enkele kilometers merkbaar (afhankelijk van bronkarakteristieken). Ongeveer 70% van de in Nederland geëmitteerde dioxine wordt "geëxporteerd". Afbraak van dioxine in het milieu vindt maar op beperkte schaal plaats.

De belasting van de bevolking kan via een aantal routes verlopen. De directe routes van inhalatie, opname via huid en mond zijn verwaarloosbaar t.o.v. de indirecte belasting via voeding. Blootstelling wordt voor een substantieel deel veroorzaakt door consumptie van melk, melkprodukten en produkten met visolie. Uit metingen op verschillende plaatsen in Nederland (buiten de

directe invloedssfeer van grote bronnen) is een landelijke achtergrond-concentratie van koemelk van 0,8 - 2,5 pg I-TEQ/g melkvet vastgesteld. Lokaal kan door de aanwezigheid van een dioxinebron de concentratie in melk hoger zijn dan het achtergrond-niveau.

Voor Nederland geldt een warenwetnorm van 6 pg I-TEQ/g melkvet. Melk met een hoger dioxine-gehalte mag niet in de handel worden gebracht. Met behulp van een verspreidingsmodel kan een kwantitatieve relatie worden gelegd tussen dioxine-emissie en dioxine-gehalten in melk. Met dit model is berekend dat de emissie van de individuele bronnen waaraan metingen zijn verricht niet tot overschrijding van de norm leiden (bijlage 6). Dit model is gevalideerd door monitoring van koemelk rondom enkele AVI's. Gezien de selectie van processen waaraan de metingen zijn uitgevoerd mag worden aangenomen dat ook door de emissies van processen waaraan niet is gemeten de norm voor koemelk niet zal worden overschreden. Er zijn, behalve mogelijk branden, geen in dit verband relevante processen buiten het onderzoek gebleven.

20.9 Toekomstige ontwikkelingen

Naast de norm voor koemelk is, om de belasting van het milieu en daarmee de blootstelling van de mens zoveel mogelijk terug te dringen, in de Richtlijn Verbranden 1989 (RV '89) een emissiegrenswaarde van 0,1 ng I-TEQ/m³ (ind. bij 11% O₂) opgenomen. Deze eis is niet gebaseerd op de Toelaatbare Dagelijkse Inname (TDI) (zie ook bijlage 6) maar op het principe van de best beschikbare technieken voor het reinigen van rookgassen. De norm voor koemelk is gerelateerd aan de TDI. Er is geen relatie tussen de emissiegrenswaarde en de norm voor koemelk.

Op 21 februari 1993 is het Besluit Luchtemissies Afvalverbranding in werking getreden (Staatsblad 1993 nr 36). Het besluit heeft betrekking op inrichtingen voor het verbranden van huishoudelijke afvalstoffen of van bedrijfsafvalstoffen die samen met huishoudelijke afvalstoffen worden verbrand (de zogenaamde AVI's). Nieuwe inrichtingen (waarvoor vergunning is verleend op of na 1 april 1990) moeten vanaf 21 februari 1993 voldoen aan de in het besluit vermelde emissiegrenswaarden. Bestaande inrichtingen (vergunning verleend voor 1 april 1990) moeten daaraan met ingang van 1 januari 1995 voldoen. Voor andere inrichtingen dan de AVI's worden in de Nederlandse Emissie Richtlijnen (NER) in hoofdstuk 3 bijzondere regelingen emissie eisen opgenomen, gebaseerd op de RV'89, en rekening houdend met de specifieke aard van de installaties.

De *emissie van AVI's* zal, als aan de door de overheid gestelde voorwaarden is voldaan, teruglopen tot enkele grammen per jaar. (Afhankelijk van de te verbranden hoeveelheid afval zullen alle AVI's tezamen dan 2,5 - 4 g I-TEQ/jaar emitteren). Als ook de ovens voor de *verbranding van chemisch afval* zijn gemoderniseerd, zal de jaaremissie voor verbranding van chemisch afval teruglopen van 16 g I-TEQ in 1991 tot ca. 1,7 g I-TEQ in 2000 (gebaseerd op de huidige verbrandingscapaciteit).

Afvalverbranding bij ziekenhuizen, waarvan de emissie in 1993 al is gereduceerd tot ca. 1 g I-TEQ, zal in 2000 in het geheel niet meer voorkomen, de emissie is in tabel 20.2 dan ook op 0 gesteld.

De emissie bij *sinterprocessen* is geschat op 26 g I-TEQ/jaar, waarvan 24 g afkomstig is van één proces. Invoering van emissie-beperkende maatregelen overeenkomstig de richtlijnen, wordt door betrokken overheid en bedrijf nagestreefd. Daardoor zal de emissie van sinterprocessen tot ca. 3 g I-TEQ/jaar worden gereduceerd.

Bronnen, zoals *huishoudelijke verbranding van hout* komen sterk verspreid over het gehele land voor. De jaaremissie van de individuele installaties is laag en het zal niet makkelijk zijn om de proces-omstandigheden van die kleine bronnen aan te passen. Als door goede voorlichting het gebruik van verontreinigd hout geheel zou verdwijnen, resteert (bij gelijkblijvend gebruik) een emissie van maximaal ca. 9 g I-TEQ/jaar.

De emissie van het *verkeer* zal ten opzichte van de huidige emissie teruglopen door de verdere invoering van loodvrije benzine en de toepassing van de katalysator.

De verwachting is dat in het jaar 2000 de dioxine-emissie zal zijn gedaald van ca. 484 g I-TEQ/jaar tot ca. 58 g I-TEQ/jaar. Een schatting van de verdeling over de processorten is gegeven in tabel 20.2. Daarbij zijn alleen de effecten meegenomen die voortvloeien uit de nu reeds in gang gezette ontwikkelingen. Bij de schatting van de emissies voor 2000 is, behalve voor de AVI's geen rekening gehouden met eventuele groei in, of verschuiving tussen, bepaalde sectoren.

Tabel 20.2 Bronnen van dioxinen in Nederland. Verwachtingen voor het jaar 2000 (ter vergelijking is ook 1991 gegeven).

Emissies naar lucht, na invoering van de maatregelen die voortvloeien uit de reeds in gang gezette ontwikkelingen.

Procesoort	Emissies naar lucht (g I-TEQ/jaar) ¹⁾	
	1991	2000 ³⁾
Verbranding huishoudelijk afval	382	2 - 4
Verbranding chemische afvalstoffen	16	1,7
Verbranding van stort- en biogas en slib	0,3	1,5
Afbranden van kabels, elektromotoren e.d.	1,5	1,5
Afvalverbranding bij ziekenhuizen	2,1	0
Asfaltmenginstallaties ²⁾	0,3	0,3
Verbranding van olie	1,0	1,0
Verbranding van steenkool en bruinkool	3,7	3,7
Verbranding van hout ⁴⁾	12	9
Crematoria	0,2	0,2
Branden	n.b.	n.b.
Diverse hoge temperatuur processen	2,7	2,7
Verkeer	7,0	0,2 - 5
Sinterprocessen	26	3
Metaalindustrie	4,0	4,0
Chemische produktie processen ²⁾	0,5	0,5
Gebruik bestrijdingsmiddelen (houtverduurzaming)	25	20
Totaal (exclusief branden)	484	max. 58

¹⁾ Het aantal opgenomen cijfers is geen indicatie van de nauwkeurigheid; Voor 1991 zijn waarden <10 afgerond op tienden.

²⁾ De emissie als gevolg van de warmteopwekking is ondergebracht bij de betreffende energiedrager(s).

³⁾ Bij de schatting van de emissies voor 2000 is, behalve voor de AVI's, geen rekening gehouden met eventuele groei in, of verschuiving tussen, bepaalde sectoren.

⁴⁾ grote onzekerheden; zie §11.7.2.

Uit de tabel volgt dat, na de invoering van de nu voorziene emissie-beperkende maatregelen, het vroegere gebruik van *middelen* voor de *verduurzaming van hout* de grootste bron zal zijn. De emissie wordt hoofdzakelijk veroorzaakt door toepassing van dioxine bevattende houtverduurzamingsmiddelen in het verleden. In Nederland en in veel andere landen is het gebruik van chloorfenolen als houtverduurzamingsmiddel verboden. Hierdoor neemt de dioxine-emissie uit deze bron in de loop der jaren langzaam af.

Gezien de mogelijke omvang van de emissie door *houtverbranding* in open haarden en houtkachels, is nader onderzoek daarnaar gewenst. Als door dat onderzoek de huidige schatting wordt bevestigd, dan zou *houtverbranding* in de toekomst de tweede belangrijke bron blijken te zijn. Het grootste gedeelte daarvan wordt dan vermoedelijk veroorzaakt door de verbranding in open haarden. Nogmaals wordt echter gewezen op de grote onzekerheden in met name de door open haarden vastgestelde emissies.

De prognose voor het jaar 2000 is gebaseerd op:

- Het uitvoeren van de maatregelen zoals die aanvankelijk in de RV'89 werden gesteld, en die nu zijn cq worden overgenomen in het "Besluit Luchtemissies Afvalverbranding" (Stb.1993-36) en in de Nederlandse Emissie Richtlijnen,
- De implementatie van de in voorbereiding zijnde EG-regelgeving voor de verbranding van "gevaarlijk" afval,
- Het reeds door het bevoegd gezag, in het kader van de vergunningverlening in gang gezette beleid ten aanzien van enkele in dit rapport genoemde bronnen.

Als de emissie van dioxinen in Nederland is teruggebracht tot ca. 58 g I-TEQ/jaar, zal, bij gelijkblijvend aandeel van buitenlandse bronnen, de achtergronddepositie gedaald zijn van gemiddeld 8 ng I-TEQ*m⁻²jaar⁻¹ in 1991 tot ca. 4 ng I-TEQ*m⁻²jaar⁻¹ in het jaar 2000. Tegen die tijd wordt de achtergrond depositie in Nederland vooral bepaald door de dioxine-emissie in het buitenland.

Door de daling van de achtergrond-depositie zal ook de achtergrond-concentratie in koemelk verder afnemen. Afgezien van de (kleine) bijdrage uit de bodem wordt ook de achtergrond-concentratie in de melk in het jaar 2000 dus hoofdzakelijk bepaald door de bijdrage van buitenlandse bronnen. Verdere daling wordt dus vooral bepaald door de mate waarin in het buitenland maatregelen worden getroffen om de dioxine-emissies te verminderen. Dit onderstreept het belang van internationale aanpak van de bestrijding.

Lokaal zal, in de nabijheid van een bron, de depositie verhoogd zijn t.o.v. de achtergrond. Volgens de model berekeningen (zie 20.8) wordt echter nergens in de directe omgeving van bronnen in Nederland (met uitzondering van het Lickebaertgebied), gerekend naar de emissies van 1991, de norm voor dioxine in melk overschreden. Omdat de norm voor dioxine in koemelk op dit moment dus al niet wordt overschreden, zal dat zeker niet het geval zijn als alle nu voorziene maatregelen zijn uitgevoerd. Voor het Lickebaertgebied wordt verwacht dat dit jaar nog (1993) uit de metingen zal blijken dat de dioxine-concentraties in koemelk ook dáár beneden de norm liggen.

Dioxine-emissies kunnen worden beperkt door aanpassing van proces-omstandigheden en/of door verbetering van het reinigingssysteem voor de bij het proces vrijkomende gassen. Door het installeren van geavanceerde technieken om de afgevoerde gassen te reinigen worden weliswaar de emissies beperkt, maar er blijft een probleem van dioxinen in de vaste afvalstoffen van het proces. Daarom bestaat sterke voorkeur voor een proces-geïntegreerde aanpak. Het is van belang dat onderzoek naar proces-omstandigheden, waarbij zo weinig mogelijk dioxinen worden gevormd, wordt voortgezet en dat naar betere mogelijkheden wordt gezocht om de reststoffen van het proces op te werken.

20.10 Congeneerpatronen

Bij de meting van dioxinen en dibenzofuranen worden in totaal 17 (van de 210) verschillende congenen (zie bijlage 1) bepaald. In bijlage 7 is van alle in dit rapport besproken processen, op

basis van de analyse resultaten, een overzicht gegeven van de onderlinge verhoudingen waarin deze 17 verschillende congenen in de verzamelde monsters voorkwamen.

Oppervlakkig gezien lijken er tussen deze congeneerpatronen, vooral binnen één processoort, wel overeenkomsten op te treden. Het aantal variabelen dat daarbij een rol speelt is echter zeer groot. Binnen het kader van dit projekt was onvoldoende ruimte beschikbaar om naar de oorzaken te zoeken en op basis daarvan een verklaring te geven van de optredende overeenkomsten en verschillen. Het benodigde materiaal daarvoor is echter wél beschikbaar

Onderzoek daarnaar kan echter wel van belang zijn. Verwacht wordt dat daaruit informatie voortkomt die bijdraagt aan de kennis over de vorming en het ontstaan van dioxinen. Deze kennis is van nut bij het ontwikkelen van maatregelen om dioxine-vorming bij diverse processen te verminderen. Anderzijds is het misschien mogelijk om, aan de hand van de congeneerpatronen, de herkomst van de in het milieu aangetroffen dioxinen en dibenzofuranen, globaal, vast te stellen (fingerprinting).

Aanbevolen wordt, nader onderzoek te doen naar de congeneerpatronen waarbij bovenstaande doelstellingen centraal staan.

21 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN.

21.1 Conclusies

Algemeen

1. Schattingen van de jaaremissies aan dioxinen van de processsoorten waar de hoogste emissies werden verwacht, met name sinterprocessen en de verbranding van huishoudelijk- en chemisch afval, zijn redelijk betrouwbaar. Hoewel voor enkele andere processsoorten slechts een indicatie van de jaaremissie kan worden gegeven is de betrouwbaarheid van de vastgestelde jaaremissie van dioxinen en dibenzofuranen door dit onderzoek aanmerkelijk toegenomen ten opzichte van eerdere schattingen. Het in dit rapport gepresenteerde overzicht kan, met uitzondering van de emissies door branden, dan ook als een redelijk goede weergave van de totale dioxine-emissie in Nederland worden beschouwd.
2. De uitkomsten van dit onderzoek tonen aan dat de reeds getroffen maatregelen hun effect hebben gehad op de totale dioxine emissie. De mate waarin verdere maatregelen noodzakelijk zijn kan mede aan de hand van de nu voorliggende resultaten worden bepaald.

Emissies

3. De dioxine-concentraties in de rookgassen van de onderzochte processen (AVI's uitgezonderd), varieerden van ca. 0,001 - 19,5 ng I-TEQ/m³, met sterk uiteenlopende debieten. De emissies van de onderzochte bronnen variëren van 0,02 mg tot ca. 24 g I-TEQ per jaar. Slechts twee bronnen emitteren meer dan 10 g I-TEQ/jaar. Voor alle overige bronnen werden emissies geschat van minder dan 1 g I-TEQ/jaar, waarvan tweederde beneden 0,1 g per jaar.
4. Met behulp van de gegevens uit de emissie-metingen, in een aantal gevallen aangevuld met literatuurgegevens, is geschat dat de dioxine-emissie in Nederland (eind 1991, exclusief branden) ca. 484 g I-TEQ/jaar bedroeg. Installaties die voor december 1991 gesloten zijn, zijn in deze berekening niet meegenomen. Van de emissie als gevolg van branden kan geen schatting worden gemaakt.

Gebonden aan reststoffen wordt 1050 g I-TEQ/jaar afgevoerd. De emissie naar water bedraagt jaarlijks ca. 3 g.

5. De afvalverbrandingsinstallaties voor huishoudelijk- en daarmee vergelijkbaar afval emitteren gezamenlijk ruim 380 g I-TEQ/jaar, dat is bijna 80% van de totaal geschatte emissie (situatie eind 1991).
6. Het overige deel van de geschatte jaaremissie (ca. 105 g I-TEQ) is verdeeld over 16 processsoorten, waarvan sinterprocessen (5,4% t.o.v totaal) het (vroegere) gebruik van houtverduurzamingsmiddelen (5,2%), verbranding van chemisch afval (3,3%) en houtverbranding (2,5%) de belangrijkste zijn.

7. De emissies bij het verbranden van hout worden volgens de huidige informatie grotendeels bepaald door de verbranding in open haarden en houtkachels. Beschikbare informatie is echter onvolledig, en gebaseerd op slechts enkele metingen. Nader onderzoek naar de dioxine emissie van deze bronsoort is noodzakelijk. Vooruitlopend hierop is het wenselijk de voorlichting over de negatieve invloed van het verbranden van verontreinigd hout in houtkachels en open haarden te intensiveren.
8. De schatting van de emissie door het verkeer kent nog een grote onzekerheid. Gelet op de bronsterkte en de afname daarvan als gevolg van de verdere doorvoering van katalysator en het gebruik van loodvrije benzine, lijkt het op dit moment niet zinvol deze onzekerheid weg te nemen door middel van nader onderzoek.
9. De emissie van dioxine door uitdamping vanuit in het verleden gebruikte (PCP bevattende) houtverduurzamingsmiddelen is niet nauwkeurig bekend. Het is naar schatting een grote bron (25 g I-TEQ/jaar). Het is niet waarschijnlijk dat door nader onderzoek de bronsterkte nauwkeuriger is te bepalen. De afnemende bronsterkte maakt dit ook niet noodzakelijk.

Vergelijking met het werkdocument

10. In het werkdocument werd voor 1989 een totale dioxine-emissie geschat van 960 g I-TEQ/jaar. De nu op basis van dit onderzoek voor 1991 geschatte emissie bedraagt 484 g I-TEQ/jaar. De belangrijkste oorzaak voor dit verschil is de sluiting van drie AVI's, de meeste kabel-brandrieren en een aantal verbrandingsinstallaties bij ziekenhuizen. Ook werden in die tussentijd enkele AVI's en processen in de metaalindustrie gemoderniseerd. De overige verschillen in de geschatte emissie worden toegeschreven aan het feit dat door het uitgevoerde onderzoek nu meer en betrouwbaarder informatie over de emissies van dioxine beschikbaar is gekomen.

Verspreiding en risico's

11. Uit berekeningen met een ketenmodel, waarmee een relatie wordt gelegd tussen de dioxine-emissie en de dioxine-concentraties in koemelk, blijkt, dat in de directe omgeving van de in dit onderzoek beschouwde industriële bronnen, geen overschrijdingen van de grenswaarde voor dioxine in melk is te verwachten. Een dergelijke overschrijding vindt nog wel plaats in de Lickebaertpolder. Naar verwachting zal nog in 1993 worden vastgesteld dat ook daar geen overschrijding meer plaatsvindt.

Toekomstige ontwikkelingen

12. De totale dioxine-emissie in Nederland (exclusief branden) zal, bij gelijk blijvende procesgrootte, naar verwachting in het jaar 2000 maximaal ca. 58 g I-TEQ/jaar bedragen tengevolge van nu reeds in gang gezette ontwikkelingen. De bijdrage van AVI's daaraan zal maximaal 4 g I-TEQ bedragen.
13. Verwacht wordt dat in het jaar 2000 de emissie door uitdamping van in het verleden gebruikte houtverduurzamingsmiddelen, de belangrijkste dioxinebron zal zijn, mogelijk gevolgd door de verbranding van hout.

14. Als de emissie van dioxinen in Nederland is teruggebracht tot ca. 58 g I-TEQ/jaar, zal, bij gelijkblijvend aandeel van buitenlandse bronnen, de achtergronddepositie gedaald zijn van gemiddeld 8 ng I-TEQ m⁻² jaar⁻¹ tot ca. 4 ng I-TEQ m⁻² jaar⁻¹. Door deze daling zal ook de achtergrond-concentratie in koemelk verder afnemen. Afgezien van de (kleine) bijdrage uit de bodem wordt de achtergrond-concentratie in de melk dan hoofdzakelijk bepaald door de bijdrage van buitenlandse bronnen. Verdere daling wordt dus vooral bepaald door de mate waarin in het buitenland maatregelen worden getroffen om de emissie te verminderen. Verwacht mag worden dat ook de bijdrage uit het buitenland in de toekomst zal afnemen. Daarbij moet worden opgemerkt dat lokaal, in de nabijheid van een bron, de depositie verhoogd zal zijn t.o.v. de achtergrond.

Slot conclusies

15. Door de, mede onder invloed van dit onderzoek, reeds genomen maatregelen is de dioxine emissie in Nederland gedaald van ca. 960 g I-TEQ/jaar in 1989 tot de nu voor 1991 vastgestelde 484 g I-TEQ/jaar. Wanneer alle nu voorziene maatregelen zijn uitgevoerd (o.m. RV'89) bedraagt de dioxine emissie in Nederland in 2000 nog (maximaal) 58 g I-TEQ/jaar. Éénderde daarvan is niet beïnvloedbaar, doordat dit de verdamping van in het verleden gebruikte houtverduurzamingsmiddelen betreft.
16. Volgens de model berekeningen wordt nergens in Nederland (met uitzondering van het Lickebaertgebied), gerekend naar de emissies van 1991, de norm voor dioxine in melk overschreden. Voor het Lickebaertgebied wordt verwacht dat dit jaar nog (1993) door metingen bevestigd zal worden dat de dioxine-concentraties in koemelk ook dáár beneden de norm liggen.

