

RIVM Rapport 609023004/2003

**De verspreiding van dioxinen uitgestoten door
Aluminium Hardenberg en de daarmee samenhangende
risico's voor de gezondheid**

M.G. Mennen, F. Fortezza, A. Dusseldorp,
R. Hoogerbrugge, A.C. den Boer en G.S. Groenemeijer

Dit rapport bevat errata d.d. 23-06-2003 (zie laatste pagina)

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van de Provincie Overijssel in het kader van het project M/609023: "Ad hoc ondersteuning Andere overheden".

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Postbus 1, 3720 BA
Bilthoven,
telefoon: 030 - 274 91 11, fax: 030 - 274 29 71

Abstract

The aluminum recycling plant Aluminium Hardenberg emits dioxins through a stack. Also, dioxin containing dust particles are emitted from filtering material removed from the flue gas, stored on the site of the plant. The concentrations and deposition of dioxins around the plant were calculated using emission data and a dispersion model. Furthermore, soil and wipe dust samples were taken in the surroundings. Except for the location nearest to the plant (at about 200 m) the measured concentrations in soil (1.6 to 7.6 ng WHO-TEQ/kg d.m.) did not significantly differ from the background value. The analyses of the wipe dust samples showed that the deposition was elevated up to 500 m in the surroundings, as a result of the emissions from the stored filtering material. The agreement between the congener patterns of the wipe dust samples and the filtering material confirms this conclusion. Also, the calculated concentrations of dioxins in air exceed the background value in rural areas, up to 500 m from the plant. The extra daily intake resulting from exposition to the emitted dioxins through oral intake and inhalation was estimated to be maximally 0.4 pg WHO-TEQ/kg body weight. The total intake (circa 1.6 pg WHO-TEQ/kg body weight per day) did not exceed the permitted weekly intake of 14 pg WHO-TEQ/kg body weight.

Inhoud

Samenvatting	5
1 Inleiding	7
1.1 Algemene inleiding	7
1.2 Beschrijving van de problematiek	7
2 Doel en opzet van het onderzoek	11
2.1 Doelstelling van het onderzoek	11
2.2 Opzet van het onderzoek	11
3 Verspreidingsberekeningen	13
3.1 Opzet en uitvoering	13
3.2 Resultaten en bespreking	18
4 Metingen van dioxinegehalten in de bodem en in veegstof in de omgeving van Aluminium Hardenberg	21
4.1 Monsterneming	21
4.2 Monstervoorbewerking en analyses	22
4.3 Resultaten	23
4.4 Analyse van de congenerepatronen	24
4.5 Vergelijking meetwaarden bodemmonsters met gehalten in de Nederlandse bodem	27
4.6 Bespreking van de gehalten in de veeg- en slurymonsters	28
4.7 Vergelijking meetwaarden bodemmonsters met berekende verspreiding	29
5 Humane blootstelling, milieubelasting en risicobeoordeling	31
5.1 Blootstellingsroutes	31
5.2 Schatting van de blootstelling	32
5.2.1 Inhalatoire blootstelling	32
5.2.2 Orale blootstelling	33
5.3 Risicobeoordeling voor de mens	35
5.4 Milieubelasting	36
6 Conclusies	37
Referenties	39
Bijlage 1. Overzicht van de concentraties en andere relevante parameters van de emissiemetingen aan de schoorsteen	41
Bijlage 2. Resultaten van een aantal van de uitgevoerde verspreidingsberekeningen	43
Bijlage 3. Overzicht van de monsternamelocaties	51
Bijlage 4. Analyseresultaten per congeneer	53
Verzendlijst	55

Samenvatting

In opdracht van de provincie Overijssel heeft RIVM onderzoek gedaan naar de verspreiding van dioxinen uitgestoten door het bedrijf Aluminium Hardenberg en de daarmee samenhangende risico's voor de gezondheid van omwonenden. De emissies aan dioxinen zijn afkomstig van 3 mogelijke bronnen, die bij het onderzoek naar de verspreiding elk in ogenschouw zijn genomen: de schoorsteen, de opslag van filterstof op het terrein en de (open) ovenhal van het bedrijf.

De verspreiding van dioxinen door emissie vanuit de schoorsteen is berekend op basis van meetgegevens van de provincie van de afgelopen 8 jaar. Om ook een beeld te krijgen van de periode daarvoor (het bedrijf bestaat sinds 1967), zijn gegevens uit de literatuur gebruikt over emissie van dioxinen door verschillende typen bronnen. Met behulp van een verspreidingsmodel conform het Nationaal Model Lucht zijn vervolgens de concentratie in de buitenlucht en de depositie berekend. Hieruit bleek dat de maximale concentraties in de lucht op 800 à 900 meter van het bedrijf voorkomen, en de maximale depositie op 200 à 300 meter. De berekende maximale gemiddelde concentratie ($2,8 \text{ fg I-TEQ m}^{-3}$) lag ruim onder de achtergrondwaarde in landelijk gebied ($10\text{--}40 \text{ fg I-TEQ m}^{-3}$). Hieruit kan geconcludeerd worden dat de bijdrage van de emissies uit de schoorsteen aan de dioxineconcentratie in de omgeving gering is. Hetzelfde geldt voor de bijdrage aan depositie van dioxinen in de omgeving.

Op basis van analyse van een monster dat in het najaar van 2002 werd genomen uit een dakgoot van een bedrijf naast Aluminium Hardenberg, is het vermoeden ontstaan dat verwaaiing van filterstof dat lange tijd op het terrein is opgeslagen mogelijk heeft geleid tot verspreiding van dioxinen in de omgeving. Uit indicatieve verspreidingsberekeningen bleek dat bij verwaaiing van dit stof de maximale depositie en concentratie in de lucht op kortere afstand zal plaatsvinden dan bij emissie uit de schoorsteen. Omdat de verspreiding van dioxinen door incidentele emissies (verwaaien filterstof en emissie uit de hal) niet eenvoudig met modellen in kaart is te brengen, zijn in de omgeving van het bedrijf een aantal bodem- en veegmonsters genomen en geanalyseerd op dioxinen. De locaties werden uitgezocht op basis van de verspreidingsberekeningen en het criterium dat de grond de afgelopen jaren niet bewerkt mocht zijn. De bodem is op 15 locaties in verschillende windrichtingen bemonsterd, op afstanden variërend van 150 tot 1200 meter van het bedrijf. Op kortere afstand van het bedrijf (150 tot 350 meter) zijn 4 veegmonsters genomen. Daarnaast werden op het bedrijfsterrein 3 monsters genomen van slurry, dat ofwel opgeslagen filterstof ofwel stof uit de ovenhal bevat. Naast de dioxine-gehalten zijn ook de congenerenpatronen van de monsters bekeken om een beeld te krijgen van het verband tussen de dioxinen die op het bedrijfsterrein aanwezig zijn en de dioxinen die in de omgeving zijn gevonden.