21.2 Aanbevelingen

1. Om een betere schatting te krijgen van de emissies door de huishoudelijke houtverbranding is onderzoek nodig naar de representativiteit van de tot dusver gemeten dioxine-emissies en de hoeveelheden schoon en verontreinigd hout (met en zonder PCP) die worden verbrand. Tevens is onderzoek naar de mogelijkheden tot vermindering van de dioxine-emissie bij houtverbranding gewenst, alsmede onderzoek naar het dioxine-gehalte van de asresten. Ook is een inventarisatie van in Nederland voorkomende rokerijen en de bij deze installaties optredende emissies gewenst.
2. Om na te gaan hoe, en in welke mate dioxinen worden gevormd bij branden zijn emissiemetingen aan open vuren, met verschillende brandstofsamenstelling, nodig. Bij een dergelijk onderzoek dient ook de samenstelling van de reststoffen te worden betrokken.
3. Gezien de geïndiceerde dioxine-gehalten in de verbrandingsgassen van met name het illegaal afbranden van kabels dient grote prioriteit gegeven te worden aan maatregelen op het gebied van de handhaving. Gezien de gevonden dioxine-gehalten van het bodemmateriaal op lokaties waar illegaal kabels werden afgebrand, wordt aanbevolen hieraan aandacht te besteden in het kader van de bodemsanering.
4. De najlende emissie door het gebruik van houtverduurzamingsmiddelen in het verleden en de onzekerheden in de emissie-schatting van het verkeer hoeven niet nader te worden onderzocht, vooral omdat van dergelijk onderzoek slechts beperkt resultaat wordt verwacht in relatie tot de kosten.
5. Bij maatregelen ter vermindering van dioxine emissies verdienen geïntegreerde oplossingen de voorkeur boven zg nageschakelde technieken, dit om de verschuiving van de dioxine last van de lucht emissie naar emissie via de reststoffen te voorkomen. Aanbevolen wordt onderzoek uit te voeren naar de reiniging van reststoffen en naar de inzetbaarheid van procesgeïntegreerde technieken versus nageschakelde technieken.
6. Gezien de grootte van de geschatte emissie naar water uit één van de sinterprocessen, verdient het aanbeveling ook bij de andere sinterprocessen de dioxine emissie naar water te bepalen.
7. Aanbevolen wordt onderzoek te verrichten naar de verhoudingen waarin de afzonderlijke congenere in de emissies voorkomen, met als doel de mogelijkheden van bronherkenning te onderzoeken, en aanknopingspunten te vinden voor het voorkomen dan wel tegengaan van dioxine vorming in de onderscheiden processen.

22. LITERATUUR

Anthonissen, I.H. (1991).
Informatiedocument slak en vlieggas verbranding huishoudelijk en bedrijfsafval,
RIVM, rapportnr. 738902017

AOO, (1992).
Ontwerp Tienjarenprogramma Afval 1992-2002.
Utrecht, februari 1992.

Bamberg (1992)
Persoonlijke mededeling

Bremmer, H.J. (1991)
Bronnen van dioxinen in Nederland
RIVM rapportnr. 730501014, februari 1991

Bremmer, H.J. en W.F.M. Hesseling (1991)
Inventarisatie van processen waarbij dioxines kunnen ontstaan,
RIVM, rapport nr. 730501010

Bremmer, H.J., L.M. Troost, J. de Koning en A.A. Sein (in prep.)
Dioxinen bij ziekenhuisafvalverbrandingsinstallaties.
RIVM-rapport nr. 730501040 (concept)

Bremnes, P.K., en Ø. Melhus (1990)
Exhaust gas emission from international marine transport, Norwegian Marine Technology Research Institute,
report no. OR 222955.00.01.90

Bröker, G., K.J. Geveke, E. Hiester en H. Niesenhaus (1992)
Emission polychlorierter Dibenzo-p-dioxine und -furane aus Hausbrandfeuerungen.
LIS-Berichte Nr. 103, Landesanstalt für Immissionschutz Nordrhein-Westfalen, 1992.
ISSN 0720-8499

CBS (1991)
De Nederlandse energiehuishouding, jaarcijfers 1990,

CBS, 1992a
Persoonlijke mededeling, oktober 1992

CBS, 1992b
Maandstaat verkeer en vervoer 92/8

CBS (1992)
Statistisch jaarboek 1992, CBS

Compaan, H, M.M. Rhemrev, M.M.G. Houtzager (1992)
Emission of toxic organic microcontaminants from ship engines: first measurements on a North Sea ferry, a Rhine tanker and a container ship on the North Sea, TNO, report no. 92/279

CVN (1992)
Persoonlijke mededeling Hr. F.A. de Wit, Crematievereniging Nederland, augustus 1992

Danton and Reynolds (1991a)
Marine exhaust emissions research programme phase II
step 2A - Preliminary results

Danton and Reynolds (1991b)

Marine exhaust emissions research programme phase II
step 2B - Preliminary results.

Denemarken (1990)

Ministry of the environment, Denmark
National Agency of Environmental Protection
Environmental Project No. 149/1990 on Emissions from Fireplaces and Stoves.

Department of Environment (1989)

Dioxins in the environment, Pollution Paper no. 27, London: Her Majesty's Stationery Office

Deutsch, D.G. en T.D. Goldfarb, (1988)

PCDD/PCDF contamination following a plastic fire in a university lecture hall building.
chemosphere 17, 2423-2431.

Dienst Getijdewateren (1992)

Persoonlijke mededeling K.J. Wulffraat, Dienst Getijdewateren, Ministerie van Verkeer en Waterstaat,
november 1992

Duvoort - van Engers, L. (1991)

Informatie document zuiveringsslib
RIVM rapportnr. 738902013

Eijzen, P.H.M., H.B. Duesmann, R.A.W. Albers (1992)

SPIN document IJzergieterijen
RIVM rapport nr. 736301101 januari 1992

Evers, E.H.G. (1989)

De vorming van PCDF's, PCDD's en gerelateerde verbindingen bij de oxychlorering van etheen, Universiteit
van Amsterdam, nr. MTC89EE

EPV, 1992

Persoonlijke mededeling Hr. P.I.M. Reuser, november 1992

Frede, M. (1991)

Änderung der Isomerenverteilung von Dioxinen/Furanen bei der Verfahrenstechnik einer
Müllverbrennungsanlage.
VDI-Seminar Dioxin- und NO_x-minimierungstechniken, München, 17-18 Sept. 1991.

Funcke, W., J.Theisen, E. Balfanz en J. König (1988)

Polychlorierte Dibenzofurane (PCDF) und polychlorierte Dibenzo(p)dioxine (PCDD) in Rückständen und
Emissionen eines Brandes in Anwesenheit von PVC-haltigen Materialien.
Staub, 48, 393 (1988).

Hagenmaier, H. und R. Beising (1989)

Untersuchung von Kraftwerksrauchgasen auf polychlorierte Dibenzodioxine und dibenzofurane, VGB
Kraftwerkstechnik 69, 1989

Hagenmaier, H. und H. Brunner (1990).

Belastung der Umwelt mit Dioxinen - Versuch einer Wichtung der verschiedenen Eintragsquellen, Voordracht
VGB-Fachtagung "Thermische Abfallverwertung" 1990, 28 september 1990, Essen

- Hagenmaier, H., N. Dawidowsky, U. Weberruss, O. Hutzinger, K.H. Schwind, H. Thoma, U. Essers, U. Bühler, R. Greiner (1990).*
Emission of polyhalogenated dibenzodioxins and dibenzifurans from combustion-engines, Dioxin '90, Short papers 2, 329-334
- Harrad, S., A.P. Sewart en K.C. Jones (1992)*
PCDD/Fs in the British environment: sinks, sources and temporal trends.
Dioxin '92, augustus 1992, Tampere, Finland. Extended abstracts 9, 89-91
- Helm, P.P.M. van der, P.L. Karssemeijer (1992)*
Verwijdering kabelrestanten: Inventarisatie van grondkabelrestanten; Publicatiereeks afvalstoffen, VROM/DGM nr. 1992/18a
- Hesseling, W.F.M. (1992).*
Onderzoek verbrandingsparameters van verschillende afvalverwerkingsscenario's bij de ARN te Nijmegen, NOVEM/RIVM 9143
- Hutzinger, O. et al. (1989)*
Chemosphere 18 23 (1989).
- Inspectie Noord Brabant (1993)*
Persoonlijke mededeling de heer J. van der Linden
- Jaarsveld, J.A. van en M.A.A. Schutter,*
Verspreiding en depositie van dioxinen in Nederland.
RIVM rapportnr. 730501036
- Jager, J., M. Wilken, B. Zeschmar-Lahl (1992)*
Dioxin- und Furan-Emissionen in Berlin - eine Hochrechnung Staub-Reinhaltung der luft 52, 99-106
- Jong, A.P.J.M. de, A.K.D. Liem, G.S. Groenemeijer, R.S. den Hartog, A.C. den Boer, P.R. Kootstra, S.H.M.A. Linders, H.A. van 't Klooster (1990).*
Vergelijkingsonderzoek analyse dioxinen in vliegstof van AVI's (RIVM/TNO).
RIVM, rapportnr. 730501015, augustus 1990.
- KEMA (1992)*
Milieu-effectrapport Structuurschema Elektriciteitsvoorziening deel 1: ontwerp- planologische kernbeslissing, ref.nr. KEMA 12306-KEC 91-343
- Kleijn, E.G.M. en E. van der Voet.*
Dioxines in milieu en voeding in Nederland.
Coördinatie-commissie voor de metingen van Radioactiviteit en Xenobiotische Stoffen, oktober 1991, ISBN 90-6960-018-8.
- Koch, R. (1992)*
Emissiemetingen draaitrommeloven DTO-7 van AVR-Chemie 13-14 mei 1992.
IMET-TNO, rapportnr. 92-2634
- Koning, J. de en A.H. Kleinveld (1987).*
Vergelijking monsternamemethoden voor organische microcomponenten in rookgassen.
MT-TNO, rapport nr. 87-057, november 1987 (NP).
- Kuipers, G. (1991).*
Garantiemeting rookgasreinigingsinstallatie VVI te Alkmaar
IMET-TNO rapport nr. 91-390, november 1991

- Kuipers, G. (1992)*
Dioxinemetingen draaitrommeloven DTO-8 van AVR-Chemie.
IMET-TNO, rapportnr. nr. 92-120
- Larssen, S., E.M.Brevik, M.Oehme (1990)*
Emission factors of PCDD and PCDF for road vehicles obtained by a tunnel experiment. Abstracts "Dioxin 1990" te Bayreuth, Duitsland.
- Liem, A.K.D., R.M.C.Theelen, W.Slob en J.H. Wijnen (1991)*
Dioxinen en planaire PCB's in voeding. Gehalten in voedingsprodukten en inname door de Nederlandse bevolking.
RIVM 730501034, juli 1991
- Liem, A.K.D., R.v.d. Berg, H.J.Bremmer, J.M. Hesse, W. Slooff (1993).*
Basisdocument dioxinen (in prep.).
RIVM rapportnummer 710401.024
- Loos, B., 1992*
Productie van glas, glasvezel en glaswol,
RIVM rapport nr 736301115.
- Lützke, K. (1987),*
Emissionsmessungen von PCDD und PCDF.
VDI Berichte 634.
- MAN,B&W (1989?)*
Emission control of two-stroke low speed diesel engines, nr. P.8909-205
- Marklund, S., R. Andersson, M. Tysklind en C. Rappe (1989)*
Emissions of PCDDs and PCDFs from a PVC-fire in Holmsund, Sweden
Chemosphere 18 ,1031 (1989)
- Marklund, S., R. Andersson, M. Tysklind, C. Rappe K. Egeback, E. Björkman, V. Grgoriadis (1990)*
Emissions of PCDDs and PCDFs in gasoline and diesel fueled cars.
Chemosphere 20 ,553 - 561 (1990)
- Marklund, S., G. Söderström, K. Ljung, C. Rappe, M. Kraft, H. Hagenmaier (1992)*
Parallel sampling for dioxins using various techniques at a Swedish municipal solid waste incinerator.
Waste Management & Research (1992) 10, 21-36.
- Matthijssen, A.J.C.M., A.I.M. van de Beek en A.A. Sein (1993).*
Dioxinen en PCB's in vaste residuen van afvalverbrandingsinstallaties,
CONCEPT, RIVM Rapportnr. 730501049
- Mensink, C.K., M. Meems, T. Snijder, M. Koopman, 1988*
Onderzoek naar het voorkomen van pentachloorfenol in rookhout, pallethout, parkethout en groente- en fruitkisten, Rijkskeuringsdienst van waren voor het gebied Drenthe, rapport nr. 88-02
- Nagelhout, D., Z.I. van Lohuizen, 1992*
Afvalverwijdering 1990 - 2010, achtergronddocument bij de Nationale Milieuverkenning 2
RIVM rapport nr 736201010
- NATO-CCMS (1988)*
Formation of dioxins and related compounds in industrial processes,
CCMS Report no. 173.

- Nielsen, P.K. and P. Blinksbjerg (1989)*
Emission of dioxins (PCDD and PCDF) from some secondary sources; combustion of straw, coal and waste oil from automobiles. *Chemosphere* 19, 731-734
- Nieuwenhuis, J.W., J.H. de Zeeuw, P.J. Meijer, H. Verhagen (1990)*
Informatiedocument afgewerkte olie, RIVM rapportnr. 738902007
- NV Huisvuilcentrale Noord-Holland, 1993*
Persoonlijke mededeling E.A. Colnot; maart 1993
- Okken, P.A., H.J.A. van den Akker, J.M. Bais, J. van Doorn, A.D. Kant (1992).*
Houtkachels in Nederland, Bijdrage aan energievoorziening en milieubelasting, ECN, rapportnr. ECN-C-92-021.
- Oonk, J., M.J.J. Scheepers, J.W. Takke, 1993*
Overzicht stortgasprojecten in Nederland (1983 - 1991)
Adviescentrum stortgas, Apeldoorn
- Päpke, O., M. Ball, Z.A. Lis, K. Scheunert, 1989*
PCDD and PCDF in indoor air of Kindergartens in Northern W. Germany, *Chemosphere* 18, pp 617-626
- Poot, F.C. (1990)*
Beperkt emissie-onderzoek draaitrommeloven 7 AVR-Chemie.
IMET-TNO, rapport nr. 90-332
- Poot, F.C. en L.M. Troost (1991)*
Emissieonderzoek afvalverbrandingsinstallatie AVR-Chemie (DTO-8).
IMET-TNO, rapport nr. 91-028
- Provincie Gelderland (1992a)*
Persoonlijke mededeling de heer S. van der Heyden.
- Provincie Gelderland (1992b)*
Persoonlijke mededeling de heer F. Segers.
- Provincie Limburg (1992)*
Persoonlijke mededeling de heer B. Bomhof.
- Provincie Noord Brabant (1993)*
Persoonlijke mededeling de heer T. van den Eng.
- Provincie Overijssel (1993)*
Persoonlijke mededeling de heer J. Luikens.
- Rappe, C., L. Kjeller, S.E. Kulp, C. de Wit and O. Palin (1990)*
Levels, patterns and profiles of PCDD's and PCDF's in samples related to the production and use of Chlorine. Abstracts "Dioxin 1990" Bayreuth, Duitsland
- RV'89 (1992).*
Integraal bijgewerkte versie van de Richtlijn "Verbranden" 1989.
Publikatiereeks afvalstoffen nr. 1992/10.
- RIVM (1991)*
Nationale milieuverkenning 2, 1990 - 2010.

RIVM (1992)

Persoonlijke mededeling mevrouw L. Duvoort - van Engers.

RIVM (1993)

Persoonlijke mededeling T.A. Meeder, maart 1993.

Rodenburg, L.J.M., F.C.G.M. Langelaan, M.W.F. Nielen en A.H. Kleinveld (1991)

Dioxinen in de metaalindustrie

TNO rapport nr. R 91/110 van 26 april 1991.

Scheepens, C.P. (1988)

De verwerking van verspaningsafval

MI-TNO rapport nr. 88M/02126/SCP/VLT, 09-12-1988.

Scheiner, M., W. Reifenhäuser, O. Vierle et al. (1992)

Measurements of the emission concentrations of PCDD/PCDF in a digester-torch of a municipal sewage-plant.

Dioxin '92, Tampere Finland, 24-28 augustus 1992.

Schmidt-Tegge, J. (1990).

Stellenwert der Müllverbrennung, voordracht VGB-Fachtagung "Thermische Abfallverwertung 1990", 28 september 1990

SEP/VEEN (1992)

Elektriciteit in Nederland 1991. Samenwerkende Elektriciteits-productiebedrijven (SEP) en de Vereniging van Exploitanten van Elektriciteitsbedrijven in Nederland (VEEN)

Slob, W., L.M. Troost, M. Krijgsman, J. de Koning, A.A. Sein (1992).

Verbranding van huishoudelijk afval in Nederland - Emissies optredend bij verbranding, verspreiding en risico's van dioxinen.

RIVM/TNO/VROM, rapportnr. 730501043, april 1992.

Slob, A.F.L. en I.S. Steenwinkel (1992).

Gebruik open haarden en kachels voor vaste brandstoffen (concept).

CEA, rapportnr. 407104.rap.

Slooff, W., H.J. Bremmer, J.A. Janus en A.J.C.M. Matthijsen (1990).

Basisdocument chloorfenolen

Rapportnr. 710401003, RIVM, 1990.

Slooff, W., J.A. Annema, H. Booij, J.M. Hesse en A. van der Meulen (1992).

Basisdocument fijn stof, concept werkdocument, RIVM

Staatsblad 1992, 455

Besluit van 18 augustus 1992 tot vaststelling van een algemene maatregel van bestuur krachtens artikel 24 van de Wet milieugevaarlijke stoffen (Besluit implementatie EEG-stoffenrichtlijn Wet milieugevaarlijke stoffen)

Sulilatu, W.F. (1992).

Kleinschalige verbranding van schoon afvalhout in Nederland.

TNO-rapport, ref.nr. 92-278.

SVC (1984)

Jaarverslag 1983, Stichting Vulstof Controle

TAUW (1987)

Resultaten meetprogramma nieuwe draaitrommeloven van de AVR-chemie C.V.
rapport nr. 51166.15a

TAUW (1989)

Emissie-onderzoek DTO-8 AVR Chemie Rozenburg.
rapport nr. 3115771

TAUW (in prep.)

Organische microverontreinigingen in overige organische meststoffen.
TAUW, rapportnr. 3193748 in voorbereiding.

Theelen, R.M.C. (1989)

Humane blootstelling aan dioxinen en furanen en bijdrage van afvalverbrandingsinstallaties aan deze blootstelling door depositie van vliegstof.
RIVM 738473009 1989

Thoma, H. (1988)

PCD/F-concentrations in chimney soot from house heating systems; *Chemosphere* 17, 1369-1379

Thoma, H. (1988).

PCDD/F-concentrations in chimney soot from house heating systems.
Chemosphere 17, 1369-1379.

TNO (1992)

Persoonlijke mededeling Hr. F.C. Poot
TNO, augustus 1992.

TNO (1993)

Persoonlijke mededeling Hr. F.C. Poot
TNO, februari 1993.

Uffelen, E. van, J. Schinkel, F. van Woerden (1990)

Milieukaderstudie scheepvaart en scheepsbouw, Tebodin, rapportnr. 330486

VDI (1986),

Dioxine Vorkommen-Bestimmung-Bewertung-Entsorgung.
VDI-Tagung 22 (23) April 1986, Essen, blz. 23 e.v.

VDI (1990).

VDI 3499 Blatt 1, Entwurf, März 1990,
Messen von Emissionen - Messen von Reststoffen - Messen von polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen im Rein- und Rohgas von Feueranlagen mit der Verdünnungsmethode. - Bestimmung im Filterstaub, Kesselasche und in Schlacken.
VDI 3499 Blatt 2, Vorentwurf, December 1990,
Messen von Emissionen - Messen von polychlorierten Dibenzo(p)dioxinen (PCDD) und Dibenzofuranen (PCDF) in Abgasen industrieller Anlagen und Feuerungsanlagen. -Kondensationsmethode mit Staubfilter.
VDI 3499 Blatt 3, Vorentwurf, Juni 1990,
Messen von Emissionen - Messen von polychlorierten Dibenzo(p)dioxinen und Dibenzofuranen an industrieller Anlagen. -Kondensationsmethode. -Gekültes Absaugrohr.
VDI 3499 Blatt 4, Vorentwurf, December 1988,
Messen von polychlorierten Dibenzodioxinen (PCDD's) und polychlorierten Dibenzofuranen (PCDF's) in Emissionen von Verbrennungsanlagen und bei anderen Verbrennungsprozessen.

Verhagen, H. (1990)

Informatiedocument halogeenkoolwaterstofhoudende afvalstoffen.
RIVM, rapportnr. 738902010

Vikelsee, J., T. Cederberg, H. Madsen, A. Grove en K. Hansen (1991)
Emission of Dioxins from Danish Household Stoves.
Abstracts Dioxin '91, september 1991; Research Triangle Park, North Carolina, USA.

Von Roll (1992).
DeDiox AVIRA

VCP (1988)
Wat eet Nederland. Resultaten van de voedselconsumptiepeiling 1987-1988
Uitgave van de ministeries van WVC en LNV, oktober 1988.