De gemeten gehalten in de bodem (1,6 tot 7,6 ng WHO-TEQ/kg d.s.) kwamen ongeveer overeen met de berekende gehalten. Met uitzondering van de locatie het dichtst bij het bedrijf weken de gehalten niet significant af van de achtergrondwaarde in de bodem (3,3 ng WHO-TEQ/kg d.s.). In het algemeen komen de congenerepatronen van de monsters die verder dan circa 300 meter van het bedrijf genomen zijn, niet overeen met de patronen van stof op het bedrijfsterrein. Dit bevestigt dat op enige afstand van het bedrijf de bodemconcentraties dioxinen voornamelijk door de achtergrond worden bepaald.

De analyses van de veegmonsters wezen uit dat de depositie van dioxinen in de omgeving duidelijk afneemt naarmate de afstand tot het opslagterrein groter wordt. De depositie varieerde van 99 tot 521 pg WHO-TEQ/kg d.s., wat hoger is dan het achtergrondniveau (5-25 pg WHO-TEQ/kg d.s.). De analyse van de op het bedrijfsterrein genomen slurymonsters bevestigt het vermoeden dat de opslag van filterstof de belangrijkste bron is voor de verspreiding van dioxinen in de omgeving. De overeenkomst tussen congenerepatronen van het filterstof en van de veegmonsters bevestigt dit beeld.

Op basis van de analyses van de veegstofmonsters is een inschatting gemaakt van de hoeveelheid dioxinen die middels verwaaiend stof in de lucht terechtkomen. De jaargemiddelde concentraties in de lucht bij de meest nabijgelegen woning zijn geschat op 40-130 fg WHO-TEQ m⁻³, bij het bedrijf, waar het stofmonster uit de dakgoot is genomen, op 70-220 fg WHO-TEQ m⁻³ en op het terrein van Aluminium Hardenberg zelf op circa 1000 WHO-TEQ m⁻³. Op afstanden van 500 meter en meer is de bijdrage van verwaaiend stof aan de dioxineconcentratie in de lucht gering.

Uit de berekende en gemeten concentraties is berekend hoeveel dioxinen omwonenden van het bedrijf kunnen binnenkrijgen middels de orale route (door het eventueel nuttigen van gewassen uit eigen tuin en hand-mond gedrag van kinderen) en de inhalatoire route (opname van dioxinen via inademiingslucht). De extra dagelijkse inname als gevolg van blootstelling door de bijdrage wordt geschat op circa 0,4 pg WHO-TEQ/kg lichaamsgewicht. De werkelijke extra inname is waarschijnlijk lager omdat hierbij is uitgegaan van volledige opname van dioxinen uit de lucht, volledige biobeschikbaarheid van dioxinen in de bodem en de maximaal berekende concentratie en depositie van dioxinen. Opgeteld bij de gemiddelde dagelijkse inname in Nederland (1,2 pg WHO-TEQ/kg lichaamsgewicht) leidt dit tot een totale dagelijkse inname van 1,6 pg WHO-TEQ/kg lichaamsgewicht/dag. Deze waarde ligt onder de Toegestane Wekelijkse Inname (TWI) van 14 pg WHO-TEQ/kg lichaamsgewicht, zoals deze in 2001 is vastgesteld door de SCF (Scientific Committee on Food van de Europese Commissie).

Uit het onderzoek blijkt tevens dat er geen sprake is van dioxineverontreiniging van de bodem, het grondwater en het oppervlaktewater in de omgeving van Aluminium Hardenberg.

1 Inleiding

1.1 Algemene inleiding

Het bedrijf Aluminium Hardenberg, sinds 1967 gevestigd op industrieterrein De Nieuwe Haven te Hardenberg, recyclet aluminiumschroot. Bij dit proces worden onder meer dioxinen uitgestoten. Bij regelmatige controlemetingen van de emissies aan dioxinen uit de schoorsteen van het bedrijf is gebleken dat de norm voor de dioxineconcentratie ($0,1 \text{ ng I-TEQ}^1 \text{ m}^{-3}$) in het afgas tijdens de laatste jaren enkele malen is overschreden. Daarnaast heeft gedurende een aantal jaren een grote partij dioxinehoudend filterstof afkomstig uit de rookgasreiniging van het bedrijf opgeslagen gelegen op een deel van het bedrijfsterrein. Bij recent uitgevoerde analyses van stof uit een dakgoot van een nabijgelegen bedrijf bleek dit stof een hoog gehalte aan dioxinen te bevatten. Geconcludeerd werd dat dit hoge gehalte mogelijk zou zijn veroorzaakt door verspreiding van stofdeeltjes uit de opslag of uit de hal van het bedrijf.

Aluminium Hardenberg ligt op een industrieterrein en is in de directe omgeving omringd door andere bedrijven. In noordelijke en oostelijke richting liggen, vanaf enkele honderden meters, weilanden en verspreid liggende woningen. De dichtstbijgelegen woning ligt op circa 250 m ten oostnoordoosten van de schoorsteen van het bedrijf. Naar aanleiding van de problemen heeft de provincie Overijssel besloten een onderzoek te laten uitvoeren naar de verspreiding van dioxinen rond de aluminiumfabriek en de daarmee samenhangende milieu- en gezondheidsrisico's.

Het RIVM heeft dit onderzoek in opdracht van de provincie Overijssel uitgevoerd.