VROM (1992a)
Jaaroverzicht 1991 chemisch en gevaarlijk afval,
publicatiereeks afvalstoffen nr. 1992/14

VROM (1992b)
Persoonlijke mededelingen van J.H. Lith april 1992;
W.Veltman april, 1992; A.J. Ligthart, maart 1992

VROM (1992c)
Integraal bijgewerkte versie van de Richtlijn "Verbranden" 1989.
Publicatiereeks afvalstoffen, rapportnr. 1992/10, juni 1992.

VROM (1993)
Persoonlijke mededeling hr M. Krijgsman, DGM/HIMH
februari 1993.

VVAV (1992).
VVAV, Jaarverslag 1991

VWB Asfalt (1992).
Persoonlijke mededeling Hr. A.D. Schaap, Vereniging tot Bevordering van Werken in Asfalt, augustus;
september 1992

Walwijk van M., P.A.J. Achten, 1991
Mobiele werktuigen, energieverbruik en emissie, Innovation Associates te Breda

Weijer A.P. de en D. den Ouden (1992).
Integrale afvalbehandeling, sessie 1: Verbranden.
lezing Nederlands Studie Centrum d.d. 18 mei 1992.

Wevers M., R. de Fré, T. Rymen, 1992
Dioxins and dibenzofurans in tunnel air, Dioxin'92, augustus 1992, Tampere. Finland

Zorge J.A. van, J.H. van Wijnen, R.M.C. Theelen, K.Olie and M. van den Berg (1989).
Assessment of the toxicity of mixtures of halogenated dibenzodioxins and dibenzofurans by use of TEF,
Chemosphere 19: 1881 - 1895.

23. OVERZICHT GEBRUIKTE SYMBOLEN, AFKORTINGEN EN BEGRIPPEN

ACT	- Advies Centrum Toxicologie
Additionele rookgasreiniging	- Reinigingstechniek voor rookgassen die wordt toegepast in combinatie met traditionele reiniging
AOO	- Afval Overleg Orgaan
ARN	- Afvalverwerking Regio Nijmegen
AVI	- Afvalverbrandingsinstallatie (bestaande uit één of meer verbrandingslijnen)
AVIRA	- Afvalverwerkingsinstallatie Regio Arnhem
AVR	- Afvalverwerking Rijnmond
BACA	- Besluit Aanwijzing Chemische Afvalstoffen
BGA	- Bundes Gesundheits Amt
biobeschikbaarheid	- het gedeelte van de het lichaam binnenkomende stoffen dat daadwerkelijk door het bloed opgenomen wordt
BMRO	- Bureau Milieu en Ruimtelijke Ordening van de Raad van Nederlandse Werkgeversverbonden VNO en NCW
CBS	- Centraal Buro voor de Statistiek
CCRX	- Coördinatie-commissie voor de metingen van Radioactiviteit en Xenobiotische Stoffen
CEN	- Comité Européen de Normalisation
CO	- koolmonoxyde
CO ₂	- kooldioxyde
congeneer	- één van de verbindingen, behorende tot de groep PCDD/F
CH ₄	- methaan
CML	- Centrum voor Milieukunde van de Rijksuniversiteit Leiden
C _x H _y	- gasvormige organische verbindingen (koolwaterstoffen)
CVN	- Crematorium Vereniging Nederland
DGM	- Directoraat Generaal Milieubeheer
dioxinen	- polychloordibenzo-p-dioxinen (PCDD's) en polychloordibenzofuranen (PCDF's) ook wel aangeduid als PCDD/F
d.s.	- droge stof gehalte (van bijv. slib)
DTO	- draaitrommel oven
DRSH	- slibverbrandingsinstallatie te Dordrecht
effluent	- emissie van gereinigd afvalwater
E-filter	- elektrostatische stofafscheider
EPA	- Environmental Protection Agency (USA)
EPV	- Emballage en Pallet industrie Vereniging
FME	- Vereniging van Ondernemingen in de metaal-, elektronica- en elektrotechnische industrie en aanverwante processen
GEVUDO	- Gemeenschappelijke Vuilverwerkingsinstallatie Dordrecht en Omstreken
GKW	- gechlloreerde koolwaterstoffen
GPLK	- Gepantserde Papier Lood Kabel
halfwaardetijd	- de tijd waarin een concentratie halveert
halogenen	- verzamelnaam voor chloor, fluor, broom en jood
HCl	- zoutzuur
HIMH	- Hoofdinspectie van de volksgezondheid voor de hygiëne van het milieu

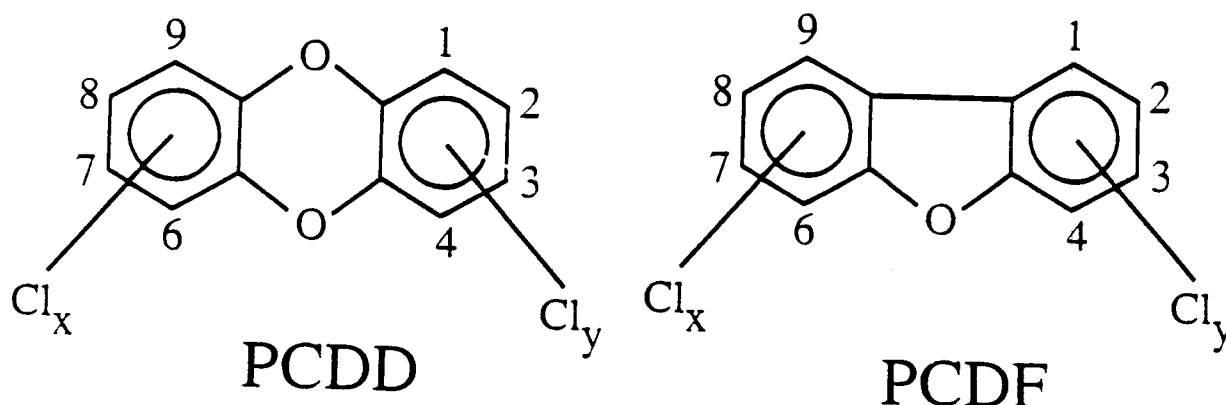
huishoudelijk afval	- Dit afval omvat naast afval uit huishoudens ook daarmee vergelijkbaar bedrijfsafval en grof afval.
IBC	- Isoleren, Beheersen, Controleren (van afvalstoffen)
ICD	- Interdepartementale Coördinatiecommissie Dioxinen
IMET-TNO	- Instituut voor Milieu en Energietechnologie TNO
immissie	- concentratie in de lucht op leefnivo
ind.	- in normaal toestand droog (m.b.t. de toestand van rookgassen; 101,3 kPa, 273 K)
inv.	- in normaal toestand vochtig (m.b.t. de toestand van rookgassen; 101,3 kPa, 273K)
IPO	- Inter Provinciaal Overleg
ketenmodel	- uit 3 modellen bestaand modelsysteem dat de dioxine-concentratie in koemelk voorspelt op grond van de emissie van dioxinen
LAE	- Laboratorium voor Afvalstoffen en Emissies (RIVM)
LNV	- ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij
mg	- milligram; 10^{-3} gram
μ g	- microgram; 10^{-6} gram
MJ	- Mega Joule; 10^6 Joule
MOB	- Metingen Overige Bronnen
NATO/CCMS	- North Atlantic Treaty Organisation / Committee on the Challenges of Modern Society
ng	- nanogram; 10^{-9} gram
NO _x	- stikstofoxiden (NO en NO ₂)
OPS-model	- Operationeel atmosferisch transportmodel voor Prioritaire Stoffen
PCB's	- Polychloorbifenylen; groep van 209 chemische verbindingen met wisselende chloreringsgraad (1-10 chlooratomen)
PCDD	- polychloor-dibenzo-p-dioxinen; groep van 75 chemische verbindingen met wisselende chloreringsgraad (1-8 chlooratomen)
PCDF	- polychloor-dibenzofuranen; groep van 135 chemische verbindingen met wisselende chloreringsgraad (1-8 chlooratomen)
PCP	- Pentachloorfenol
Planaire PCB's	- drie van de 209 PCB's, nl. 3,3',4,4'-tetraCB (PCB-77), 3,3',4,4',5-pentaCB (PCB-126), en 3,3',4,4',5,5'-hexaCB (PCB-169); deze drie PCB's hebben een structuur en eigenschappen die vergelijkbaar zijn met die van dioxinen
pg	- picogram; 10^{-12} gram
PJ	- Peta Joule; 10^{15} Joule
PVC	- Poly Vinyl Chloride (een kunststof)
quenchen	- koelen van rookgassen door directe inspuiting van water
reinigingsresidu	- vaste residu dat overblijft na de reiniging van rookgassen
RDF	- Refused Derived Fuel (brandstof van na afvalscheiding resterende fractie)
RIMH	- Regionale Inspectie van de Volksgezondheid voor de Hygiëne van het Milieu
RIVM	- Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne
RIZA	- Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwater behandeling
ROTEB	- Dienst voor Reiniging en Ontsmetting, Transport en Bedrijfs-werkplaatsen van de gemeente Rotterdam
RV'89	- Richtlijn Verbranden 1989

rwzi	- riool water zuiverings installatie
SEP	- Samenwerkende Elektriciteits Producenten
slak	- vaste reststoffen welke na verbranding overblijven en uit de oven worden afgevoerd
SO ₂	- zwaveldioxide
Substitutiegraad	- Het aantal Cl-atomen in het dioxine-molecule (of: het aantal H-atomen van de benzeenringen dat vervangen is door een chloor-atoom).
TAUW	- TAUW Infra Consult bijv
2,3,7,8- TCDD	- 2,3,7,8- tetrachloordibenzo-p-dioxine, het bekendste en meest toxische congeneer van de dioxinen
TDI	- Toelaatbare Dagelijkse Inname
I-TEF	- Toxiciteit Equivalentie Factor ten opzichte van 2,3,7,8-TCDD zoals voorgesteld door de Werkgroep TEF (Van Zorge et al. 1989) zie ook bijlage 1
I-TEQ	- 2,3,7,8-TCDD toxiciteitsequivalenten, berekend op basis van de I-TEF's
TNO	- Nederlandse Organisatie voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek
UNA	- elektriciteitsbedrijf Utrecht, Noord-Holland en Amsterdam
VCP	- Voedsel Consumptie Peiling
VDI	- Verein Deutsche Ingenieure
VEABRIN	- Vereniging van Exploitanten van Afvalverbrandingsinstallaties in Nederland.
VEEN	- Vereniging van Exploitanten van Elektriciteits bedrijven in Nederland
verbrandingslijn	- combinatie van oven, ketel, rookgasreiniging en schoorsteen
VHR	- Vereniging Haard en Rookgaskanaal
VNCI	- Vereniging voor de Nederlandse Chemische Industrie
VROM	- Ministerie van Volkshuisvesting Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer
VVAV	- Vereniging Van Afval Verwerkers
VWB Asfalt	- Vereniging tot bevordering van Werken in Asfalt
WHO	- World Health Organisation
WVC	- ministerie van Welzijn, Volksgezondheid en Cultuur
ZAVIN	- Ziekenhuis Afval Verbrandings INstallatie

BIJLAGE 1 Toelichting Dioxinen*Algemeen*

Dioxine is de verzamelnaam van polychloordibenzo-p-dioxinen en polychloor-dibenzofuranen, ook wel afgekort tot PCDD/PCDF (of PCDD/F).

De structuur van het basisskelet van een dibenzo-p-dioxine en dibenzofuraan is hieronder weergegeven. Op één of meer van de met 1, 2, 3, 4, 6, 7, 8 en 9 aangegeven plaatsen is een waterstofatoom vervangen (gesubstitueerd) door een chlooratoom, waardoor in totaal 75 PCDD's en 135 PCDF's gevormd kunnen worden. Dit levert in totaal 210 verschillende zogeheten congenen.



De meest toxische congener is het 2,3,7,8-tetrachloordibenzo-p-dioxine (2,3,7,8-TCDD); in toxiciteit vertonen de diverse congenen onderling echter grote verschillen. Alleen de 17 congenen die op de 2, 3, 7 en 8 plaats gesubstitueerd zijn met een chlooratoom blijken een toxiciteit te hebben die van betekenis is. Deze 17 congenen (de zogenaamde 'dirty seventeen') hebben allen een zogeheten toxiciteit equivalentie factor (TEF) gekregen, waarmee de toxiciteit van het congener ten opzichte van 2,3,7,8-TCDD wordt gegeven.

Vanwege verschillen in interpretatie van experimentele proefdiergegevens zijn voor eenzelfde congener diverse TEF's in omloop. In een internationaal samenwerkingsverband, voorgezeten door de NATO/CCMS, waarin Nederland participeerde, is in 1988 consensus bereikt over één TEF-schema. In Nederland wordt dan ook gebruik gemaakt van dit internationale schema met TEF's, de zg. I-TEF's (Van Zorge et al., 1989). Hierin worden alleen de zeventien 2,3,7,8-chloor gesubstitueerde dioxinen en furanen als 2,3,7,8-TCDD verwante verbindingen beschouwd (zie tabel B.1.1).

Door vermenigvuldiging van het gehalte van een aan 2,3,7,8-TCDD verwante verbinding met de betreffende I-TEF, ontstaat het gehalte 2,3,7,8-TCDD Toxische Equivalentie (I-TEQ) van dat congener. Door nu alle I-TEQ's van de 17 verwante verbindingen in een mengsel op te tellen, wordt het gehele mengsel uitgedrukt in I-TEQ en kan het gehele mengsel beoordeeld worden als een hoeveelheid 2,3,7,8-TCDD.

Tabel B.1.1 Toxiciteit Equivalentie Factoren voor de 17 dioxinen en furanen

Congeneer	I-TEF
dioxinen	
2378-TCDD	1
12378-PCDD	0,5
123478-HxCDD	0,1
123678-HxCDD	0,1
123789-HxCDD	0,1
1234678-HpCDD	0,01
octa-CDD	0,001
furanen	
2378-TCDF	0,1
12378-PCDF	0,05
23478-PCDF	0,5
123478-HxCDF	0,1
123678-HxCDF	0,1
123789-HxCDF	0,1
234678-HxCDF	0,1
1234678-HpCDF	0,01
1234789-HpCDF	0,01
octa-CDF	0,001

Behalve met chloor kunnen ook met broom dioxinen worden gevormd. Broomdioxinen of gemengde chloor-broomdioxinen zouden op dezelfde wijze ontstaan als chloordioxinen. Broom komt veel minder algemeen voor dan chloor (bij huishoudelijk afval is het broomgehalte bijvoorbeeld minder dan 1% van het chloorgehalte). In het algemeen zullen broomdioxine-emissies dan ook veel lager zijn dan de emissies van chloordioxinen. Om deze reden, en om redenen van analytisch- technische aard (er zijn ca. 5000 gemengde chloor-broom dioxinen) heeft het onderzoek aan broomdioxinen geen hoge prioriteit gekregen. Op beperkte schaal vindt momenteel onderzoek plaats naar de wijze waarop deze verbindingen kunnen worden geanalyseerd.

Toxicologisch nauw aan dioxinen verwant zijn de zogenaamde "planaire" PCB's (77,126 en 169). Uit onderzoek aan voedingsmiddelen is gebleken dat deze PCB's daarin, naast dioxinen, aanwezig zijn. Niet bekend is wat de oorsprong van deze PCB's is. Mogelijk bestaat er een verband tussen de vorming van dioxinen en de vorming van deze PCB's. Momenteel is in onderzoek of, en in welke verhouding tot dioxinen deze PCB's voorkomen in de rookgassen en de vaste reststoffen van de thermische processen die in dit rapport worden besproken.

Bronnen en emissies van (chloor)dioxinen in Nederland

De enige bekende natuurlijke bronnen van dioxines zijn verbrandingsprocessen zoals bosbranden en dergelijke. De emissie van deze natuurlijke bronnen is relatief zeer klein. Onderzoek aan sediment uit meren in Noord-Amerika en Zwitserland heeft uitgewezen dat de gehalten van dioxines eenzelfde patroon in de tijd vertonen als de produktie van chlooraromaten. Ingevroren eskimo's van honderden jaren oud en in de geconserveerde lichamen van Chileense Indianen zijn nauwelijks aantoonbare concentraties van dioxinen aangetroffen. Deze metingen leiden tot de konklusies dat de bijdrage van natuurlijke bronnen gering is.

Dioxinen worden niet commercieel geproduceerd en hebben ook geen toepassingen. Toch kunnen ze bij een aantal processen als ongewenst bijproduct worden gevormd:

1. bij verbrandingsprocessen waarbij zowel chloor als een koolstofbron aanwezig zijn; een aantal metaalverbindingen (met name koper en misschien ook ijzer) treedt hierbij op als katalysator. De dioxinen worden gedeeltelijk geëmitteerd naar de lucht en gedeeltelijk gebonden aan verbrandingsresiduen;
2. bij processen waarbij precursors (verbindingen waaruit dioxinen op eenvoudige wijze kunnen ontstaan), of verbindingen waaruit precursors kunnen worden gevormd, in aanwezigheid van chloor worden verhit tot boven de 150 °C. Dit gebeurt bijvoorbeeld bij productie- en verwerkingsprocessen of gebruik van chloorfenolen, chloorbenzenen, HCH, PCB's maar ook bij de oxychlorering van etheen. Hierbij kunnen de dioxines naar water of lucht geëmitteerd worden of in het afval terecht komen;
3. bij sinterprocessen, bij het smelten/gieten en bij het terugwinnen van metalen in aanwezigheid van organisch materiaal en een chloorbron, een metaalbewerkingsvloeistof of chloorgas (magnesium productie);
4. bij processen waarbij actief chloor wordt gebruikt voor het bleken van cellulose grondstoffen zoals papier, karton, en produkten hiervan (de emissie van dioxines uit gebleekte cellulose produkten naar lucht is zeer onwaarschijnlijk);

Processen zoals onder 4 beschreven zijn in dit project niet in beschouwing genomen; het bleken van cellulose grondstoffen met actief chloor komt in Nederland niet voor.

Bij de drie overige categorieën zijn er vier belangrijke proces-omstandigheden welke de vorming van dioxinen mogelijk maken:

- temperatuur tussen 200 en 800 °C (ideale gebied tussen 200 en 400 °C)
- aanwezigheid van chloor
- aanwezigheid van organisch (vooral aromatisch) materiaal
- aanwezigheid van zuurstof (in uitgangsmateriaal of omgeving).

In principe zijn alle productieprocessen waarbij chloor en een koolstofbron in combinatie bij een temperatuur boven de 200 °C worden gebruikt potentiële dioxine-bronnen. Daarom zijn bij het selecteren van deze factoren (verhoogde temperatuur, aanwezigheid organisch materiaal, zuurstof en chloor) als criterium toegepast.

Een algemeen overzicht over dioxinen is in opdracht van de Coördinatie-commissie voor de metingen van Radioactiviteit en Xenobiotische Stoffen (CCRX) door het Centrum voor Milieukunde van de Rijksuniversiteit Leiden (CML) (Kleijn en Van der Voet).

BIJLAGE 2 Leden begeleidingscommissie en contactpersonenLeden

H.J. Bremmer	- RIVM
H.W. Holtring	- VROM/DGM, directie LE
C. Klick	- Prov. Noord-Holland/DMW
H.A. Kruyt	- Prov. Zuid-Holland/DWM afd. LVG
M. Krijgsman (voorzitter)	- VROM/DGM, HIMH
L.M. Troost (secretaris)	- IMET-TNO, afd. PT

Contactpersonen

J. Derks	- VNCI
A. Hug	- FME
W.M. Zijlstra	- BMRO/VNO-NCW

BIJLAGE 3 Informatiebulletin voor bedrijven

Ref.nr. 91-014808/112326-23036/MOB

MOB 27

**INFORMATIE BULLETIN "METEN OVERIGE BRONNEN (MOB)"
TEN BEHOEVE VAN DE VOORLICHTING AAN DE BEDRIJVEN
(2e versie: datum 25-11-1991)**

Bestemd voor: Contactpersonen bij Provincies en Inspecties

Inleiding

Na het evenement in het Lickebaert-gebied, waarbij te veel dioxinen (polychloordibenzo-p-dioxinen en polychloordibenzofuranen; PCDD/F) in koemelk werd gevonden, is door het Ministerie van VROM een onderzoekprogramma gestart. Het programma omvat ondermeer onderzoek naar dioxineconcentraties in koemelk, gras en bodem op diverse plaatsen in ons land. Dit door het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (RIVM) uitgevoerde onderzoek is nagenoeg afgerond.

Naast dit onderzoek wordt momenteel gewerkt aan een onderzoek naar de in ons land "geproduceerde" hoeveelheid dioxinen. Dit onderzoek, dat door het RIVM, TNO, de Inspectie Milieuhygiëne en de Provincies wordt uitgevoerd, omvat een literatuuronderzoek, een inventarisatie van mogelijke bronnen en een inspectie meetprogramma bij afvalverbrandingsinstallaties (AVI's), ziekenhuisafvalverbrandingsinstallaties en overige bronnen.

Dit bulletin geeft enige achtergrond informatie met betrekking tot het laatst genoemde onderzoek, het inspectie meetprogramma overige bronnen (MOB), alsmede het doel van dit onderzoek en het projectverloop.

Achtergrond informatie

Door het RIVM is literatuuronderzoek verricht. Door het RIVM en TNO is in samenwerking met de provincies en de regionale inspecties een inventarisatie uitgevoerd van processen (anders dan AVI's) waarbij mogelijk dioxinen kunnen ontstaan. Hierbij is gebruik gemaakt van de volgende criteria : aanwezigheid van chloor en/of chloorverbindingen, temperatuur en omvang van het proces.

Op basis van voornoemde inventarisatie en het uitgevoerde literatuur onderzoek zijn aanbevelingen gedaan ten aanzien van de wenselijkheid dioxinemetingen bij verschillende processen uit te voeren. Bedrijven waar deze metingen dienen te worden uitgevoerd zijn hiertoe door de overheid geselecteerd. Het gaat dus om processen waar theoretisch gezien mogelijk dioxinen kunnen ontstaan. Metingen in de praktijk moeten uitwijzen of deze benadering juist is.

Doel van het onderzoek

De overheid wenst een duidelijk beeld van de dioxine-emissies die in ons land ontstaan. De verkregen gegevens zullen ondermeer worden gebruikt als basis voor het te voeren milieubeleid betreffende de dioxineproblematiek.

Algemene organisatie

De organisatie, uitvoering en rapportage van het onderzoek zal worden uitgevoerd door het Instituut voor Milieu- en Energie Technologie TNO (IMET-TNO). Ter begeleiding is een begeleidingscommissie ingesteld. Deze commissie bestaat uit vertegenwoordigers van de overheid te weten het Directoraat-Generaal Milieubeheer van VROM (VROM/DGM), het Inter Provinciaal Overleg (IPO) en het RIVM. De vergaderingen zullen tevens worden bijgewoond door vertegenwoordigers van het bedrijfsleven en door de projectleider van TNO. Het secretariaat wordt gevoerd door TNO.

Project

Meetprogramma

Per meting zal de opsteltijd gemiddeld een halve dag bedragen. Aan de afgassen van de betreffende installatie wordt vervolgens gedurende een dag de volgende metingen verricht:

- debiet en temperatuur;
- PCDD/F (een monster gedurende 3-6 uur).

Voorzover mogelijk en noodzakelijk zullen ook de volgende (proces)parameters worden bepaald:

- de macrocomponenten O₂, CO₂, CO, gasvormige organische verbindingen (continu registrerend);
- de gasvormige anorganische chloriden (hoofdzakelijk HCl).

Naast metingen in rookgassen/lucht zal bij enkele processen ook het dioxine-gehalte van het afvalwater of slib e.d. worden bepaald.

Aan het bedrijf zal worden verzocht de nodige voorzieningen te treffen bij de installatie opdat de metingen kunnen worden uitgevoerd. Tevens zal worden gevraagd een aantal nader af te spreken procesgegevens bij te houden.

Organisatie

De metingen zullen bij representatieve ondernemingen uit verschillende groepen soortgelijke ondernemingen worden uitgevoerd. De geselecteerde ondernemingen zullen in eerste instantie door of via de branche-organisatie, waarbij zij zijn aangesloten, worden ingelicht en wel:

- de chemische bedrijven door VNCI;
- de metaalindustrie door FME;
- de overige bedrijven door het BMRO/VNO-NCW ¹⁾

Vervolgens wordt door de contactpersoon van de overheid (Provincie en/of Inspectie Milieuhygiëne) in overleg met TNO een afspraak gemaakt voor een bedrijfsbezoek. Tijdens dit bezoek wordt het bedrijf nader ingelicht en worden afspraken gemaakt voor de uit te voeren metingen. Bij dit bedrijfsbezoek zal ook het RIVM aanwezig zijn indien een nadere inventarisatie van het proces noodzakelijk is. Op verzoek van het bedrijf kan ook de vertegenwoordiger van de brancheorganisatie aanwezig zijn bij dit bezoek.

¹⁾ VNCI	:Vereniging van de Nederlandse Chemische Industrie
FME	:Vereniging van ondernemingen in de metaal-, elektronica- en elektro-technische industrie en aanverwante sectoren.
BMRO/VNO-NCW	:Bureau Milieu en Ruimtelijke Ordening van de Raad van Nederlandse Werkgeversverbonden VNO en NCW.

Rapportage

De resultaten van elke meting worden door TNO in briefvorm gerapporteerd (circa 6 weken na de laatste metingen van het betreffende blok). Dit rapport wordt eerst alleen verzonden naar de voorzitter van de begeleidingscommissie (dhr. M. Krijgsman van de Hoofdinspectie van de Volksgezondheid voor de Hygiëne van het Milieu).

Indien het rapport daartoe aanleiding geeft (bijvoorbeeld bij relatief hoge emissies) brengen de voorzitter en de bedrijfsvertegenwoordiger in de begeleidingscommissie een bezoek aan het bedrijf. Zo nodig worden opnieuw metingen verricht bij het bedrijf dan wel bij een ander bedrijf met een analoog proces. Na toestemming van de voorzitter wordt het rapport verzonden naar het bedrijf. Het bedrijf krijgt dan 14 dagen de tijd om commentaar te geven op het rapport.

Na de periode van 14 dagen wordt het rapport (zonodig gewijzigd; 2e versie) alsmede het eventuele commentaar van het bedrijf en het antwoord van TNO hierop, namens de begeleidingscommissie verzonden naar:

- het bedrijf;
- de Provincie;
- de Inspectie Milieuhygiëne.
- de leden van de begeleidingscommissie.

De resultaten van de metingen zullen worden besproken in de begeleidingscommissie. Door het RIVM zullen de resultaten per procesgroep of cluster van processen worden geëvalueerd.

Aan het einde van het project zal een eindrapport worden opgesteld.

Bij de diverse activiteiten zal de nodige discretie worden betracht ter voorkoming van stigmatisering van het bedrijf en onnodige onrust in de omgeving.

Nadere informatie

Nadere informatie kunt u verkrijgen bij de secretaris van de begeleidingscommissie:

L.M. Troost

Instituut voor Milieu- en Energietechnologie TNO (IMET-TNO)

Postbus 342

7300 AH Apeldoorn

tel. 055-493146

fax. 055-419837

BIJLAGE 4 Meetmethoden

Voorschrift RV'89

Onderstaand is opgenomen een gedeelte uit de toenmalige RV'89¹⁾ met betrekking tot de voorgeschreven meetmethoden, die bij de MOB-metingen zijn gevolgd.

Meetmethoden

In onderstaande tabel 'Meetmethoden' is aangegeven aan de hand van welke normen of richtlijnen (voor zover aanwezig) de concentratie van de verontreinigende componenten en procesparameters dienen te worden bepaald en met welke normen.

De meetwaarden moeten als uursgemiddelden worden vastgesteld. De afzonderlijke metingen dienen onder 'normale' procesomstandigheden te worden uitgevoerd. Het representatief zijn van de procesomstandigheden dient met behulp van bedrijfsgegevens te worden aangetoond.

Indien het meettechnisch niet mogelijk is om de meting in maximaal 1 uur uit te voeren, mag bij de afzonderlijke metingen voor stof, zware metalen en PCDD's/ PCDF's de duur van de meting maximaal 8 uur bedragen. De gehanteerde monstertijd dient in overeenstemming te zijn met de gehanteerde meetmethode.

Indien een ketel voor energiebenutting aanwezig is mag de CO-concentratie direct achter de ketel worden gemeten.

In geval van batchprocessen zullen door het bevoegd gezag aangepaste voorschriften ten aanzien van de vereiste meetstrategie worden gegeven.

¹⁾ Dit onderdeel van de RV'89 is vervangen door de "Regeling meetmethoden luchtmissies afvalverbranding" (Staatscourant 15 dd 22-1-1993). Deze regeling maakt deel uit van het "Besluit luchtmissies afvalverbranding". De regeling is op een aantal onderdelen geactualiseerd.

Tabel Meetmethoden

Component	Toe te passen norm bij bepaling van de concentratie aan de hand van			
	Continue meting		Afzonderlijke meting	
	Norm	Opm.	Norm	Opm.
Stof	ISO/DIS 10155.2	1	ISO/DIS 9096	
Gasvormige anorg. chloriden (als HCl)	alg. meetpraktijk	1,2	VDI 3480 Blatt 1	3
Gasvormige anorg. fluoride (als HF)	n.v.t.		VDI 2470 Blatt 1	3
Gasvormige org. verbindingen (als C)	VDI 3481 Blatt 3	4,5	n.v.t.	
CO	VDI 2459 Blatt 6	5	n.v.t.	
SO _x (als SO ₂)	ISO/DIS 7935	6	n.v.t.	
NO _x (als NO ₂)	ISO/CD 10849		n.v.t.	
Zware metalen	n.v.t.		ontwerp NPR 2817	7
PCDD's/PCDF's	n.v.t.		meetvoorschrift RIVM/TNO	
Procesparameters:				
Zuurstof	CAN/CSA-Z223.2-M86	5	CAN/CSA-Z223.2-M86	5
Vochtgehalte		8,9	EPA method 4	8
Temperatuur	alg. meetpraktijk	10	alg. meetpraktijk	10
Rookgasdebiet	n.v.t.		ISO/DIS 9096	

omschrijving van de afkortingen van de genoemde normen:

ISO	International Organisation for Standardisation
ISO/DP	ISO Draft Proposal
ISO/DIS	ISO Draft International Standard
ISO/CD	ISO Committee Draft
NEN	Nederlandse Norm
NPR	Nederlandse Praktijk Richtlijn
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
EPA	Environmental Protection Agency
CAN/CSA	Canadian Standards Association

opmerkingen:

- ISO normen voor de continue meetsystemen zijn kwaliteitseisen (performance characteristics) geformuleerd waaraan deze meetsystemen moeten voldoen. Een bepaald soort apparaat wordt in deze niet voorgeschreven. Wel is voorgeschreven op welke wijze deze eisen dienen te worden gecontroleerd. op deze wijze wordt voorkomen dat voor ieder soort meetapparaat een norm of richtlijn moet worden opgesteld.
- ISO/DIS 9096 komt overeen met NPR 2788.

Meetfrequentie

De afzonderlijke metingen voor de componenten stof, zware metalen, chloriden en fluoriden dienen vier keer per jaar te worden uitgevoerd en de afzonderlijke metingen voor PCDD's/PCDF's twee keer per jaar. Per keer moeten drie metingen worden verricht.

De frequentie van de afzonderlijke metingen dient te worden gezien als een startwaarde. Wanneer door middel van een aantal metingen het emissiebeeld is vastgesteld, kunnen de continue metingen indicaties geven over het verloop van de emissies. Daarom kan na zekere tijd worden toegestaan dat de frequentie van de voorgeschreven metingen kan ~ vorden aangepast.

Beoordeling

Indien de concentratie van een component wordt bepaald aan de hand van continue metingen geldt dat aan de emissiegrenswaarde wordt voldaan, indien van de metingen gedurende een kalender jaar 97% van de uurgemiddelde waarden niet hoger ligt dan deze grenswaarde.

Indien de concentratie wordt bepaald aan de hand van **afzonderlijke** metingen wordt aan de emissiegrenswaarde voldaan, indien geen enkele meetuitkomst (van de minimaal drie benodigde metingen) boven deze emissiegrenswaarde ligt. Indien dit niet het geval is, dienen aanvullende emissiemetingen op korte termijn uitgevoerd te worden om alsnog een duidelijk beeld van de emissies te verkrijgen.

Toelichting (opm.):

1) Meetwaarden verkregen met deze monitoren mogen voorshands beschouwd worden als indicatie. Handhaving geschiedt derhalve op grond van afzonderlijke metingen. De meetsystemen voor stof dienen echter wel, voor zover technisch mogelijk, te voldoen aan de eisen gesteld in de norm. Daarnaast dienen de aanbevelingen van de fabrikant te worden opgevolgd.

2) Indien een monitor wordt toegepast, waarmee alleen de HCl-concentratie continu wordt gemeten, dan dient deze concentratie met een bepaalde factor te worden vermenigvuldigd voor de berekening van de concentratie aan gasvormige anorganische chloriden (berekend als HCl). Deze factor dient vier keer per jaar te worden bepaald aan de hand van de afzonderlijke metingen van gasvormige anorganische chloriden en HCl.

3) Voor de analyse mag ook ionchromatografie worden toegepast volgens NEN 6588.

4) Alleen die FID's mogen worden toegepast die ook voldoen aan eisen als vermeld in Appendix C.

5) ook andere meetmethoden mogen worden toegepast, indien daarbij meetresultaten worden verkregen die niet significant verschillen van meetresultaten verkregen met metingen volgens de vermelde norm en indien tenminste een gelijke herhaalbaarheid wordt verkregen als met metingen volgens de voorgeschreven norm.

6) Alleen de concentratie aan SO₂ wordt continu gemeten. Deze continu gemeten concentratie aan SO₂ dient met een bepaalde factor te worden vermenigvuldigd voor de berekening van de concentratie aan zwaveloxiden (SO_x). Deze factor dient vier keer per jaar te worden bepaald aan de hand van een serie van drie aanvullende afzonderlijk metingen volgens ISO 7934.

7) Deze NPR is van toepassing op alle in de RV '89 genoemde metalen.

8) Bij aanwezigheid van een natte wasser in het rookgasreinigingssysteem, wordt het vochtgehalte van de rookgassen gelijk gesteld aan het verzadigde waterdampgehalte van lucht bij de rookgastemperatuur na de wasser.

Bij continue metingen moet deze temperatuur ook continu worden gemeten en geregistreerd.

Indien geen natte wasser in het rookgasreinigingssysteem wordt toegepast, wordt de correctie naar 'droge kubieke meters' uitgevoerd met behulp van een factor. Deze factor wordt vier keer per jaar vastgesteld aan de hand van de meetuitkomsten van een serie van drie afzonderlijke metingen.

10) In VDE/VDI 3511 en VDE/VDI 3512 Blatt 2 zijn algemene aanbevelingen opgenomen voor het uitvoeren van temperatuurmetingen onder andere ten aanzien van de uitvoeringsvorm en de montage van de meetelementen.

opmerking: Zie appendix A voor de omrekening naar droge kubieke meters en de berekening van de concentratie betrokken op 11% O₂.

*Praktische uitvoering***O₂, CO₂, CO, C_xH_y, T (meetauto)**

De bemonsterde rookgassen worden door een temperatuur geregelde teflonleiding (≥ 180 °C) naar de meetauto gevoerd. In de meetauto wordt het waterdampdeel uitgevroren en worden de gedroogde gassen naar de meetinstrumenten geleid.

De volgende continu registrerende meetapparatuur staat in de meetwagen opgesteld:

zuurstof	O ₂	Taylor Servomex type 570A 0-100%, paramagnetisch (volgens CAN/CSA-Z223.2-M86 of gelijkwaardig)
kooldioxyde	CO ₂	Binos model 100 0-20%, infrarood (volgens CAN/CSA-Z223.2-M86 of gelijkwaardig)
koolmonoxyde	CO	Beckman model 880 0-1000 ppm, infrarood (volgens VDI 2459 blad 6 of gelijkwaardig)
koolwaterstoffen	C _x H _y	Beckman model 400 of Ratfisch model RS55 0-10000 ppm, vlamionisatie, brandstof H ₂ /He mengsel (volgens VDI 3481 blad 3 of gelijkwaardig)
temperatuur	°C	Chromel alumel Thermokoppel type K, DIN 73710, IPTS 1986, 0-1200 °C

De rookgasanalyse-apparatuur wordt op locatie voordat de metingen beginnen gejusteerd met behulp van calibratiegassen met analysecertificaat.

Data-aquisitie. De inzameling van de meetsignalen vindt plaats met behulp van een HP 3852 data acquisition/controlunit. De verwerking met een HP 1000-A600 computereenheid met randapparatuur.

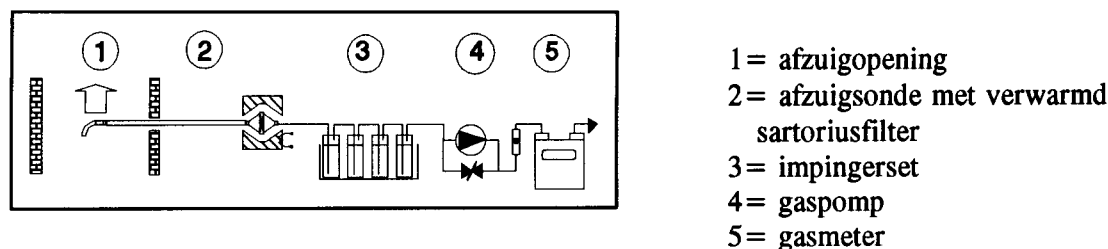
Cl⁻, F⁻, Br⁻ en H₂O

De monsternamen voor de bepaling van de concentratie aan anorganische halogeenverbindingen in de rookgassen werd met behulp van - in smeltend ijs geplaatste - midgetimpingers verricht.

Steekproefgewijs worden rookgassen via een kwarts/glasvezelvlakfilter door vier in serie geplaatste impingers geleid. Met behulp van een droge gasmeter worden de afgezogen rookgashoeveelheden gemeten.

De zich in de rookgassen bevindende halogeenverbindingen, die in alkalisch milieu ionen vormen, worden in de impingervloeistof (1 molair natronloog) als Cl⁻, F⁻ en Br⁻ uitgewassen. Eventueel in de rookgassen aanwezige zwaveloxiden worden tevoren in een impinger met waterstofperoxide tot sulfaat geoxideerd om afname in alkaliteit van de loog te voorkomen. Na afloop van de monsternames worden de aldus verkregen impingermonsters in het chemisch laboratorium volgens NEN 6588 ionchromatografisch geanalyseerd.

Het in de rookgassen aanwezige vocht condenseert in de impingervloeistoffen. In de laatste impinger worden de rookgassen gedroogd door het silicagel, dat zich in deze impinger bevindt. Uit het verschil tussen de weging van de vloeistoffen en het silicagel voor en na de monsternamen kan het waterdampgehalte van de rookgassen worden bepaald.



Figuur B.4.1 Schema monsternameset voor de bepaling van het Cl^- , F^- , Br^- en H_2O -gehalte

Debiet

Het rookgasdebiet wordt gemeten via snelheidsmetingen met behulp van een pitotbuis volgens Prandtl. Indien dit niet mogelijk is ("natte" rookgassen) wordt gebruik gemaakt van een vleugelrad-anemometer.

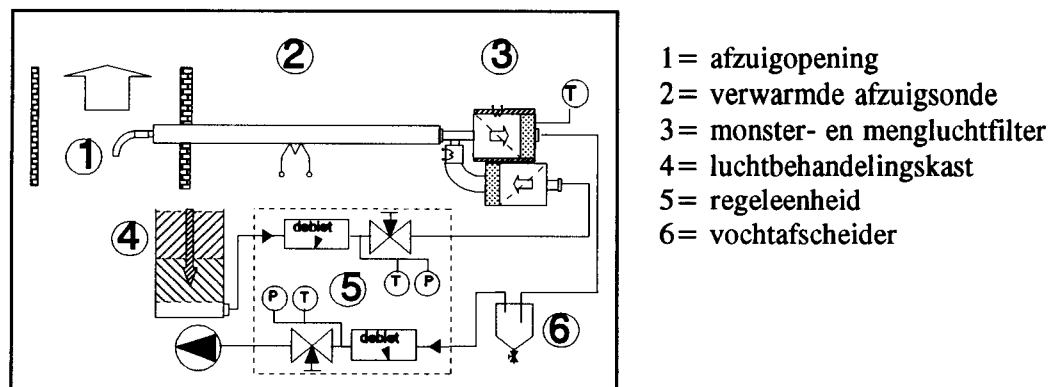
PCDD/PCDF

Monstername van PCDD/PCDF vindt plaats met behulp van het Ströhlein verdunningsapparaat, dat schematisch is weergegeven in figuur B.4.2. Het principe berust op het afkoelen van een deelstroom rookgassen door verdunning met gedroogde en gefilterde lucht. Hierbij condenseert de meeste aanwezige PCDD/F en wordt vervolgens met het stof afgevangen op een absoluut filter. Voor vluchtiger componenten is een vast adsorptiemedium achtergeschakeld. De op het filter en adsorbens aanwezige PCDD/F wordt vervolgens geanalyseerd.

De rookgassen worden met een elektrisch verwarmde monsternameleiding van titaan, zoveel mogelijk isokinetisch volgens NPR 2788, uit het rookgaskanaal aangezogen. De verdunningslucht wordt aangezogen via een luchtbehandelingskast waarin zich een laag silicagel bevindt. De hoeveelheid verdunningslucht wordt gemeten met een volumestroommeter en kan met een regelklep worden ingesteld.

In een speciaal menggedeelte wordt de verdunningslucht, nadat dit door een hoedfilter is geleid, met de afgezogen rookgassen turbulent gemengd. De menging vindt zodanig plaats, dat de temperatuur van het mengsel tijdens de monstername onder de $40\text{ }^{\circ}\text{C}$ blijft. Bij deze temperatuur is de PCDD/F grotendeels aan de stofdeeltjes geadsorbeerd. Door deze wijze van afkoelen kan worden voorkomen dat het dauwpunt van de rookgassen wordt overschreden.

Het mengsel passeert daarna eenzelfde hoedfilter als wordt toegepast voor reiniging van de verdunningslucht en vervolgens het vaste adsorptiemedium. De hoeveelheid verdunde rookgassen wordt met een volumestroommeter gemeten en kan met een regelklep worden ingesteld. Tenslotte passeert het mengsel de afzuigventilator.