1.2 Beschrijving van de problematiek

In 2002 bleek bij controlemetingen van de emissies uit de schoorsteen van het bedrijf Aluminium Hardenberg dat de norm voor de dioxineconcentratie ($0,1 \text{ ng I-TEQ m}^{-3}$) in het afgas minimaal tot twee maal toe werd overschreden. De gemeten gehalten bedroegen $0,6 \text{ ng I-TEQ m}^{-3}$ op 3 en 4 april en $1,2 \text{ ng I-TEQ m}^{-3}$ op 9 september. Bij een tussentijdse meting op 11 juli werd wel aan de norm voldaan, maar toen was de filterstofoven van het bedrijf niet in werking.

¹ I-TEQ = 'Internationale' Toxiciteits EQuivalenten. Dit is een in het verleden internationaal afgesproken maat voor de totale concentratie van polychloordibenzo-p-dioxinen (PCDD's) en -dibenzofuranen (PCDF's), elk gewogen met hun specifieke Toxiciteits Equivalentie Factor (I-TEF), een maat voor de relatieve giftigheid van de betreffende verbinding ten opzichte van die van 2,3,7,8-TCDD, de meest giftige dioxine. In vergunningen en bij emissiemetingen wordt de concentratie dioxinen meestal in I-TEQ uitgedrukt. Sinds enkele jaren wordt ook gebruik gemaakt van WHO-TEQ, met name als het gaat om normen en grenswaarden voor gezondheidskundige beoordeling. De definitie van een WHO-TEQ is analoog aan die van een I-TEQ, maar voor enkele PCDD's en PCDF's worden andere Toxiciteits Equivalentie Factoren gebruikt, namelijk de TEF waarden van de WHO (World Health Organisation), die voor enkele congenen iets afwijken van de I-TEF waarden. Gemiddeld genomen valt een WHO-TEQ daardoor 10-15% hoger uit dan een I-TEQ.

Na de constatering van de overschrijding in april is het RIVM benaderd met het verzoek een uitspraak te doen over de risico's voor de volksgezondheid van deze overschrijding. Het RIVM heeft met behulp van berekeningen laten zien dat het additionele risico door inademing van uit de schoorsteen afkomstige dioxinen op leefniveau te verwaarlozen is ten opzichte van de achtergrondblootstelling (Van Bruggen, 2002). Uitgangspunten van deze berekeningen waren de door de provincie verstrekte emissieparameters (afgasdebiet, temperatuur en dergelijke), de gemeten dioxineconcentratie van 0,6 ng I-TEQ m⁻³ en de aanname dat de schoorsteen de enige dioxinebron was van het bedrijf.

Nadat het resultaat van de emissiemeting op 9 september bekend was, waarbij een nog hogere concentratie werd gemeten dan op 3 en 4 april, heeft de provincie het RIVM opnieuw benaderd met de vraag wat de gevolgen hiervan zijn voor de volksgezondheid en het milieu. Daarbij is expliciet aangegeven ook rekening te houden met de depositie van dioxinen rondom het bedrijf.

Aanvullend werd door de provincie informatie verstrekt over analyses van dioxinen in stof afkomstig van een dakgoot van een ander bedrijf, gelegen op ongeveer 100 m ten noordoosten van de aluminiumfabriek. Het stof uit de dakgoot was verzameld door een medewerker van dat bedrijf. Het gehalte in dit stof bedroeg 1157 ng I-TEQ/kg d.s. Stof uit het filter in de rookgasreinigingsinstallatie van de fabriek bleek 5483 ng I-TEQ/kg d.s. dioxinen te bevatten. Opvallend was dat de congenerenpatronen² in het filterstof en in het stof uit de dakgoot een sterke gelijkenis vertoonden.

Deze informatie was voor de provincie aanleiding het RIVM een aanvullende vraag te stellen over de omvang en gevolgen van de mogelijke verspreiding en depositie van dioxinen anders dan uit de schoorsteen. Een mogelijkheid is dat deeltjes zijn verspreid vanaf een deel van het bedrijfsterrein waar stof afkomstig uit het filter in de rookgasreinigingsinstallatie is opgeslagen. Dit filterstof werd in het verleden na verwijdering uit de installatie tijdelijk opgeslagen voordat het werd afgevoerd. De opslag vond weliswaar plaats in afgesloten big bags die afgedekt waren met een plastic folie, maar regelmatig zijn er big bags en stukken folie beschadigd geraakt. Momenteel wordt het filterstof uit de rookgasreiniging niet meer in big bags opgeslagen, maar in een silo. Ten tijde van de monsternamen voor dit onderzoek (december 2002) lag op het terrein echter nog naar schatting 2000 ton in big bags opgeslagen. Inmiddels is dit filterstof afgevoerd. De provincie heeft verder aangegeven dat in het verleden gedurende een aantal jaren 15000 ton filterstof opgeslagen is geweest. Hoewel het filterstof vooral bestaat uit hygroscopische zouten die 'samenklonteren', wordt niet uitgesloten dat tijdens droog, warm weer stofdeeltjes zijn verspreid in de omgeving.

Een andere mogelijkheid is dat dioxinehoudend stof is verspreid uit de ovenhal tijdens bepaalde omstandigheden, waarbij de afzuiging boven de oven niet toereikend is om de lucht met daarin de stofdeeltjes naar de rookgasreiniging af te zuigen. Dit leidt tot een meestal kortdurende emissie van stofdeeltjes uit de hal, via openstaande deuren. Uit

² Hiermee wordt bedoeld de relatieve mate waarin elk van de afzonderlijke polychloordibenzo-p-dioxinen (PCDD's) en -dibenzofuranen (PCDF's) in het monster voorkomt.

waarnemingen van toezichhouders van de provincie blijkt dit af en toe voor te komen, met name in de zomer.

Omdat de gevolgen van zulke processen (incidentele emissies uit de hal en verwaaiing van filterstof) niet eenvoudig met modellen zijn te berekenen, is onderzoek verricht naar de verspreiding van dioxinen in de directe omgeving van het bedrijf. Hiertoe zijn op een aantal locaties tot op 1 km van het bedrijf in alle richtingen monsters genomen van de bodem. Ook is in noordoostelijke richting een aantal veegmonsters genomen. De monsters zijn vervolgens geanalyseerd op dioxinen.

2 Doel en opzet van het onderzoek

2.1 Doelstelling van het onderzoek

Het doel van het onderzoek is:

1. Bepalen van de dioxinebelasting van de omgeving als gevolg van de emissies uit de drie mogelijke bronnen, zijnde (1) uit de schoorsteen geëmitteerde dioxinen, (2) op het terrein opgeslagen filterstof en (3) incidentele emissies uit de hal.
2. Beoordelen van de risico's voor de gezondheid en het milieu als gevolg van deze belasting.

2.2 Opzet van het onderzoek

Het onderzoek bestaat uit de volgende onderdelen:

1. Berekening van verspreiding en depositie van dioxinen die worden geëmitteerd uit de schoorsteen van het bedrijf, met behulp van een verspreidingsmodel. Daarbij is gebruik gemaakt van alle beschikbare meetgegevens van dioxine-emissies uit het de schoorsteen (inclusief de omstandigheden waarbij de metingen plaatsvonden), zodat een zo compleet en representatief mogelijk beeld wordt verkregen. Omdat er uitsluitend meetgegevens beschikbaar zijn over de laatste 8 jaar, is getracht om op basis van literatuurstudie een zo goed mogelijke schatting van de emissie over de daaraan voorafgaande periode (vanaf 1967, toen het bedrijf is gestart) te maken³.
2. Onderzoek naar de gehalten aan dioxinen in de bodem en in gedeponeerde stofdeeltjes in de omgeving van het bedrijf. Voor wat betreft het bodemonderzoek zijn monsters genomen van de bovenste laag van de bodem op een aantal locaties in een straal van ongeveer 1 km rondom het bedrijf in alle richtingen. Voor wat betreft de gedeponeerde stofdeeltjes zijn veegmonsters genomen op enkele locaties in de omgeving van het bedrijf en op het bedrijfsterrein zelf. Daarnaast zijn op enkele plaatsen op het bedrijfsterrein ook monsters slurry genomen bestaande uit op het terrein aanwezig stof vermengd met water. De bodem-, veegstof- en slurrymonsters zijn geanalyseerd op dioxinen.
3. Vergelijking van de gemeten gehalten in bodem en veegstof met gegevens uit eerder onderzoek over gehalten in de omgeving van 'bekende' dioxinebronnen en gehalten op onbelaste locaties.
4. Vergelijken van congenerenpatronen van de onder 2 genoemde monsters met dat van het filterstof uit de rookgasreiniging en het stof uit de dakgoot⁴. Doel hiervan is te

³ De reden om ook de periode voorafgaand aan de laatste 8 jaren mee te nemen is dat dioxinen slecht worden afgebroken in het milieu, zodat de gevolgen van emissies uit het verleden nog lang 'merkbaar' kunnen zijn in de omgeving.

⁴ Bedoeld worden de patronen van de in paragraaf 1.2 genoemde monsters. Er zijn geen andere analysesresultaten van filterstof uit de rookgasreiniging bekend.

onderzoeken of er een verband is tussen de op het bedrijfsterrein aanwezige en in de omgeving gevonden dioxinen.

5. Berekening van de blootstelling van omwonenden aan dioxinen als gevolg van emissies uit de schoorsteen en, mits aangetoond dat deze routes een relevante bijdrage leveren, uit de hal en het opgeslagen filterstof. Hierbij worden alle relevante blootstellingsroutes (inhalatie, voedselketen, ingestie van stofdeeltjes) meegenomen. Ook wordt een inschatting gemaakt van de belasting van het milieu als gevolg van de emissies.
6. Beoordelen van de risico's voor de gezondheid en het milieu door de berekende blootstelling te toetsen aan (gezondheidskundige) grenswaarden.

3 Verspreidingsberekeningen

3.1 Opzet en uitvoering

De door Aluminium Hardenberg geëmitteerde dioxinen worden verspreid door de lucht en, via depositie, naar het aardoppervlak alwaar ze kunnen worden opgenomen in de bodem, in gewassen of in het oppervlaktewater. Dioxinen komen in de atmosfeer vrijwel niet in gasvormige toestand voor, maar als aan stofdeeltjes geadsorbeerde componenten. Bij de verspreidingsberekeningen worden de dioxinen daarom beschouwd als stof. De immissieconcentratie – dat is de concentratie op leefniveau – en de depositieflux van een component als gevolg van de emissie uit een bron kunnen worden berekend met behulp van een verspreidingsmodel. Meestal wordt daarvoor het Nieuw Nationaal Model⁵ gebruikt. Dit luchtverspreidingsmodel is ontwikkeld door onder andere de KEMA, TNO en het RIVM. Het model is uitvoerig gevalideerd middels metingen. Verder is het model geaccepteerd door het ministerie van VROM voor toepassing bij bijvoorbeeld het verlenen van vergunningen.

Er bestaan meerdere computerprogramma's van dit model. In dit geval is er voor gekozen het programma Stacks (versie 5.0) van de KEMA te gebruiken. Dit programma is geschikt om concentraties en depositiefluxen te berekenen rondom bronnen als het gaat om risicobeoordelingen zoals in het geval van Aluminium Hardenberg. Voorwaarde is wel dat bij de toetsing van een berekende blootstelling aan (toxicologische) normen en grenswaarden rekening wordt gehouden wordt met de onzekerheden in het model. Praktisch gezien betekent dit dat bij de vergelijking van een berekende blootstelling met de van toepassing zijnde norm of grenswaarde een marge van naar schatting een factor 2 tot 3 moet worden gehanteerd.

Verspreiding van dioxinen uit de schoorsteen

Om een verspreidingsberekening te kunnen uitvoeren, is een aantal gegevens over de bron en de omgeving nodig. Voor de situatie bij Aluminium Hardenberg zijn deze gegevens door de provincie aan RIVM geleverd. De volgende vaste gegevens zijn gebruikt:

Schoorsteenhoogte: 65 m.