Figuur B.4.2 Schema Ströhlein verdunningsapparaat

De monsters worden zo snel mogelijk ter analyse aangeboden en in de tussentijd koel en donker bewaard. Het hoedfilter wordt op het laboratorium geanalyseerd. Het filtermateriaal wordt daartoe uit het omhulsel gehaald, ontsloten en geëxtraheerd met tolueen in een Soxhletopstelling. Het extract wordt daarna geconcentreerd door indampen. Het opgeloste residu ondergaat een clean-up en wordt vervolgens geïnjecteerd op de scheidingskolom van een gaschromatograaf. Identificatie en kwantificering vindt plaats met behulp van een massaspectrometer, in de 'selected ion monitoring' (SIM) mode.

De concentratie aan PCDD/F in de rookgassen wordt berekend uit het afgezogen rookgasvolume, betrokken op standaardcondities en de massa aan toxische equivalenten van de op het absoluutfilter afgevangen PCDD/F.

BIJLAGE 5 Onnauwkeurigheid ¹⁾ meetresultaat dioxinemeting

Volledigheidshalve wordt hier benadrukt dat de onnauwkeurigheid in de berekende emissies van een processoort wordt bepaald door twee factoren: de meetonnauwkeurigheid en de onnauwkeurigheid verbanden aan de extrapolatie (zie hoofdstuk 2.4). Hier onder wordt alleen de meetonnauwkeurigheid behandeld.

Voor het bemonsteren van dioxinen in rookgassen is in de literatuur een aantal verschillende monsternamemethodieken beschreven (VDI, 1990; Lützke, 1987). Deze methoden kunnen worden onderverdeeld in de "verdunningsmethode" en verschillende "condensatiemethoden". In Nederland is bij alle onderzoeken gekozen voor de verdunningsmethode. Vooral bij het routinematig frequent meten heeft deze methode de voorkeur vanwege het gebruiksgemak en het geconcentreerd zijn van de dioxines op één plaats in het monsternamesysteem (filter + PUF) hetgeen de kans op verontreiniging van het monster sterk verkleint.

De onnauwkeurigheid van het meetresultaat van een dioxinemeting wordt bepaald door de onnauwkeurigheden bij de monstername en bij de opwerking en analyse.

Onnauwkeurigheid monstername

Vergelijkende onderzoeken in het verleden hebben aangetoond, dat bij concentraties boven 1 ng I-TEQ/m³ de condensatie- en verdunningsmethode nagenoeg dezelfde resultaten opleveren (VDI 1990, Lützke 1987, VDI 1986, De Koning en Kleinveld, 1987, Marklund et al, 1992). Recente ervaringen wijzen erop dat dit ook bij lagere concentraties steeds het geval is. In een lopend CEN-ringonderzoek worden verschillende monsternamemethodieken onderling vergeleken bij concentraties van circa 0,1 ng I-TEQ/m³. De eerste resultaten van dit onderzoek, waaraan ook TNO deelneemt, worden begin 1993 verwacht.

Als potentieel grootste foutenbron van de verdunningsmethode wordt de bepaling van het afgezogen rookgasvolume beschouwd: Het afgezogen rookgasvolume wordt namelijk vastgesteld uit het verschil van het volume menglucht en het volume aan verdunde rookgassen. Omdat hierbij twee grote getallen van elkaar worden afgetrokken is de onnauwkeurigheid van deze getallen van cruciaal belang. Belangrijke factoren die deze onnauwkeurigheid bepalen zijn de afleesonnauwkeurigheid, de nauwkeurigheid van de meetinstrumenten en de data-acquisitie alsmede de omstandigheden waaronder de meetinstrumenten worden gebruikt. Tevens is de verdunningsfactor (verhouding volume menglucht/volume rookgas) van groot belang.

De volumina menglucht en verdunde rookgassen worden bepaald door de resultaten van debietmetingen (in m³/s) te vermenigvuldigen met de bemonsteringstijd. De onnauwkeurigheid van deze volumina wordt veroorzaakt door toevallige en systematische afwijkingen. Door het uitvoeren van een voldoende aantal metingen van de debieten (enkele malen per seconde) wordt de toevallige afwijking in de volumemetingen tot een minimum beperkt. De systematische afwijking kan onder

¹⁾ De onnauwkeurigheid (van een meetmethode) geeft aan de mate waarin de met een bepaalde meetmethode verkregen meetwaarde de ware waarde benadert (NEN 3114). Als maat voor de onnauwkeurigheid wordt hier het 95% betrouwbaarheidsinterval gehanteerd.

De onnauwkeurigheid is opgebouwd uit twee componenten: de toevallige- en systematische afwijking. De toevallige afwijking kan worden veroorzaakt door invloeden van: het meetinstrument, de waarnemer, de omstandigheden waaronder de metingen worden uitgevoerd e.d. Bij een voldoende aantal metingen is de gemiddeld gemeten waarde gelijk aan de ware waarde (als de systematische afwijking nul is). Bij een systematische afwijking is er sprake van factoren die in een bepaalde richting steeds een afwijking in een meting veroorzaken, bijvoorbeeld door onregelinge, onvoldoende calibratie enz. Hierdoor ontstaat een verschil tussen de gemiddelde meetwaarde en de ware waarde.

andere worden geminimaliseerd door het regelmatig kalibreren en justeren van de meetinstrumenten. Daarnaast zijn bij de bepaling van het afgezogen rookgasvolume drie controles essentieel. Deze zijn: de lekttest van de meetopstelling, een vergelijkende meting met de twee debietmeters (het "matchen" van deze meters) en de kalibratie van de debietmeters (alles zoveel mogelijk op de meetplaats).

Bij de lekttest wordt de lekdichtheid van de meetopstelling vastgesteld door het systeem op een bepaalde onderdruk te brengen. Deze onderdruk moet gedurende een vastgestelde tijd binnen bepaalde grenzen blijven.

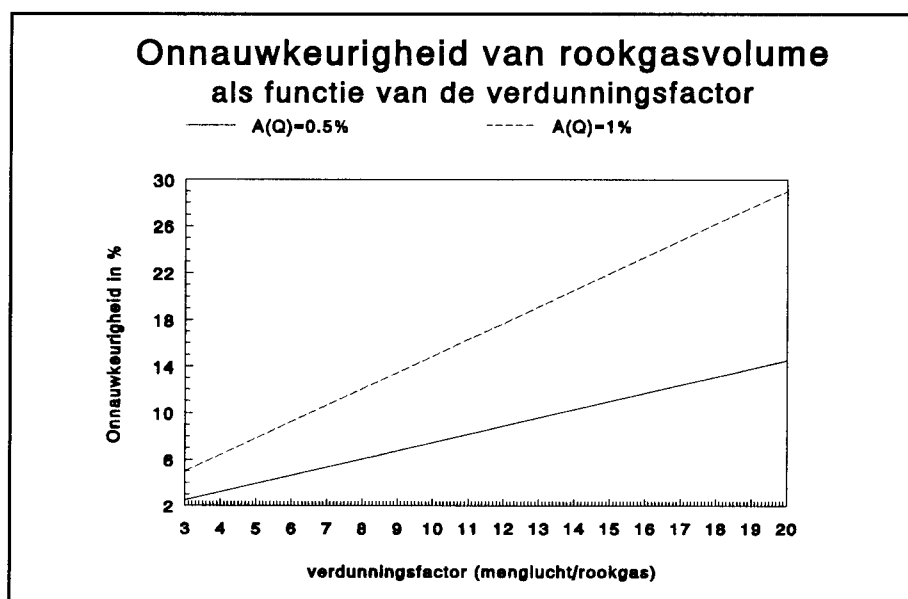
Bij de vergelijkende meting worden de resultaten van de volumemeting van de menglucht vergeleken met die van de verdunde rookgassen. Hierbij wordt geen rookgas aangezogen (beide meters moeten dan een resultaat geven dat niet significant verschillend is).

De calibratie van beide debietmeters wordt uitgevoerd met behulp van een (gekalibreerde) gasmeter. Door het uitvoeren van deze controles kan de systematische afwijking van de gemeten volumina worden beperkt tot minder dan 1% (relatief).

Hoe belangrijk het is, dat met genoemde testen de onnauwkeurigheid van de volumina menglucht en verdund rookgas tot het haalbare minimum wordt teruggebracht, blijkt uit figuur B.5.1; daar is een voorbeeld gegeven van de onnauwkeurigheid van het berekende (afgezogen) rookgasvolume als functie van de verdunningsfactor en de onnauwkeurigheid van de volumebepalingen. Zo levert een onnauwkeurigheid in de volumebepalingen van 1% bij een verdunningsfactor van 20 al een maximaal mogelijke onnauwkeurigheid in het berekende volume op van 25%. Door het correct uitvoeren van bovengenoemde controles en het zo laag mogelijk houden van de verdunningsfactor kan de onnauwkeurigheid van het afgezogen rookgasvolume worden teruggebracht tot minder dan 10%.

Figuur B.5.1 Onnauwkeurigheid afgezogen rookgasvolume als functie van de verdunningsfactor

$A(Q)$ = onnauwkeurigheid van het gemeten volume menglucht en verdund rookgas



Andere oorzaken van de onnauwkeurigheid van de monstername kunnen zijn de afwijking van isokinetische monstername, richting sonde mond ten opzichte van de stromingsrichting enz. Hierop wordt nader ingegaan in de foutenbeschouwing van de Nederlandse praktijkrichtlijn voor de bepaling van de stof-concentratie (NPR 2788). Uit die beschouwing kan worden afgeleid dat de som van deze onnauwkeurigheden (voor zover relevant voor de dioxine monstername) kleiner dan 10 % is.

Uit het bovenstaande kan worden geconcludeerd dat de totale onnauwkeurigheid ten gevolge van de monstername op maximaal 15 % kan worden gesteld.

Onnauwkeurigheid ten gevolge van opwerking en analyse

Het analytisch chemisch laboratorium van TNO heeft een aantal metingen uitgevoerd om de toevallige afwijking bij de opwerking en analyse van rookgasmonsters vast te stellen. Deze afwijking verschilt per PCDD/F congeneer en bleek tussen de 2 en 38% relatief (95%, n=4) te liggen (De Jong et al., 1990). Voor het vaststellen van de onnauwkeurigheid van de uiteindelijk op te geven totale I-TEQ-waarde worden de verschillende absolute afwijkingen gecorrigeerd met de I-TEF-waarde van het betreffende congeneer en vervolgens gecombineerd. Voor een monster met een congeneerverdeling vergelijkbaar met dat van een AVI resulteert dit in een toevallige afwijking in de totale I-TEQ-waarde van circa 6%. Voor monsters met een andere congeneerverdeling kan de berekende toevallige afwijking anders zijn. De hierdoor optredende verschillen zijn niet groot. Op grond van bovenstaande informatie zal de toevallige afwijking in de analyse resultaten kleiner zijn dan 10%.

In 1990 vond een vergelijking van de analyseresultaten van dioxine-monsters plaats tussen TNO en RIVM. De dioxine-concentraties van de rookgassen waarvan de monsters waren genomen, waren 10 ng I-TEQ/m³ en hoger. De verschillen tussen de analyseresultaten van TNO en RIVM waren gemiddeld kleiner dan 15% voor tien onafhankelijke parallel uitgevoerde analyses (De Jong et al., 1990).

In 1992 is in Nederland een ringonderzoek gestart voor de validatie van de analyse methode voor monsters van rookgassen met een dioxine-gehalte van 0,01 - 2 ng I-TEQ/m³. Aan dit ringonderzoek wordt deelgenomen door 6 laboratoria. Het belangrijkste criterium voor goedkeuring is dat 11 van de door elk laboratorium geanalyseerde 12 monsters minder mogen afwijken dan 25% van het gemiddelde van alle meetresultaten. De resultaten van het ringonderzoek worden momenteel geëvalueerd. Gezien het acceptatiecriterium kan worden aangenomen dat een onnauwkeurigheid van 25% in een analyseresultaat een redelijke aanname is.

Onnauwkeurigheid dioxinemeting

Uitgaande van bovenstaande gegevens kan worden gesteld dat de onnauwkeurigheid van de monstername maximaal 15% is en die van de opwerking en analyse maximaal 25%. De totale onnauwkeurigheid van het meetresultaat (in ng I-TEQ/m³) wordt derhalve geschat op circa 30%.

BIJLAGE 6 Verspreiding van dioxinen en risico's voor de volksgezondheid.

1. Algemeen

De door een bron geëmitteerde dioxinen verspreiden zich in het milieu. Voor de lokale belasting is niet alleen de geëmitteerde hoeveelheid dioxine van belang, maar ook de wijze waarop de verspreiding plaats vindt. Het RIVM dioxine onderzoek is in de afgelopen jaren onder meer gericht geweest op de verspreiding en op de vraag hoe en in welke mate de bevolking wordt blootgesteld aan dioxinen. Dit onderzoek heeft geleid tot de ontwikkeling van een ketenmodel waarmee, uitgaande van de dioxine-emissie, de concentratie van dioxinen kan worden berekend in melk van koeien, die grazen in de omgeving van een bron.

De blootstelling van de mens aan dioxinen geschiedt voor tenminste 95 % via voeding (Theelen 1989). Uit een uitgebreid onderzoek naar dioxine-gehalten in voedingsmiddelen (Liem et al., 1991) werd vastgesteld dat vooral melkprodukten en produkten met visolie substantieel bijdragen aan deze blootstelling.

In Nederland is de norm voor de hoeveelheid dioxinen die per dag gedurende het hele leven mag worden opgenomen 10 pg I-TEQ per kg lichaamsgewicht (Tolerable Daily Intake, TDI.).

Uit de combinatie van de resultaten van een voedselconsumptiepeiling (VCP, 1988) en de resultaten van het voedingsmiddelenonderzoek is afgeleid dat minder dan 1 % van de bevolking de TDI zal overschrijden, als levenslang melkprodukten worden geconsumeerd met een dioxine-gehalte van 6 pg I-TEQ/g melkvet. Op grond hiervan werd in 1991 besloten de reeds ingestelde tijdelijke melknorm van 6 pg I-TEQ/g melkvet te handhaven (De tijdelijke norm was in 1989 vastgesteld op grond van toen bekende gegevens.)

Het ketenmodel bestaat uit drie delen: de verspreiding door de lucht, het gedrag op en in weidegrond (weidemodel) en tenslotte de toxicokinetiek in de koe. In paragraaf 2 van deze bijlage is een korte beschrijving van het ketenmodel gegeven. Voor meer informatie zij verwezen naar de samenvattende rapportage over de verbranding van huishoudelijk afval (Slob et al., 1992), waarin tevens een lijst met oorspronkelijke rapportages is opgenomen. In paragraaf 3 worden enkele voorbeeldberekeningen gegeven van concentraties in melk, uitgaande van emissies onder verschillende omstandigheden.

2. Het ketenmodel

2.1 Verspreiding in lucht en depositie.

De door een bron geëmitteerde dioxinen worden door de lucht getransporteerd en komen uiteindelijk door depositie op de bodem terecht. De hoeveelheid gedeponeerde dioxinen op een bepaalde plaats is afhankelijk van een aantal bronkarakteristieken en van de weersomstandigheden.

De belangrijkste bronkarakteristieken zijn, behalve de per tijdseenheid geëmitteerde hoeveelheid, de schoorsteenhoogte, de temperatuur van het rookgas en de deeltjesgrootte- verdeling van de stofdeeltjes waaraan de dioxinen voor het grootste deel zijn gebonden. Uit de temperatuur en het natte rookgasdebiet wordt de warmte inhoud van het rookgas berekend. Een hogere schoorsteen of een hogere warmte-inhoud hebben tot gevolg dat de plaats waar de grootste hoeveelheden worden gedeponeerd (depositie maximum) op grotere afstand van de bron komt te liggen, terwijl de gedeponeerde hoeveelheid per oppervlakte-eenheid kleiner is. De deeltjesgrootteverdeling van het stof is belangrijk omdat grotere deeltjes dichter bij de bron worden gedeponeerd dan kleinere deeltjes.

Belangrijke weersfactoren zijn de windrichting, de windsnelheid en de neerslag. Omdat de overheersende windrichting in Nederland zuid-west is zal het depositiemaximum over een langere periode noord-oostelijk van de bron liggen.

Voor modelberekeningen wordt meestal uitgegaan van jaargemiddelde weersomstandigheden en de gemiddelde emissie over dezelfde periode. De nauwkeurigheid van de voorspellingen wordt kleiner naarmate die voor kortere perioden worden berekend.

Bij de berekening van de depositie op een bepaalde plaats dient ook rekening te worden gehouden met een achtergronddepositie veroorzaakt door bronnen die op grotere afstand liggen, dus buiten de directe invloedssfeer van de bron. Daaronder vallen ook buitenlandse bronnen. De achtergronddepositie in Nederland bedraagt gemiddeld 8 ng I-TEQ/m² jaar⁻¹, waarvan 50 % afkomstig is uit het buitenland. In de naaste omgeving van een bron kan de achtergronddepositie worden verhoogd met depositie tengevolge van andere bronnen in de omgeving. De totale depositie waarmee de bodem door een emissiebron wordt belast bestaat dan uit die (lokale) achtergronddepositie, vermeerderd met de berekende depositie van de betreffende bron.

2.2 Dioxine-gehaltenes in grond

Dioxinen worden door de koe zowel via gras als via grond opgenomen. In het weidemodel wordt het gedrag op en in weidegronden beschreven van de gedeponeerde stofdeeltjes met de daaraan gebonden dioxinen.

Een groot deel van de neergekomen stofdeeltjes zal op het gras terechtkomen. De hoeveelheden dioxinen die op het gras achter blijven zullen al naar gelang de weersomstandigheden fluctueren. Bij regen zullen de stofdeeltjes van het gras worden gespoeld en op de bodem komen. Een deel van de gedeponeerde dioxinen zal direct op de bodem komen. Dioxinen in grond zijn vrijwel niet afbreekbaar en zijn niet mobiel. Dat betekent dat de dioxinen die in de loop van de jaren door een bron zijn geëmitteerd zich in de bovenste laag van de bodem zullen ophopen en daarmee (als er geen grondbewerking heeft plaatsgevonden) de depositiehistorie van de bron weergeven. Metingen van gehaltenes in grond rond AVI's komen goed overeen met de door het model voorspelde concentraties.

2.3 Toxicokinetiek in de koe

Koeien in een weide eten gemiddeld 15 kg gras en 0,225 kg grond per etmaal. Een deel van de ingenomen dioxinen wordt bij de spijsvertering werkelijk door het lichaam opgenomen (biobeschikbare deel) en verspreidt zich in het lichaam van de koe, waar het zich ophoopt in vetweefsel en in melkvet.

Uit toxicokinetisch onderzoek bij het RIVM blijkt dat de biobeschikbaarheid afhangt van de matrix waarin de dioxinen zich bevinden. Dioxinen die aan vliegstof zijn gebonden hebben een lagere biobeschikbaarheid dan de dioxinen die in vet zijn opgelost. Bij modelberekeningen wordt uitgegaan van een biobeschikbaarheid van aan vliegstof gebonden dioxinen van 3 %.

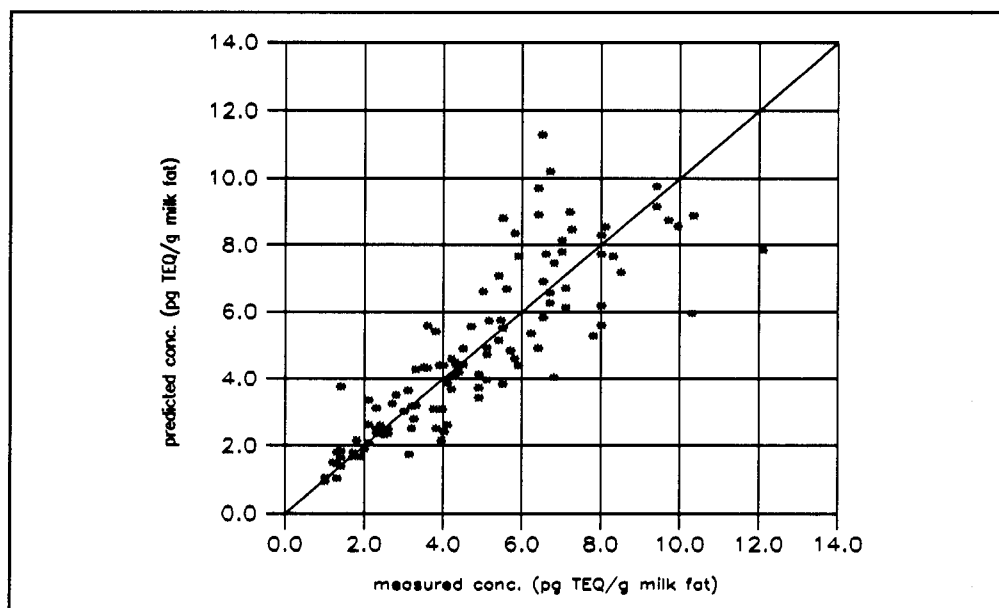
Door dioxine-gehaltenes in koemelk te meten, nadat een koe eenmalig was blootgesteld aan dioxinen, kon worden nagegaan dat één tot twee dagen na de blootstelling de dioxine-concentratie in melk maximaal is en dat de concentratie daarna weer langzaam daalt. Hierbij zijn, afhankelijk van het congeneer, halfwaardetijden gevonden van 27-56 dagen. De experimenteel gevonden halfwaardetijden kwamen goed overeen met de afname in de tijd van de concentratie in melk van koeien die graasden in de omgeving van een AVI, nadat deze was gesloten.