Schoorsteendiameter: 1,5 m inwendig; 1,8 m uitwendig⁶

Een ruwheidslengte van 0,25 m, kenmerkend voor een omgeving deels bestaand uit woon- en industriegebied en deels uit agrarisch gebied.

Verder is gerekend met:

Een oppervlakte van 4000 bij 4000 m, verdeeld in 21 bij 21 grids, waarbij de

⁵ TNO (1998) Nieuw Nationaal Model. Verslag van het onderzoek van de projectgroep Revisie Nationaal Model. TNO Rapport R 98/306, uitgegeven door Infomil, Den Haag.

⁶ De waarde voor de schoorsteendiameter is overgenomen uit de rapportages van de emissiemetingen uit 2002. In enkele andere emissierapporten is een waarde van 1,8 m voor de inwendige diameter vermeld. De keuze voor 1,5 m heeft geen grote gevolgen voor de resultaten van de verspreidingsberekeningen.

schoorsteen van de het bedrijf in het middelpunt is geplaatst. De afstanden tussen de gridpunten bedraagt 200 m.

Een receptorhoogte van 1,5 m (ademhoogte).

Meteorologische gegevens van het KNMI station Eindhoven over 10 jaar (1990 t/m 1999). Deze gegevens worden representatief geacht voor locaties in landinwaarts gelegen gebieden.

Tenslotte is een aantal gegevens gebruikt die variabel zijn, zoals de bronsterkte, het afgasdebiet en de afgastemperatuur. De waarden die in de berekeningen zijn gebruikt, zijn afgeleid uit de informatie in de meetrapporten van de emissieonderzoeken die in opdracht van de provincie Overijssel zijn uitgevoerd. In totaal zijn tien meetrapporten aangeleverd met gegevens over de periode 1995 tot en met 2002; de meeste metingen zijn verricht tussen 1998 en 2002. In Bijlage 1 is een overzicht gegeven van de afzonderlijke emissiemetingen uit de meetrapporten.

Uit de meetgegevens blijkt dat de afgastemperatuur varieerde van 86 tot 109°C, het afgasdebiet van 76.000 tot 124.000 Nm³ h⁻¹ en de dioxineconcentratie in het gereinigde afgas van <0,01 tot 1,7 ng I-TEQ Nm⁻³. De gemeten dioxineconcentraties lopen sterk uiteen. Uit de geleverde informatie is niet op te maken of er een verband bestaat tussen de hoogte van de dioxine emissies en de procesomstandigheden (bijvoorbeeld de hoeveelheid geïnjecteerde actief kool per tijdseenheid). Wellicht is de sterke variatie in de emissies grotendeels te verklaren uit de variatie in de mate en samenstelling van de verontreiniging van het verwerkte aluminium. Omdat nadere gegevens hierover ontbreken, is in de verdere berekeningen aan elke emissiemeting dezelfde weegfactor toegekend, hetgeen betekent dat het gemiddelde van alle gemeten emissies (vrachten) is berekend.

Er zijn vier berekeningen uitgevoerd, twee waarbij van de genoemde parameters de gemiddelde waarden over alle meetrapporten zijn gebruikt en twee waarbij is uitgegaan van de omstandigheden (debiet, afgastemperatuur) tijdens de meting met de hoogste emissie aan dioxinen. Bij de berekeningen zijn de dioxinen beschouwd als fijn stof respectievelijk als grof stofdeeltjes. Hoewel rookgassen in de regel vooral fijn stof bevatten, kan niet worden uitgesloten dat een deel van de geëmitteerde dioxinen aan grof stofdeeltjes is gebonden. Dit heeft een ongunstiger uitwerking op met name de depositie (grof stof deeltjes hebben een hogere depositiesnelheid dan fijn stofdeeltjes). Om hier inzicht in te krijgen, zijn berekeningen uitgevoerd met zowel fijn als grof stof.

In Tabel 1 is een overzicht gegeven van de verschillende waarden van de genoemde parameters bij elk van de berekeningen.

Tabel 1. Overzicht van bronsterktes en andere parameters die gebruikt zijn bij de verspreidingsberekeningen van dioxinen afkomstig van Aluminium Hardenberg (periode 1992-2002)

Parameter		Berekening 1 (gemiddelden)	Berekening 2 (worst case)	Berekening 3 (gemiddelden)	Berekening 4 (worst case)
Afgastemperatuur	°C	99	88	99	88
Afgasdebiet	Nm ³ h ⁻¹	93060	94300	93060	94300
Warmtedebiet	MW	2,88	2,56	2,88	2,56
Component		Fijn stof	Fijn stof	Grof stof	Grof stof
Emissie-concentratie	ng I-TEQ Nm ⁻³	0,32	1,73	0,32	1,73
Bronsterkte	ng I-TEQ s ⁻¹	8,5	45,6	8,5	45,6
Bronsterkte	µg I-TEQ h ⁻¹	30,5	163,1	30,5	163,1

Bovenstaande berekeningen zijn gebaseerd op de emissiemeetgegevens over de periode 1995 tot en met 2002. In deze periode werd een rookgasreiniging toegepast, die is ingericht op het zo goed mogelijk verwijderen van dioxinen (en andere componenten) uit het afgas, onder meer door toepassing van actieve kool en stoffilters. Deze rookgasreiniging is sinds 1992 in gebruik. In dit onderzoek wordt er daarom van uitgegaan dat de resultaten van de berekeningen, waarbij is uitgegaan van alle emissiemeetgegevens over de periode 1995 tot en met 2002, een beeld geven van de totale belasting van de omgeving over de periode 1992 tot en met 2002.

Er zijn geen emissiegegevens van dioxinen uit de periode van 1967, toen het bedrijf startte, tot 1992. Aangenomen mag worden dat in die periode de emissies per hoeveelheid verwerkt aluminium aanzienlijk hoger waren dan na 1992. In de periode 1967 tot 1981 werd namelijk geen rookgasreiniging toegepast en werd, volgens informatie van de provincie, zeer sterk verontreinigd materiaal verwerkt. In de periode 1981 tot 1992 werd een rookgasreiniging met kalkinjectie toegepast, die met name geschikt is om zure componenten zoals zwaveldioxide en zoutzuur te verwijderen. Of de totale emissies in deze perioden hoger waren dan na 1992, hangt echter ook van de jaarlijkse hoeveelheid verwerkt aluminium.