2.4 Gemeten en voorspelde dioxine-gehalten in melk

Met het ketenmodel kan uitgaande van een gegeven dioxine-emissie het dioxine-gehalte in koemelk op een willekeurige lokatie en op een willekeurig tijdstip (dus afhankelijk van weersomstandigheden) worden berekend.

De bijdragen van de routes via gras en grond kunnen afzonderlijk worden berekend. Voor gras wordt nog een opsplitsing gemaakt in de bijdrage afkomstig van de lokale bron en de bijdrage afkomstig van de achtergronddepositie.

In figuur B.6.1 zijn de gemeten dioxine-gehalten van 123 melkmonsters uitgezet tegen de berekende gehalten. De melkmonsters zijn in de periode 1989-1990 genomen uit de omgeving van een viertal AVI's. Uit de figuur blijkt dat er een goede overeenstemming is tussen de werkelijke en de berekende waarden. Het model kan dan ook goed worden toegepast als beleidsonderbouwend hulpmiddel.



Figuur B.6.1 Vergelijking voorspelde en gemeten dioxine-gehalten in melk.

3. Voorbeeldberekeningen

De hoogste emissies zijn gemeten bij AVI's (zie hoofdstuk 3). Er waren in 1991 nog 10 AVI's in bedrijf. Behalve bij koeien uit de Lickebaertpolder werden bij eerdere metingen in de omgeving van overige AVI's geen overschrijdingen van de warenwetnorm voor dioxinen in melk waargenomen. Hierbij dient wel te worden opgemerkt dat in een aantal gevallen de melkveebedrijven op grotere afstand van de bron liggen dan het depositiemaximum. Ten noordoosten van de AVI van ROTEB in Rotterdam bijvoorbeeld, liggen de dichtbijgelegen weidegebieden op 6-9 km van de bron. (Het depositiemaximum ligt op een afstand van ca. 0,5 km). Er werden in melk van vee uit die gebieden dioxine-gehalten gevonden van 2,6-3,6 pg I-TEQ/g melkvet.

Door dioxine-gehalten te meten in melkmonsters afkomstig van gebieden die buiten de directe invloedssfeer van een dioxine-bron liggen, kon een landelijk achtergrondniveau van 0,8 - 2,5 pg I-TEQ/g melkvet worden vastgesteld. De verhoging van de gehalten in monsters uit de omgeving van de ROTEB ten opzichte van de achtergrond-concentratie is beperkt. Dit betekent dat de invloed van de bron op deze afstand gering is.

Uit emissie-metingen buiten het MOB kader zijn voor drie individuele bronnen jaaremissies geschat van resp. 1,8 gram, 14 gram en 24 gram I-TEQ per jaar. Dit is vergelijkbaar met de jaaremissies van enkele AVI's (zie tabel 3.1). De jaaremissies berekend uit de emissie-metingen van alle overige individuele bronnen liggen beneden 1 g I-TEQ per jaar.

Om een indruk te krijgen van de bijdrage van de gemeten bronnen aan de dioxine-gehalten van koeien die grazen in het gebied waar de depositie maximaal is, zijn onderstaand een aantal voorbeeldberekeningen gegeven:

Voorbeeld 1

De bron met een jaaremissie van 24 g, heeft een schoorsteenhoogte van 150 meter en een rookgastemperatuur van 130-150 °C. Berekend werd een, door de bron veroorzaakte, maximale depositie van 6,2 ng I-TEQ/m² jaar⁻¹. Met de achtergrond-concentratie meegerekend bedroeg de maximale depositie 14 ng I-TEQ/m² jaar⁻¹. Het maximum ligt op een afstand van ca. 750 m van de bron. In de directe omgeving van de bron zijn geen weidegebieden.

De maximale depositie van deze bron (inclusief achtergronddepositie) is dezelfde als die van de AVI Amsterdam Noord. De twee bronnen kunnen daarom met elkaar worden vergeleken. Er werden op korte afstand van de AVI dioxine-gehalten in melk gemeten van 2-3 pg I-TEQ /g melkvet. Dat houdt in dat, in geval er weilanden in de omgeving van de beschouwde bron zouden liggen, de dioxine concentraties in melk ter plaatse verhoogd zouden zijn t.o.v. de achtergrond-concentratie van 0,8-2,4 pg I-TEQ/g melkvet. De warenwetnorm zou echter niet worden overschreden.

Voorbeeld 2

De installatie met een jaaremissie van 1,8 g I-TEQ heeft een schoorsteenhoogte van 60 meter en een rookgastemperatuur van 270 °C. De installatie bevindt zich in een gebied waarvoor de berekende lokale achtergronddepositie 13 ng I-TEQ/m² jaar⁻¹ bedraagt. Volgens de depositieberekening zal de bijdrage van de bron 12 ng I-TEQ/ m² jaar⁻¹ zijn. Het depositiemaximum ligt op ca 300 meter van de bron. Uit de modelberekening volgt dat op die plaats een dioxine-gehalte in koemelk van 1,7 pg I-TEQ/g melkvet kan worden verwacht.

Voorbeeld 3

De installaties waarvan een jaaremissie tussen 0,1 en 1 g I-TEQ per jaar werd vastgesteld, hebben schoorsteenhoogten van minimaal 30 meter tot maximaal 172 meter. De rookgastemperatuur bedraagt minimaal 26 °C en maximaal 230 °C. Gekozen is voor de berekening van de twee slechtste situaties uit deze groep; een installatie met een emissie van 1 g I-TEQ/j en een schoorsteenhoogte van 60 meter en een installatie met emissie van 0,5 g I-TEQ/j echter met een schoorsteen van slechts 30 meter. In beide gevallen is uitgegaan van een lage warmte inhoud, een veronderstelde hoge (lokale) achtergronddepositie van 15 ng I-TEQ/m² jaar⁻¹ en van een deeltjesgrootte verdeling zoals bij AVI's is bepaald.

De berekende dioxine-concentraties in melkvet bedragen resp 1,8 en 3 pg I-TEQ/g melkvet. Voor alle andere installaties in deze groep geldt dat proces-condities gunstiger zijn en dat derhalve de belasting van de koe lager zal zijn dan 3 pg I-TEQ/g melkvet.

Voorbeeld 4

Van alle gemeten installaties met een emissie kleiner dan 0,1 g I-TEQ per jaar is de installatie met een jaaremissie van 0,02 g I-TEQ per jaar, een rookgastemperatuur van ca 20°C en een schoorsteenhoogte 20 meter als worst case situatie te beschouwen. Voor deze situatie is gerekend met een warmte-inhoud van nul. Berekend is een dioxine-concentratie in melk van 1,1 pg I-TEQ/ g melkvet.

In tabel B.6.1 zijn de berekeningen samengevat.

Tabel B.6.1 Berekende dioxine-gehalten in koemelk voor enkele dioxine bronnen (worst case situaties)(inclusief een hoge lokale achtergronddepositie)

Voorbeeld nr.	PCDD/F-emissie [g I-TEQ/jaar]	Achtergrond-depositie [ng/m ² /jaar]	Schoorsteen-hoogte [m]	Warmte-inhoud rookgassen [MW]	Melkconcentratie in depositie max. [pg I-TEQ/g vet]
1	24	5	150	25,2	2-3 ¹⁾
2	1,8	13	60	0,82	1,7
3a	1	15	60	0,067	1,8
3b	0,5	15	30	0,079	3,0
4	0,02	15	20	0	1,1

¹⁾ geschatte waarde op basis van gegevens AVI Amsterdam Noord.

Uit de berekeningen blijkt dat, in relatie met de achtergrond-concentratie van dioxinen in koemelk, in een aantal gevallen een verhoging van de dioxine-concentratie in melk is te verwachten, maar dat in geen enkel geval de norm van 6 pg I-TEQ/g melkvet wordt overschreden.

In de toekomst, als aan de door de overheid gestelde emissie-eisen zal zijn voldaan, zal de achtergronddepositie afnemen tot ca. 4 ng I-TEQ m⁻² jaar⁻¹. Daarbij is verondersteld dat de bijdrage van buitenlandse bronnen ongewijzigd blijft, hetgeen niet waarschijnlijk is. In dat geval zal ook de achtergrond-concentratie van dioxinen in koemelk lager worden.

BIJLAGE 7 Congeneerpatronen

1. Inleiding

Bij het onderzoek naar de emissies van dioxinen en dibenzofuranen door afvalverbrandingsinstallaties (Slob et al., 1992) is het opgevallen dat de verhoudingen waarin de verschillende congenere voorkwamen in de emissies van de diverse installaties sterk op elkaar leken. Dit was terug te voeren op de overeenstemming tussen de aldaar beschouwde processen.

Verondersteld wordt dat ook voor andere processen kan gelden dat binnen een groep van gelijksoortige processen de congeneerpatronen gelijkvormig zijn.

Om dit te toetsen is een overzicht gemaakt van de congeneerpatronen die bij de in het kader van het MOB onderzoek betrokken installaties werden aangetroffen. Tevens wordt een gemiddelde gegeven van het congeneerpatroon van de AVI's. Door deze congenere per processoort te rangschikken en te vergelijken kan naar verschillen en overeenkomsten in de patronen worden gezocht.

Uiteindelijk doel hiervan is te bezien of het mogelijk is relaties te leggen tussen bronnen en de in de omgeving en of voeding aangetroffen dioxinen (fingerprinting).

2. De congenere

De per installatie genomen monsters werden telkens geanalyseerd op de (17) 2,3,7,8- chloor-gesubstitueerde dioxinen en dibenzofuranen (zie bijlage 1). In tabel B.7.1 zijn deze congenere gegeven met voorafgaand een nummering zoals die in de grafieken in deze bijlage gehanteerd is.

Tabel B.7.1 overzicht van de zeventien congenere

Nummer	congeneer dioxinen	Nummer	congeneer dibenzofuranen
1	2378 T4CDD	8	2378 T4CDF
2	12378 P5CDD	9	12378 P5CDF
3	123478 H6CDD	10	23478 P5CDF
4	123678 H6CDD	11	123478 H6CDF
5	123789 H6CDD	12	123678 H6CDF
6	1234678 H7CDD	13	123789 H6CDF
7	12346789 O8CDD	14	234678 H6CDF
		15	1234678 H7CDF
		16	1234789 H7CDF
		17	12346789 O8CDF

3. Werkwijze

Uit de onderliggende analyse rapporten zijn de in de monsters aangetroffen absolute hoeveelheden dioxinen en dibenzofuranen overgenomen. Omdat het hier gaat om de onderlinge verhoudingen is het niet zinvol de vermenigvuldiging met de Toxiciteits Equivalentie Factoren (I-TEF's) uit te voeren. De hoeveelheden per congeneer zijn vervolgens berekend als percentage van het totaal van de aangetroffen congenere. Per processoort is in grafiekjes voor alle in dit rapport behandelde bronnen de verhouding weergegeven waarin de 17 congenere in het monster voorkwamen.

De onderzochte installaties zijn gerangschikt per processoort conform de in het rapport gehanteerde indeling. De nummering van de grafiekjes komt overeen met de in het de hoofdstukken 3 t/m 19 gebruikte installatie nummering. In het rapport worden de volgende processoorten onderscheiden:

Tabel B.7.2 overzicht van de beschouwde processoorten

Processoort	Hoofdstuk
Verbranding huishoudelijk afval	3
Verbranding chemische afvalstoffen	4
Verbranding van stort- en biogas en slib	5
Afbranden van kabels, elektromotoren e.d.	6
Afvalverbranding bij ziekenhuizen	7
Asfaltmenginstallaties	8
Verbranding van olie	9
Verbranding van steenkool en bruinkool	10
Verbranding van hout	11
Crematoria	12
Branden	13
Diverse hoge temperatuur processen	14
Verkeer	15
Sinterprocessen	16
Metaalindustrie	17
Chemische produktie processen	18
Gebruik bestrijdingsmiddelen	19

Er zijn een aantal belangrijke proces-omstandigheden die de vorming van dioxinen mogelijk maken en beïnvloeden:

- temperatuur tussen 200 en 800 °C (ideale gebied tussen 200 en 400 °C)
- de verblijftijd van de rookgassen in dit temperatuur gebied
- aanwezigheid van chloor en de hoeveelheid chloor die beschikbaar is
- aanwezigheid van organisch (vooral aromatisch) materiaal
- aanwezigheid van zuurstof (in uitgangsmateriaal of omgeving).
- de aanwezigheid van vlieg-as en metalen (met name koper) in de rookgassen. Deze doen dienst als katalysator bij de vorming van dioxinen.

Waar deze procesomstandigheden overeenkomen kunnen overeenkomsten in de vorming, en daarmee in de onderlinge verhouding waarin de congenere voorkomen verwacht worden.

4. Resultaten

Bij beschouwing van de grafieken in 7.3 t/m 7.18 lijken er hier en daar overeenkomsten te zijn, vooral binnen bepaalde processorten. Het sterkst dringt dit beeld zich op bij b.v. de verbranding van ziekenhuisafval en bij de sinterprocessen.

Om verschillen en overeenkomsten tussen processen binnen één soort zowel als tussen de processorten onderling, te kunnen verklaren, of zelfs maar toe te schrijven aan bepaalde procesomstandigheden, dienen echter veel meer factoren betrokken te worden bij de vergelijking.

Naast de al eerder genoemde proces variabelen (B.7.3) spelen ook vocht, de gebruikte reinigingstechniek (E-filter, doekfilter of natte reiniging), etc. een rol bij de vorming, en vermoedelijk dus ook bij de daarbij ontstane congeneerpatronen. Al deze mogelijke invloeden dienen bij een onderlinge vergelijking mede betrokken te worden. Het aantal variabelen is daardoor zo groot, dat veel uitgebreider (statistisch) onderzoek nodig is om hierin enig inzicht te krijgen. Het is in dit kader ondoenlijk gebleken deze processen uitputtend met elkaar te vergelijken. Verwacht wordt dat dergelijk onderzoek veel kennis oplevert over de manier waarop de vorming van dioxinen te beïnvloeden is. Dit kan van groot belang zijn bij het voorkomen van dioxine emissies.

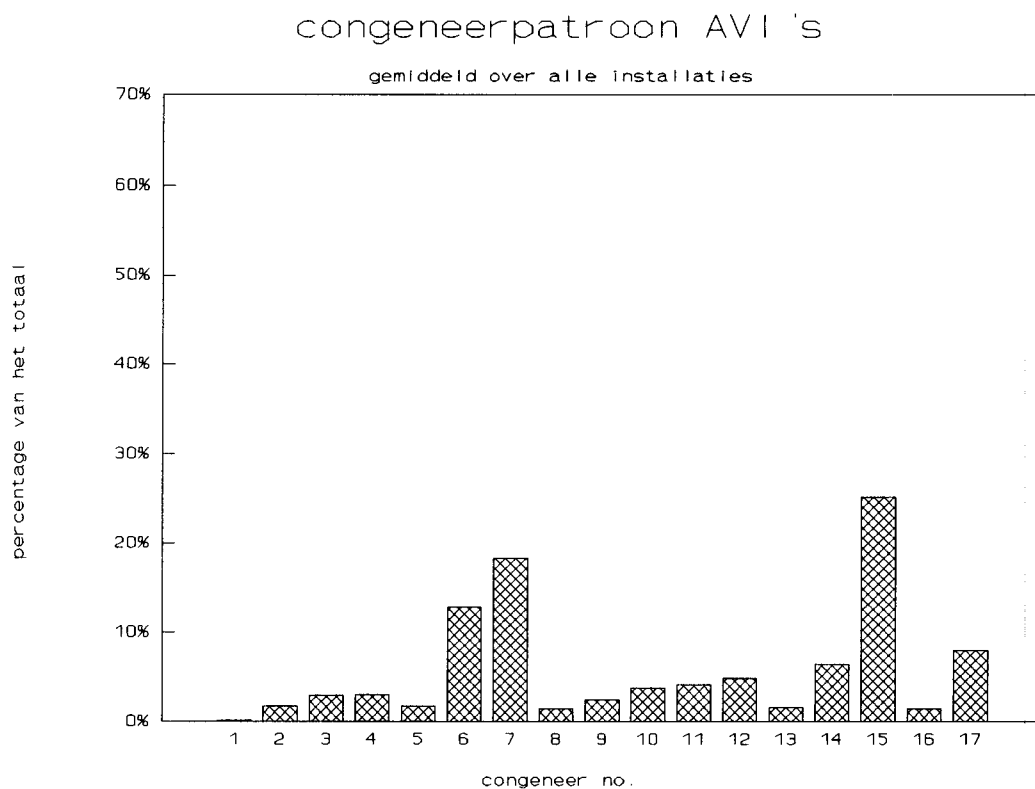
5. Conclusies

In het kader van dit rapport was het niet mogelijk een uitputtend onderzoek te verrichten naar de mogelijkheden die er zijn op basis van de congeneerpatronen.

Aanbevolen wordt te onderzoeken in hoeverre het mogelijk is om aan de hand van deze congeneerpatronen de herkomst van de in het milieu aangetroffen dioxinen en dibenzofuranen globaal vast te stellen (fingerprinting).

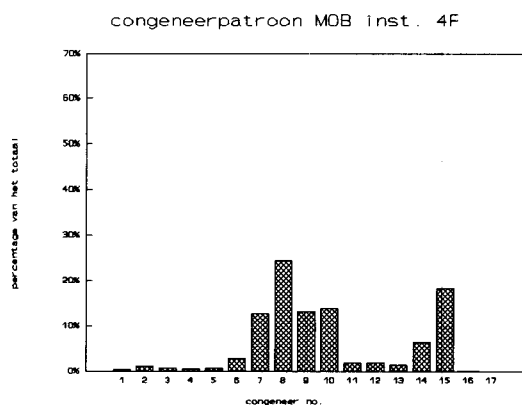
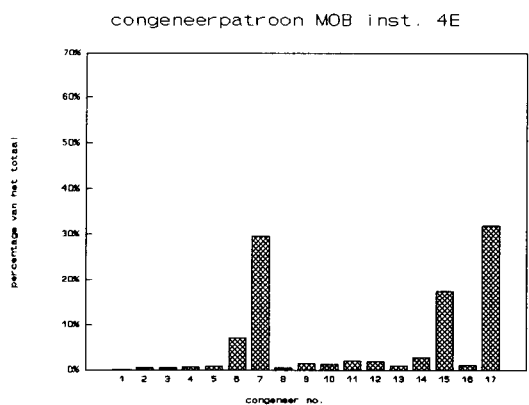
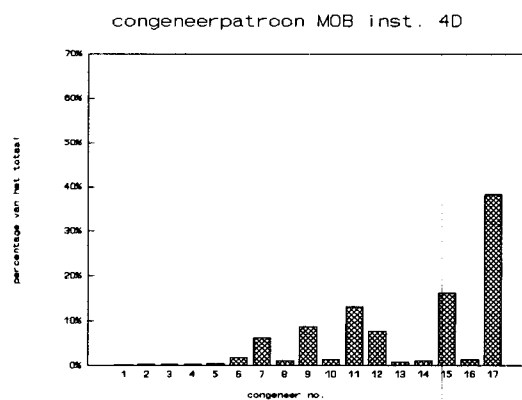
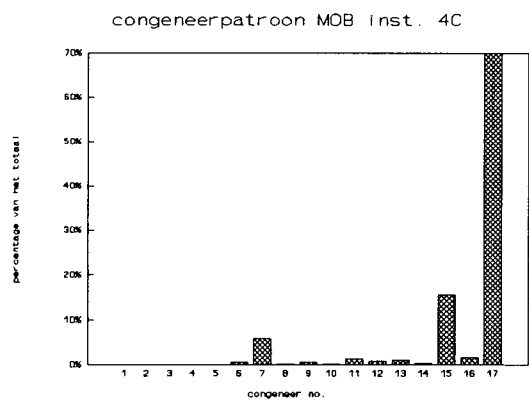
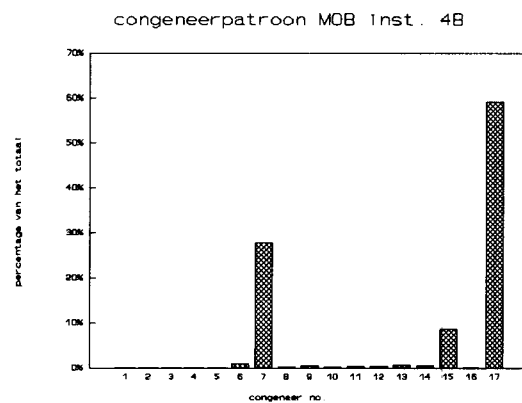
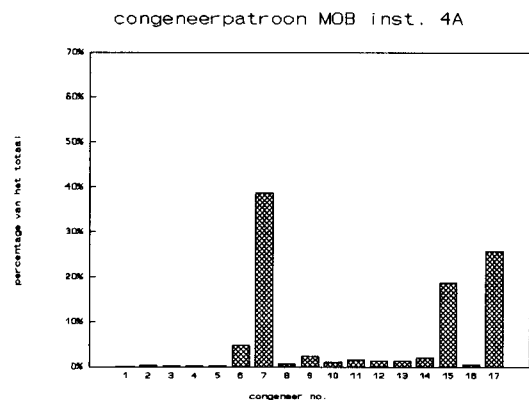
Aanbevolen wordt nader te onderzoeken in hoeverre uit de verhoudingen waarin de verschillende congenen voorkomen in de emissies, nuttige aanwijzingen te vinden zijn omtrent het minimaliseren van dioxine vorming bij de diverse processen.

3 VERBRANDING VAN HUISHOUDELIJK AFVAL ¹⁾

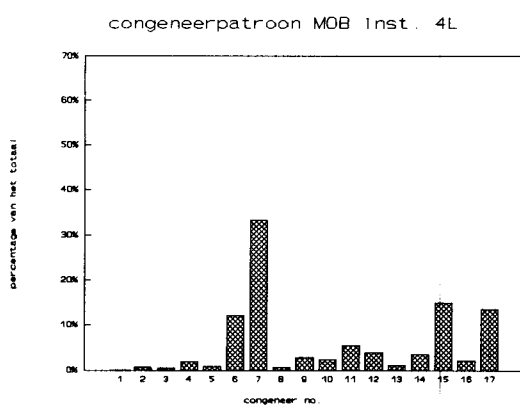
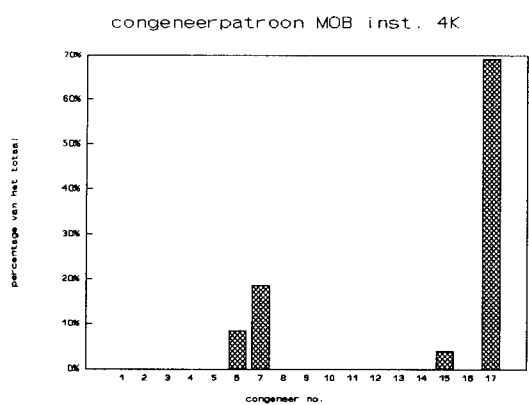
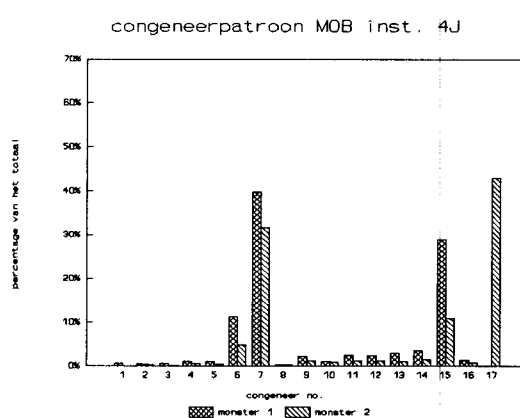
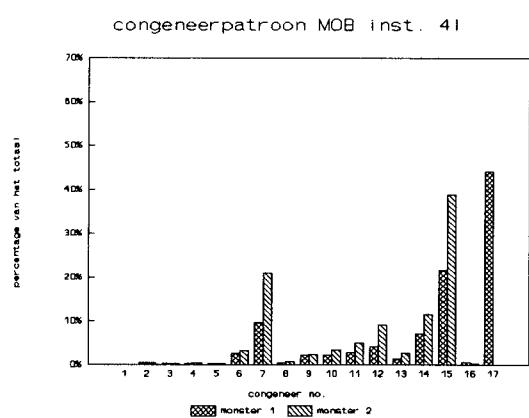
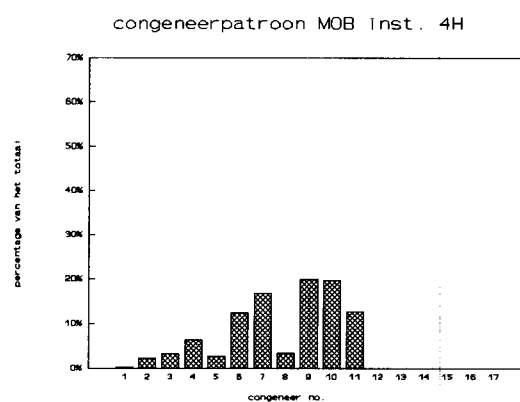
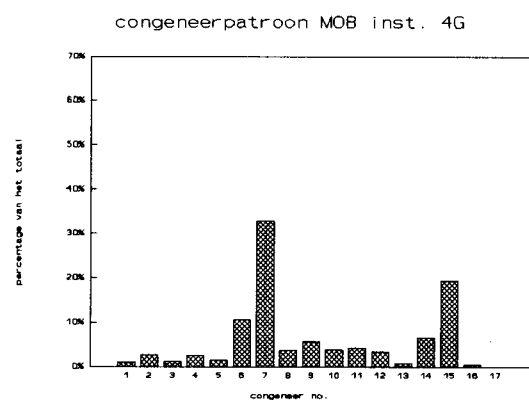


¹⁾ Dit is het gemiddelde patroon van de AVI's. Onderling kunnen nog grote verschillen optreden, zie de rapportage van het emissie onderzoek aan AVI's dat in 1990 heeft plaatsgevonden (Slob et al., 1992).

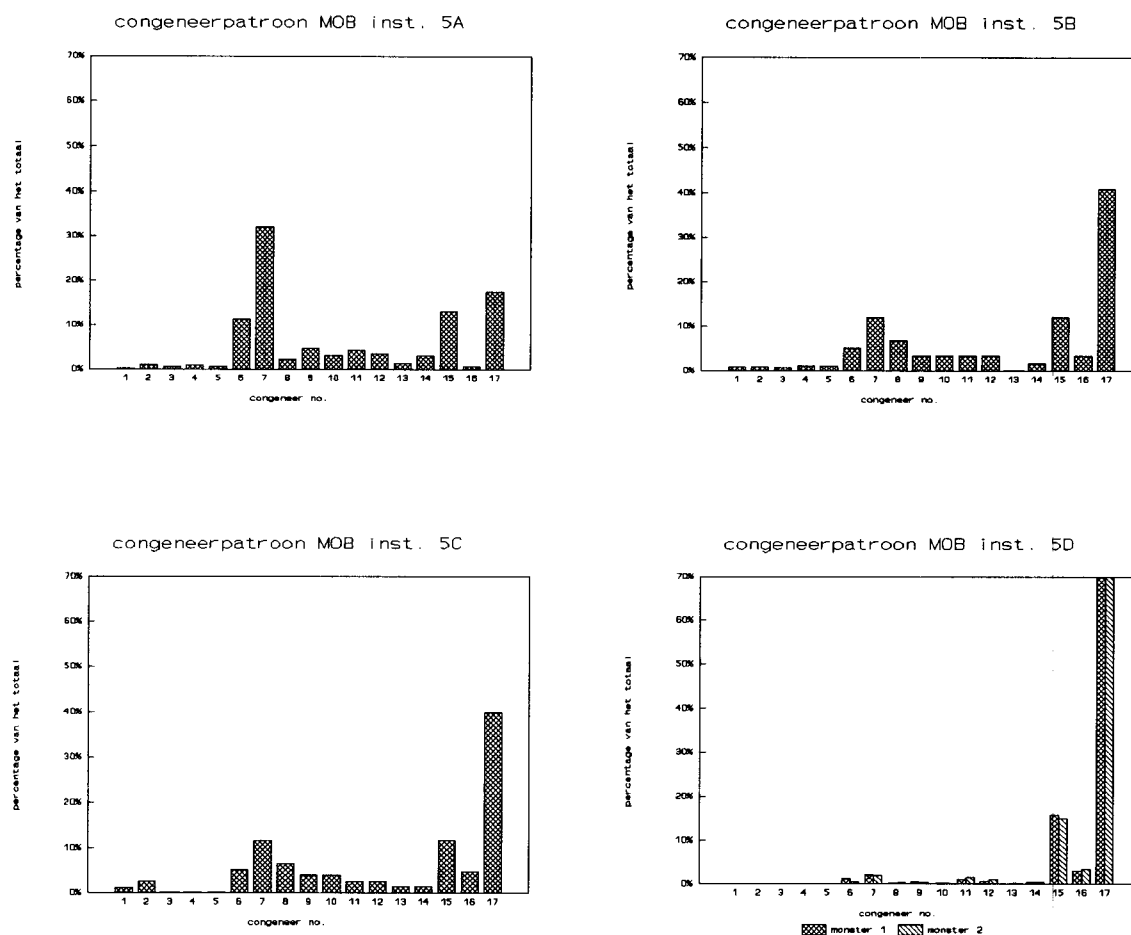
4 VERBRANDING CHEMISCHE AFVALSTOFFEN



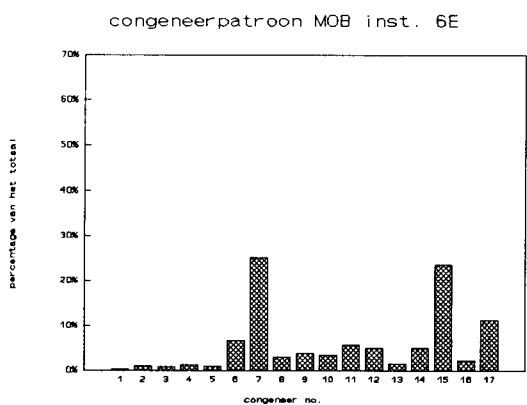
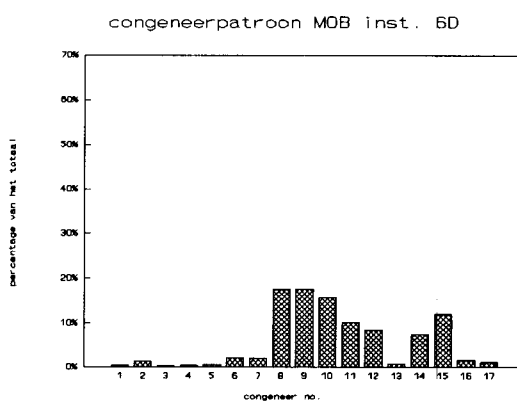
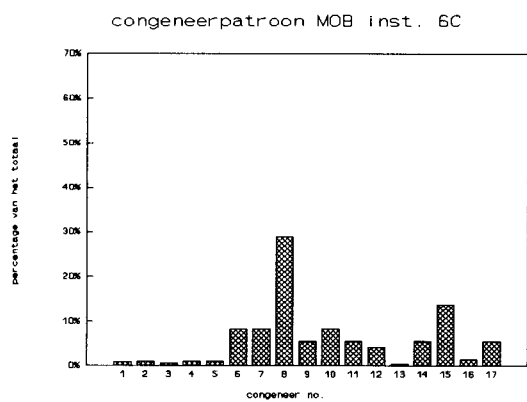
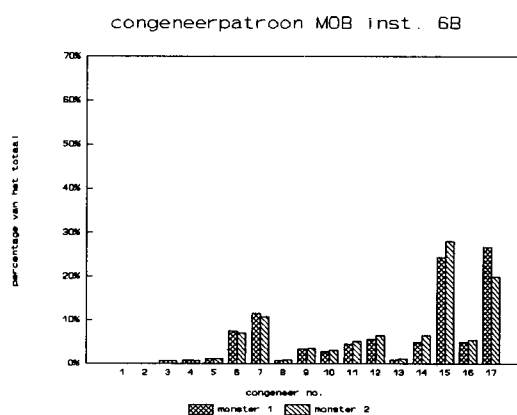
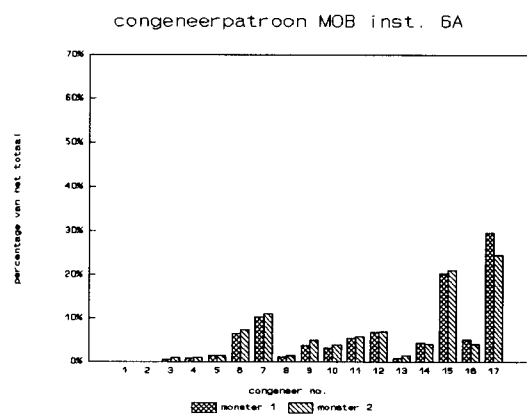
4 vervolg



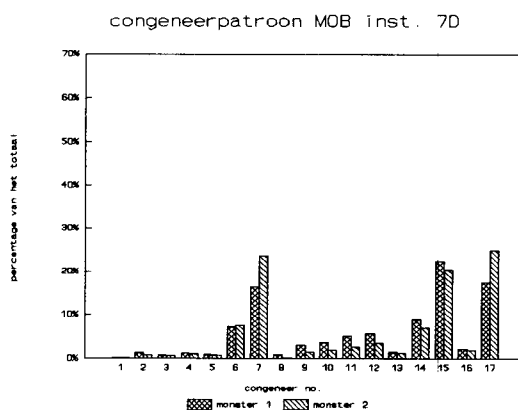
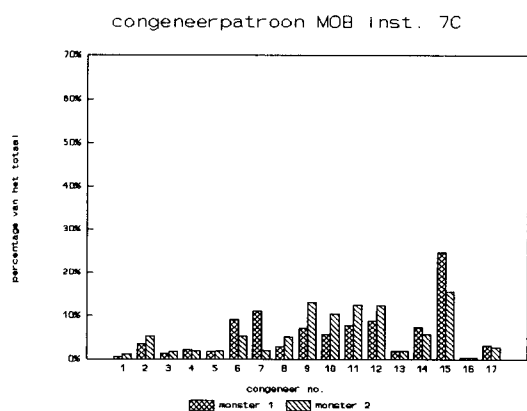
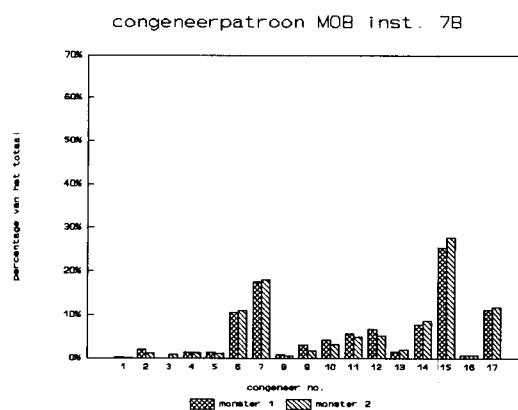
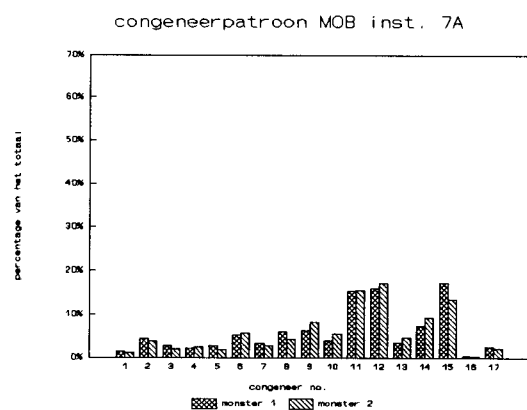
5 VERBRANDING VAN STORT- EN BIOGAS EN SLIB



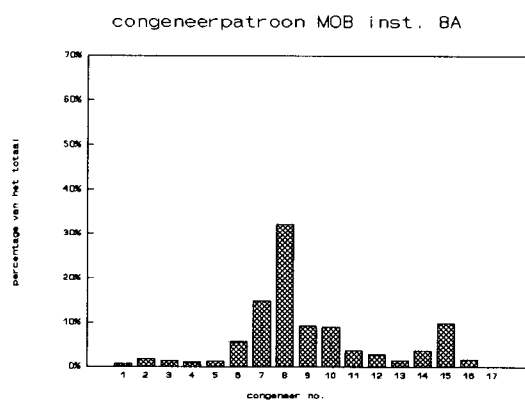
6 AFBRANDEN VAN KABELS, ELEKTROMOTOREN E.D.



7 AFVALVERBRANDING BIJ ZIEKENHUIZEN

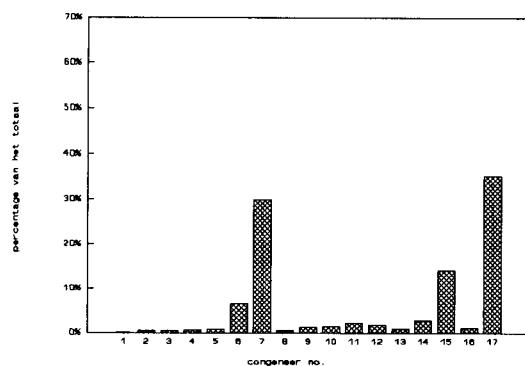


8 ASFALTMENGINSTALLATIES

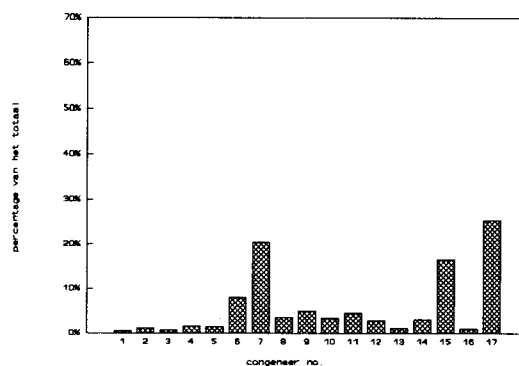


9 VERBRANDING VAN OLIE

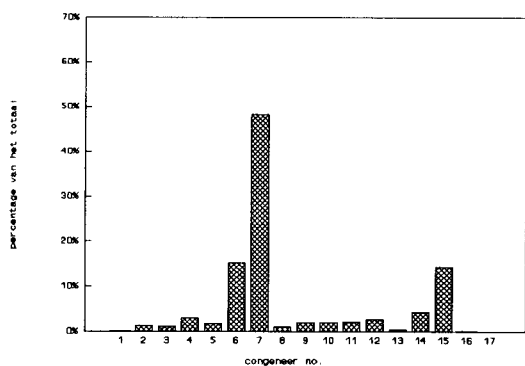
congeneerpatroon MOB inst. 9A



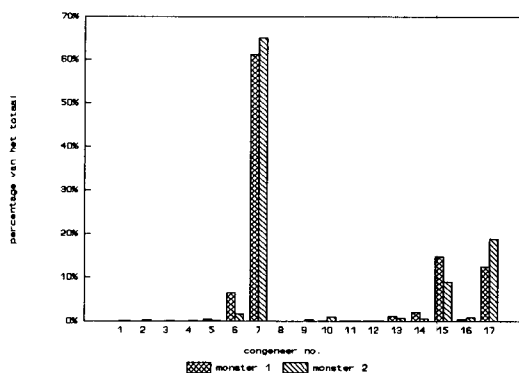
congeneerpatroon MOB inst. 9B



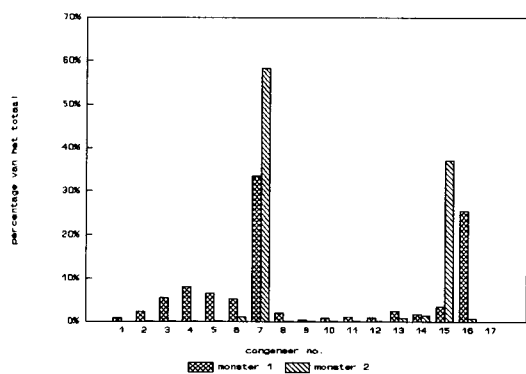
congeneerpatroon MOB inst. 9C



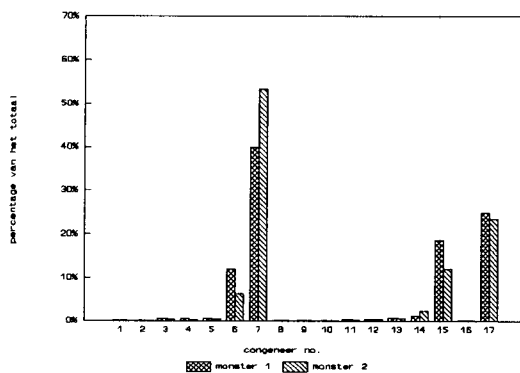
congeneerpatroon MOB inst. 9D



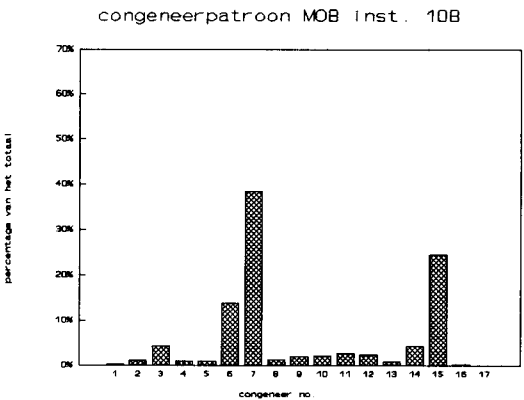
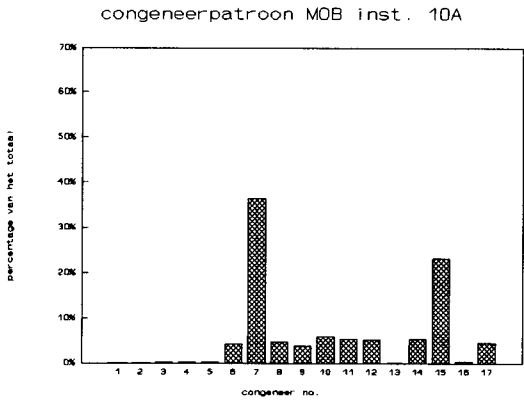
congeneerpatroon MOB inst. 9E