Om een inschatting te maken van de dioxine emissies over deze periode is gebruik gemaakt van literatuurgegevens en van gegevens over de omzet van het bedrijf. Door Bremmer *et al.* (1993) is een uitgebreide inventarisatie gemaakt van de dioxine emissies uit de een groot aantal typen bronnen in het begin van de jaren '90. Eén van die typen bronnen is de secundaire non-ferro industrie, waartoe aluminiumsmelterijen behoren. Voor de inventarisatie zijn gegevens gebruikt van metingen die destijds zijn verricht bij een aluminiumsmelterij waar, volgens het rapport waar de gegevens uit afkomstig zijn, 'sterk verontreinigd' aluminium werd gerecycled. Er zijn twee metingen verricht, één waarbij het rookgas werd gereinigd met behulp van een doekfilter met kalkinjectie en één waarbij in de rookgasreiniging naast een doekfilter met kalkinjectie ook nog actief koolinjectie werd toegepast. In het eerste geval bedroeg de emissieconcentratie 2,9 ng I-TEQ m⁻³ (overeenkomend met een emissiefactor van

35 µg I-TEQ per ton verwerkt schroot), in het tweede geval 0,13 ng I-TEQ m⁻³ (overeenkomend met een emissiefactor van 1,7 µg I-TEQ per ton verwerkt schroot). De laatstgenoemde emissiecijfers zijn, qua orde van grootte, vergelijkbaar met die van Aluminium Hardenberg, gemeten in de periode 1992-2002. De eerstgenoemde emissiecijfers kunnen worden gebruikt om een schatting te maken van de emissies uit Aluminium Hardenberg vóór 1992. Daarnaast zijn emissiegegevens bekend uit een onderzoek naar de dioxineconcentraties in de bodem rond de aluminiumsmelterij FHS te Dedemsvaart, waarvoor vergelijkbare verspreidingsberekeningen zijn uitgevoerd (Liem *et al.*, 1998). Uit deze gegevens⁷ zijn emissiefactoren berekend van 50 µg I-TEQ per ton verwerkt schroot in de situatie waarbij een doekfilter werd toegepast (rendement 40%) en 80 µg I-TEQ per ton verwerkt schroot in de situatie waarbij geen rookgasreiniging werd gebruikt.

Op basis van deze gegevens is voor Aluminium Hardenberg de emissiefactor voor de periode 1981-1992 (beperkte rookgasreiniging) geschat op 40 µg I-TEQ per ton schroot en voor de periode 1967-1981 (geen rookgasreiniging) op 80 µg I-TEQ per ton schroot. Met deze emissiefactoren, de jaarlijkse omzet van Aluminium Hardenberg (gemiddeld 5000 ton per jaar voor de periode 1967-1981 en gemiddeld 30.000 ton per jaar voor de periode 1981-1992⁸) en het afgasdebiet zijn de gemiddelde emissies uit de schoorsteen voor beide perioden berekend. Uiteraard geeft deze berekening slechts een indicatie van de emissies, omdat ze gebaseerd is op een zeer beperkt aantal meetgegevens.

Met de geschatte emissies zijn vier verspreidingsberekeningen uitgevoerd, analoog aan de eerder beschreven berekeningen, waarbij de dioxinen ook weer beschouwd zijn als fijn stof respectievelijk als grof stof. Deze berekeningen hebben vooral tot doel inzicht te krijgen in de bodembelasting als gevolg van jarenlange depositie van de door Aluminium Hardenberg uitgestoten dioxinen. De bij de berekeningen gebruikte cijfers staan in Tabel 2. Voor de andere parameters zijn dezelfde waarden gebruikt als in de berekeningen voor de periode 1992-2002; alleen het debiet voor de periode 1967-1981 is aangepast op de lagere productie.

⁷ De gegevens zijn deels gebaseerd op emissiemetingen, deels op emissieberekeningen waarbij geschatte filterrendementen zijn gebruikt. De berekende emissies kwamen redelijk goed overeen met meetwaarden gemeten bij een Duitse aluminiumsmelter met een vergelijkbare capaciteit (Kühner en Schnabel, 1994).

⁸ Afgeleid uit door de provincie verstrekte gegevens.

Tabel 2. Overzicht van geschatte bronsterktes en andere parameters die gebruikt zijn bij de verspreidingsberekeningen van dioxinen afkomstig van Aluminium Hardenberg (periode 1967-1992)

Parameter		Berekening 5 (1981-1992)	Berekening 6 (1981-1992)	Berekening 7 (1967-1981)	Berekening 8 (1967-1981)
Afgastemperatuur	°C	100	100	100	100
Afgasdebiet	Nm ³ h ⁻¹	95000	95000	25000	25000
Warmtedebiet	MW	2,98	2,98	0,78	0,78
Component		Fijn stof	Grof stof	Fijn stof	Grof stof
Emissie-concentratie	ng I-TEQ Nm ⁻³	1,4	1,4	1,8	1,8
Bronsterkte	ng I-TEQ s ⁻¹	38	38	12,7	12,7
Bronsterkte	µg I-TEQ h ⁻¹	137	137	45,6	45,6

Verspreiding van dioxinen uit de opslag van het filterstof

Om inzicht te krijgen in het ruimtelijk verspreidingspatroon van dioxinen afkomstig van het op het terrein opgeslagen filterstof zijn twee aanvullende berekeningen uitgevoerd, ook met Stacks (versie 5.0). Daarbij is in plaats van een puntbron (schoorsteen) een oppervlaktebron gehanteerd en zijn de volgende uitgangsparameters gebruikt:

Oppervlak van de bron: 125 x 80 m, liggend in noordoostelijke richting (30 graden)

Bronhoogte: 1,5 m⁹,

Afgastemperatuur: 20°C,

Afgasdebiet: 0,05 Nm³ s⁻¹¹⁰,

Bronsterkte: 5 ng I-TEQ s⁻¹.