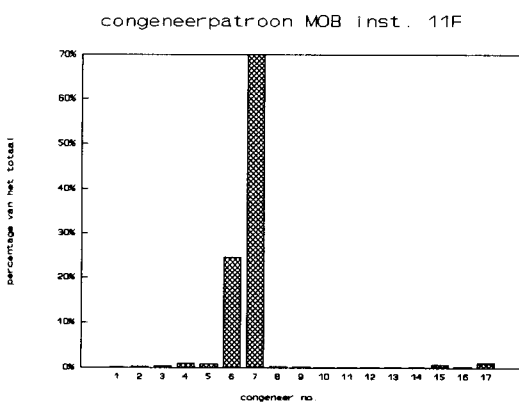
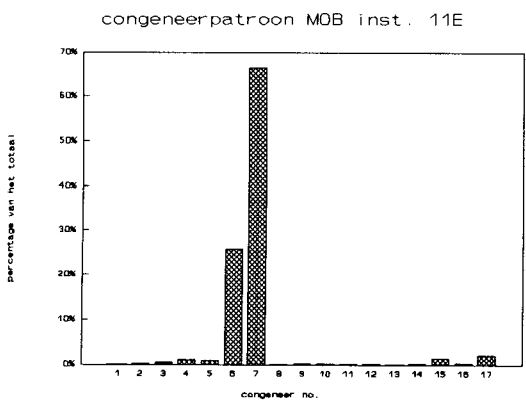
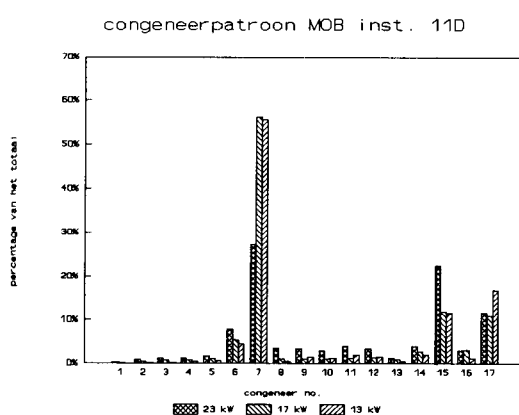
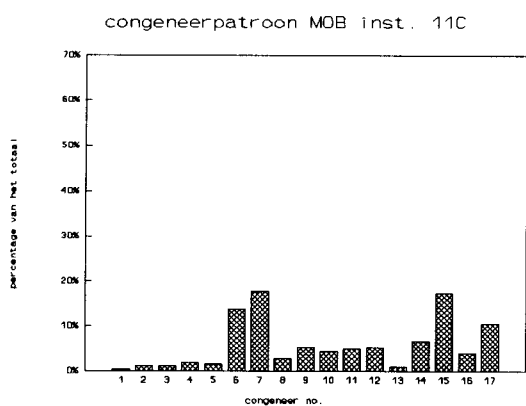
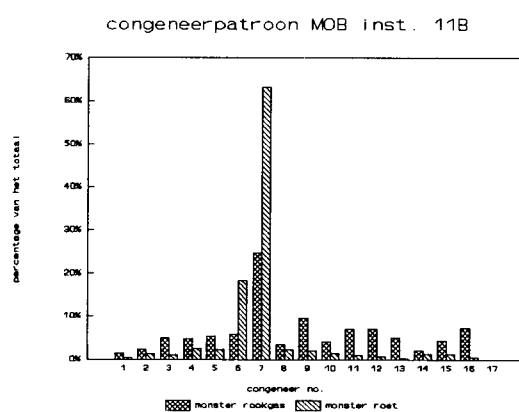
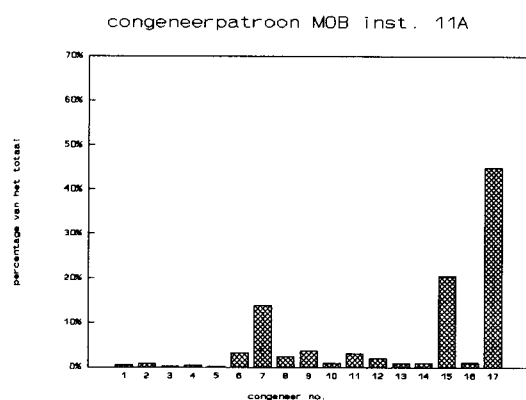
congeneerpatroon MOB inst. 9F



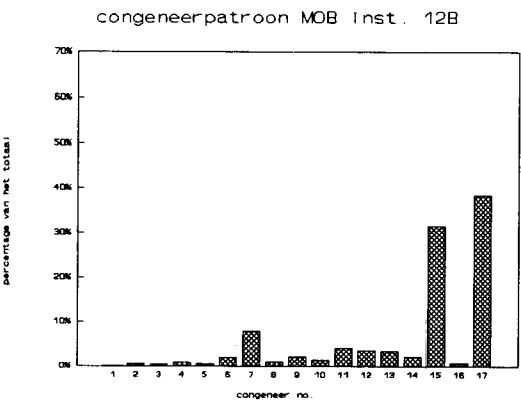
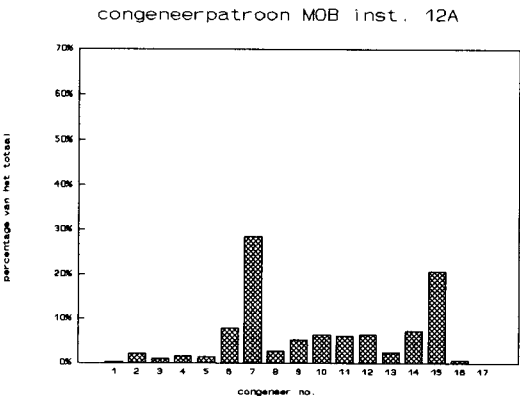
10 VERBRANDING VAN KOLEN



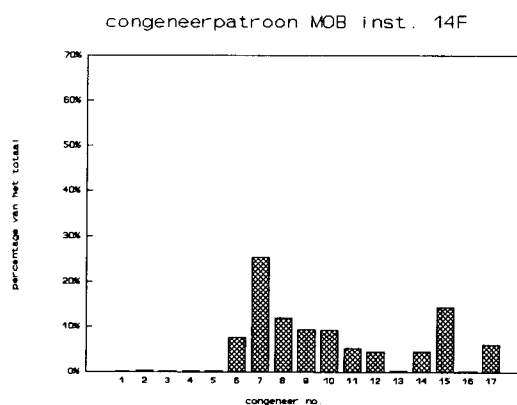
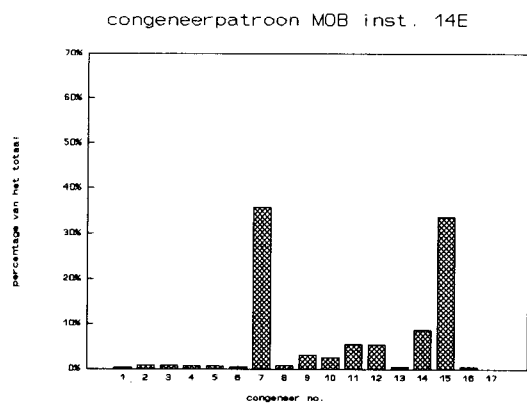
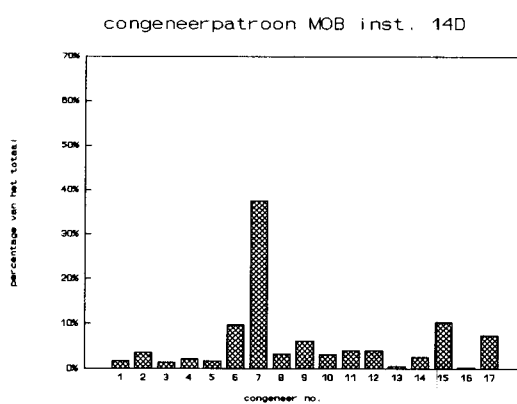
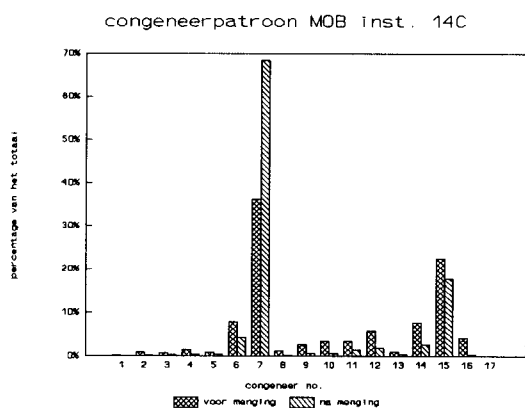
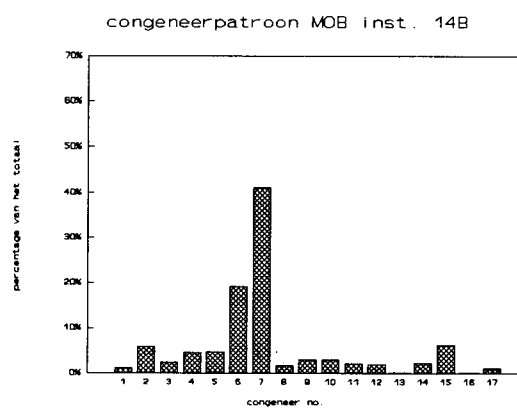
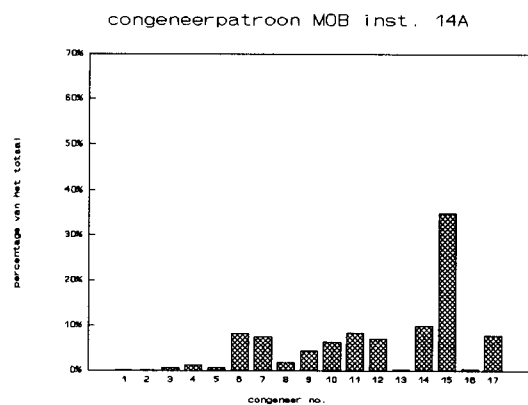
11 VERBRANDING VAN HOUT

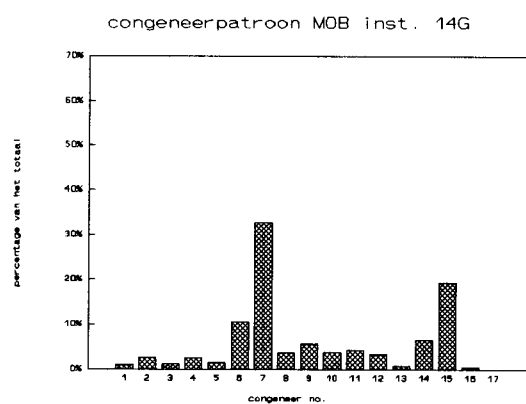


12 CREMATORIA



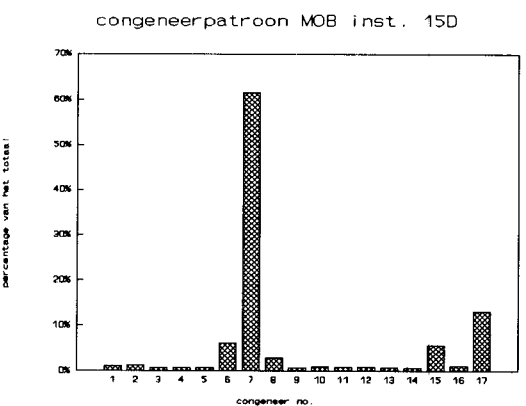
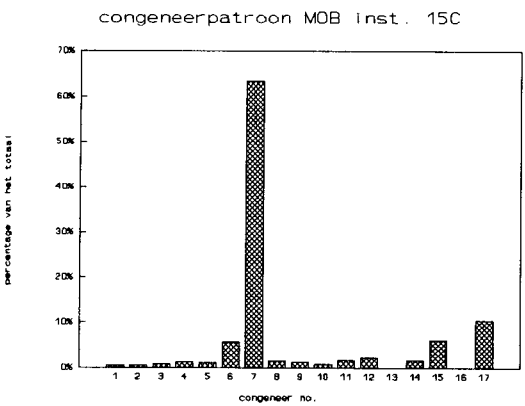
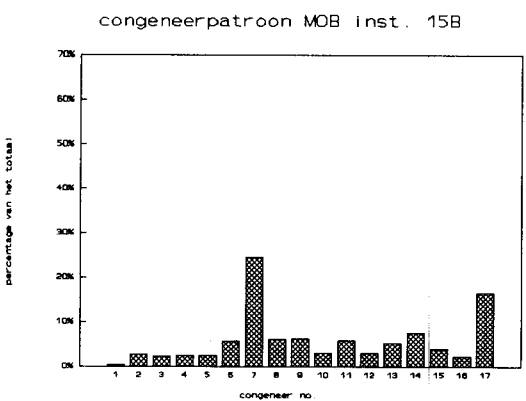
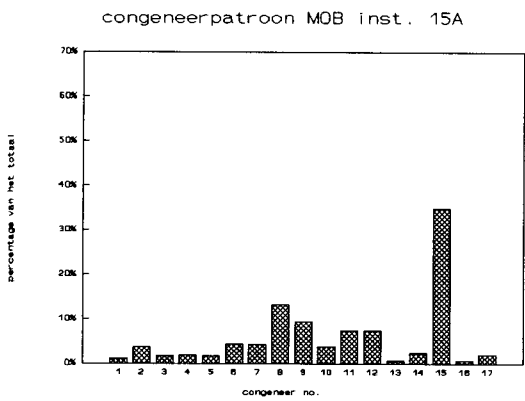
14 DIVERSE HOGE TEMPERATUUR PROCESSEN



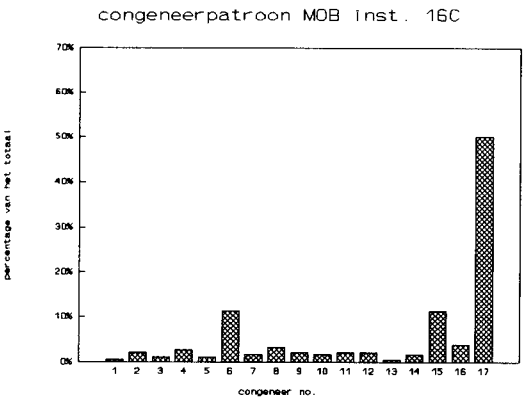
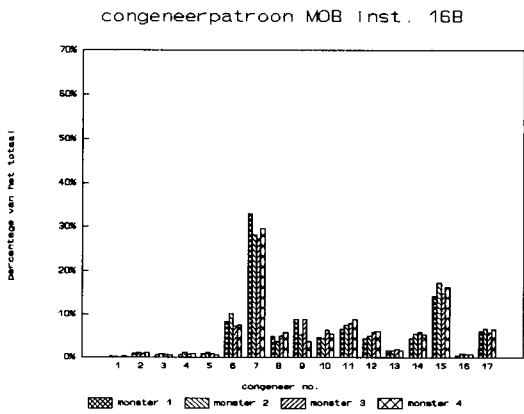
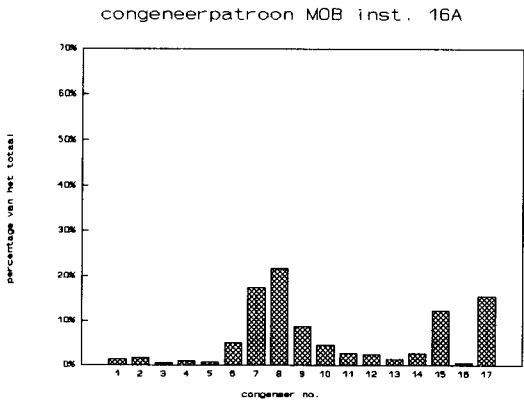
14 vervolg ²⁾

²⁾ Van installatie 14H zijn geen individuele congenen bekend.

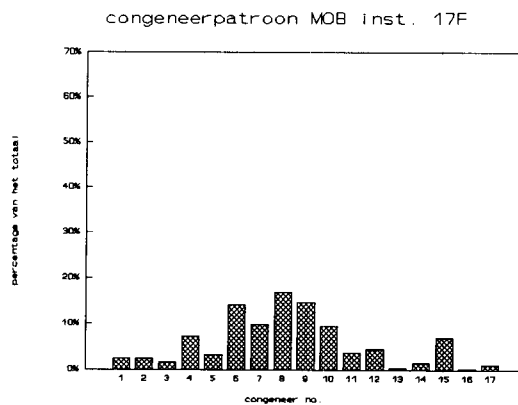
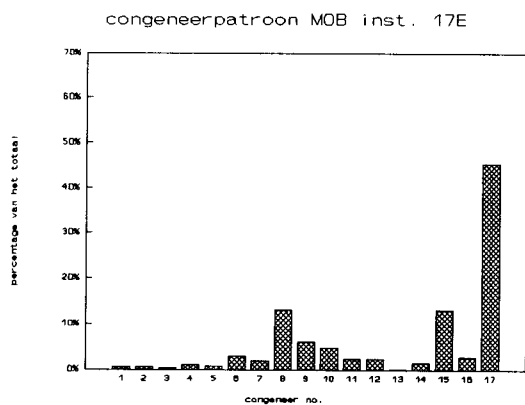
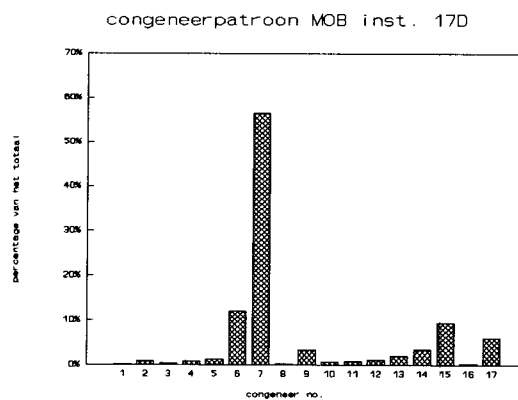
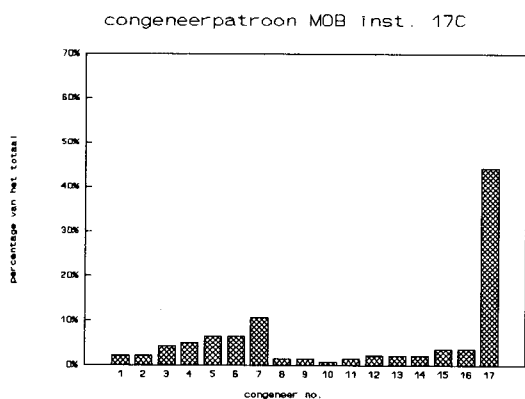
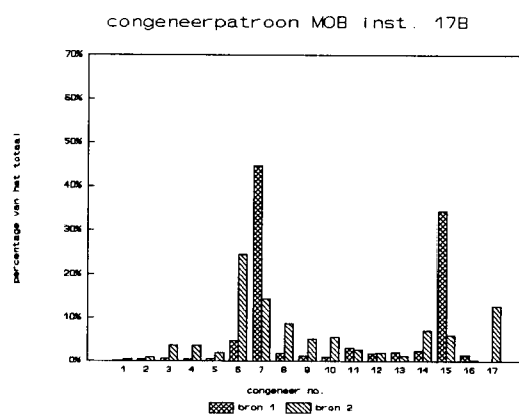
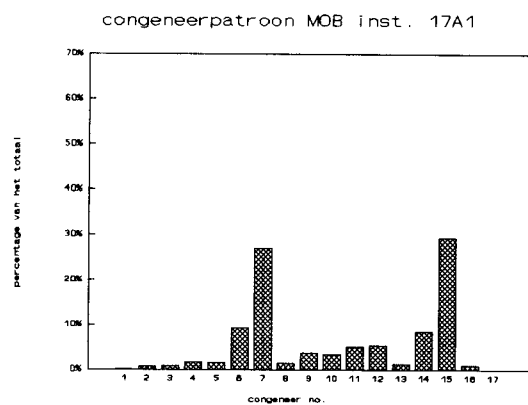
15 VERKEER



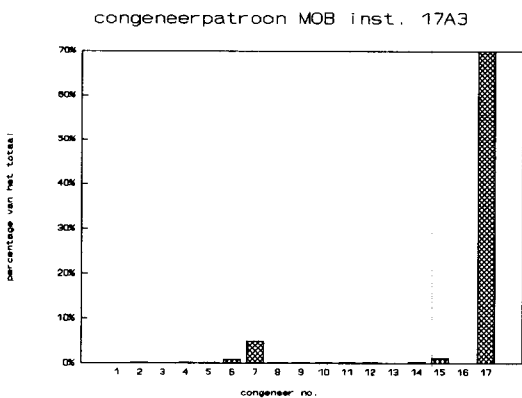
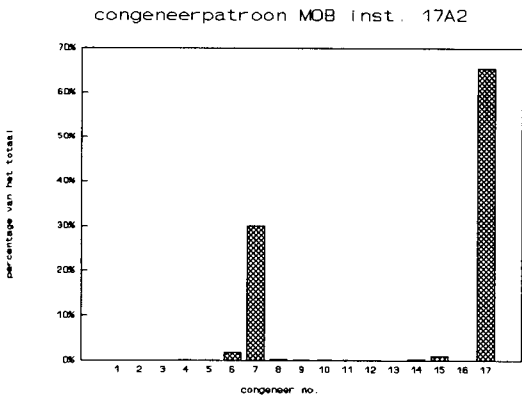
16 SINTERPROCESSEN



17 METAALINDUSTRIE



17 vervolg
 (emissies naar water)



18 CHEMISCHE PRODUCTIE PROCESSEN