De berekeningen zijn uitgevoerd voor een oppervlakte van 1000 bij 1000 m, verdeeld in 21 bij 21 grids, waarbij het opslagterrein in het middelpunt is geplaatst. De afstanden tussen de gridpunten bedraagt 50 m.

Voor de andere parameters (ruwheidslengte, receptorhoogte en meteorologische gegevens) zijn dezelfde waarden gebruikt als bij de verspreidingsberekeningen van dioxinen uit de schoorsteen. Bij de eerste berekening zijn de dioxinen beschouwd als fijn stof, bij de tweede als grof stof.

De bronsterkte is arbitrair gekozen, omdat er geen emissiegegevens bekend zijn¹¹. Het voornaamste doel van de berekening is echter het ruimtelijk verspreidingspatroon in beeld te brengen. Hiervoor is de bronsterkte niet van belang, wel de ligging, omvang en hoogte van de bron.

In paragraaf 4.6 zal de bronsterkte uit de opslag indicatief worden geschat uit de arbitrair

⁹ Dit is een standaardwaarde die in Stacks wordt gebruikt voor oppervlaktebronnen. Deze standaardwaarde kan niet worden gewijzigd.

¹⁰ Dit is de minimumwaarde die in berekeningen met Stacks moet worden gehanteerd. In feite is het afgasdebiet natuurlijk 0, maar daar kan het programma niet mee rekenen.

¹¹ In de literatuur zijn sporadisch gegevens te vinden over diffuse emissies van stof uit bijvoorbeeld de opslag van cokes. Deze gegevens zijn echter niet zo maar toe te passen op de situatie bij Aluminium Hardenberg, omdat de samenstelling en deeltjesgrootteverdeling van cokes sterk verschillen van die van het stof uit de rookgasreiniging.

gekozen bronsterkte en de verhouding tussen de berekende en gemeten depositie in de omgeving van het bedrijf. Doel hiervan is een beeld te krijgen van de concentraties aan dioxinen in de omgeving van het opslagterrein.

Er zijn geen verspreidingsberekeningen uitgevoerd van stof dat mogelijk vrijkomt uit de ovenhal, omdat verwacht wordt dat de bijdrage hiervan veel kleiner is dan die van het verwaaid stof vanuit de opslag.

3.2 Resultaten en bespreking

Verspreiding van dioxinen uit de schoorsteen

De resultaten van de verspreidingsberekeningen van dioxinen uit de schoorsteen zijn samengevat in Tabel 3. Ter illustratie zijn enkele van de berekende verspreidingspatronen weergegeven in de Figuren B2.1 tot en met B2.4 in Bijlage 2.

In Tabel 3 staan de hoogste waarden van de berekende immissieconcentraties, zowel de jaargemiddelde concentraties als de 99,9 percentielen van uurgemiddelde concentraties¹², en de totale (droge plus natte) depositieflux. Deze hoogste waarden zijn berekend voor het ruimtelijk maximum, dat wil zeggen de plaats waar de hoogste concentratie respectievelijk depositieflux voorkomt.

Tabel 3. Resultaten van de verspreidingsberekeningen van door Aluminium Hardenberg geëmitteerde dioxinen.

Berekening	Periode	Gemiddelde immissie-concentratie (fg I-TEQ m ⁻³)	99,9 percentiel van de immissie-concentratie (fg I-TEQ m ⁻³)	Totale depositieflux (ng I-TEQ m ⁻² j ⁻¹)
1 (fijn stof, gemiddeld)	1992-2002 ¹⁾	0,65	20	1,4
2 (fijn stof, worst case)	1992-2002 ¹⁾	3,7	110	7,2
3 (grof stof, gemiddeld)	1992-2002 ¹⁾	0,63	20	2,9
4 (grof stof, worst case)	1992-2002 ¹⁾	3,6	109	15,6
5 (fijn stof, geschat)	1981-1992 ²⁾	2,8	87	6,2
6 (grof stof, geschat)	1981-1992 ²⁾	2,8	86	13,1
7 (fijn stof, geschat)	1967-1981 ²⁾	0,95	29	2,1
8 (grof stof, geschat)	1967-1981 ²⁾	0,93	29	4,4

¹⁾ Voor deze periode zijn de berekende concentraties en depositieflux gebaseerd op gemeten emissies.

²⁾ Voor deze periode zijn de berekende concentraties en depositieflux gebaseerd op geschatte emissies over de genoemde perioden.

¹² Het 99,9 percentiel van de uurgemiddelde concentratie is de concentratie die niet meer dan 0,1% van de tijd (oftewel 8 tot 9 uur op jaarbasis) wordt overschreden. De berekende 99,9 percentielen kunnen worden beschouwd als een maat voor incidenteel optredende piekwaarden.

Voor de immissieconcentraties ligt dit ruimtelijk maximum voor elk van de uitgevoerde berekeningen op ongeveer 800-900 m ten noordoosten van het bedrijf (zie bijvoorbeeld Figuur B2.1 in Bijlage 2). Voor de depositieflux ligt het ruimtelijk maximum op 200-300 m ten noordnoordoosten van het bedrijf, ook weer voor elk van de uitgevoerde berekeningen (zie onder meer Figuur B2.3). In de rest van de omgeving zijn de concentratie en depositieflux dus lager dan de in Tabel 3 vermelde waarden.

De achtergrondconcentratie aan dioxinen in de buitenlucht bedraagt 10-40 fg I-TEQ m⁻³ in landelijk gebied en 20-100 fg I-TEQ m⁻³ in stedelijk en industrieel gebied (Liem *et al.*, 1993; Bolt en de Jong, 1993a; 1993b; 1994). De berekende gemiddelde concentraties rond Aluminium Hardenberg liggen in alle gevallen, dus ook bij de worst case berekeningen en de berekeningen voor de periode dat geen of een beperkte rookgasreiniging werd toegepast, onder de achtergrondwaarden in landelijk gebied. Dit betekent dat er geen noemenswaardige verhoging van de 'normaal' voorkomende concentratie aan dioxinen in buitenlucht wordt verwacht als gevolg van de uitstoot uit de schoorsteen van Aluminium Hardenberg, ook niet in de perioden 1967-1981 en 1981-1982. De berekende 99,9 percentielwaarden geven aan dat in de worst case situatie en de periode 1981-1992 incidenteel hogere concentraties kunnen (zijn) voor(ge)komen, tot rond de achtergrondconcentratie in stedelijk en industrieel gebied. In de andere gevallen (gemiddelde huidige situatie en in de periode 1981-1992) ligt ook het 99,9 percentiel rond het landelijk achtergrondniveau.

De achtergronddepositieflux van dioxinen bedraagt 2-25 ng I-TEQ m⁻² j⁻¹ (Liem *et al.*, 1993). In industrieel gebied kan de depositieflux hoger zijn. Zo werden in het begin van de jaren '90 nabij afvalverbrandingsinstallaties, die toen relatief grote dioxinebronnen waren, waarden gevonden tot circa 200 ng I-TEQ m⁻² j⁻¹. De berekende gemiddelde depositieflux rond Aluminium Hardenberg ligt in alle gevallen rond de achtergrondwaarde.

Samengevat kan worden geconcludeerd dat de uitstoot aan dioxinen uit de schoorsteen van Aluminium Hardenberg niet heeft geleid tot een significante verhoging van de 'normaal' voorkomende concentratie van dioxinen in de lucht op leefniveau en de 'normaal' voorkomende depositieflux. In hoofdstuk 5 zullen de resultaten van deze berekeningen worden gebruikt om een schatting te maken van de humane blootstelling en de belasting van het milieu in de omgeving van het bedrijf.

Verspreiding van dioxinen uit de opslag van het filterstof

Het verspreidingspatroon van dioxinen door verwaaiing van stof vanaf het opslagterrein is weergegeven in de Figuren B2.5 (gemiddelde concentratie op leefniveau), B2.6 (totale depositie, uitgaande van fijn stof) en B2.7 (totale depositie, uitgaande van grof stof) in Bijlage 2, uitgaande van een *arbitrair gekozen* bronsterkte van 5 ng I-TEQ s⁻¹. Vergelijking van de verspreidingspatronen van bijvoorbeeld de Figuren B2.1 en B2.5

maakt direct duidelijk dat de dioxinen die afkomstig zijn van het opslagterrein zich over veel kortere afstand verspreiden dan die afkomstig van de schoorsteen.

In de paragrafen 4.6 en 4.7 zullen de verspreidingspatronen worden vergeleken met de gemeten gehalten in de bodem- en veegmonsters.

4 Metingen van dioxinegehalten in de bodem en in veegstof in de omgeving van Aluminium Hardenberg

4.1 Monsterneming

Op 3 december 2002 zijn in de omgeving van het bedrijf monsters genomen van de bodem, van gedeponeerde stof en van slurry van de bodem van het bedrijfsterrein.

Bodemmonsters

In een cirkel met een straal van ongeveer 1 km rondom de schoorsteen van het bedrijf zijn in elke windrichting op verschillende afstanden, variërend van 150 tot 1200 m, bodemmonsters genomen. De omvang van het gebied is gebaseerd op indicatieve verspreidingsberekeningen, waaruit bleek dat de hoogste depositieflux en daarmee ook de hoogste concentraties in de bodem worden verwacht op 200-300 m ten noordoosten van het bedrijf en dat op een afstand van meer dan 1 km de bijdrage aan de depositie door de emissies van het bedrijf beperkt is (maximaal ongeveer 10% van de depositieflux in het ruimtelijk maximum).

In totaal zijn in het gebied 15 bodemmonsters genomen. De monsterlocaties zijn aangegeven op de plattegrond en in het overzicht in Bijlage 3. Als locaties werden steeds stukken grond (weiland, berm, braakliggend terrein, perk) genomen, waarvan redelijkerwijs kon worden aangenomen dat de grond niet bewerkt is geweest in de afgelopen jaren. Bij twijfel werd navraag gedaan bij de eigenaar.

De monsternamen werden als volgt uitgevoerd. Op de locatie werd een oppervlak van ongeveer 25 m² afgekaderd in, voor zover mogelijk, vrij liggend terrein, dat wil zeggen zo ver mogelijk verwijderd van obstakels (bomen, gebouwen en dergelijke) die de depositie van stofdeeltjes zouden hebben kunnen beïnvloeden. Binnen dit afgekaderd oppervlak werden met behulp van een graszodenmonsternemer steekproefsgewijs bodemmonsters van 5 cm diepte genomen, welke werden verzameld in een bruine, glazen pot van 1 liter tot de pot vol was. De pot werd afgesloten met een Teflon-gecoate deksel voor vervoer naar het laboratorium.

Veegmonsters

In noordoostelijke richting zijn op afstanden van 150 tot 350 m vier veegmonsters genomen. De monsterlocaties zijn aangegeven op de plattegrond en in het overzicht in Bijlage 3. Doel hiervan was inzicht te krijgen in de depositie van dioxinen afkomstig van het bedrijf, in het bijzonder dioxinen in stofdeeltjes verspreid door incidentele emissies uit de hal en verwaaiing van filterstof. Omdat met de veegmonstertechniek slechts een indicatief beeld van de depositie kan worden verkregen, is er voor gekozen alleen in noordoostelijke richting (uitgaande van het feit dat zuidwestenwind het meest voorkomt in Nederland) een beperkt aantal monsters te nemen. De afstanden van de monsterlocaties tot het bedrijf zijn gekozen op basis van de verwachte verspreiding vanuit de relatief lage

bronnen (hal en filteropslag).

De veegmonsters werden genomen door met behulp van een pincet stofdeeltjes op te nemen met een pluk met organisch oplosmiddel (een 50%/50% aceton-methanol mengsel) bevochtigde watten. Elk monster werd genomen van een zo glad en vrij liggend mogelijk oppervlak (respectievelijk de bovenkant van een afvalcontainer, het bovenblad van een aanhangwagen, een uitstekende rand van een wand van een loods en de bovenkant van een electriciteitskastje) met een omvang van ongeveer 0,4 tot 0,5 m². Van elk van de oppervlakken is geverifieerd dat ze niet recent waren 'schoongemaakt'. Uiteraard kunnen wel deeltjes zijn afgespoeld door regenval; voor de monsternamen had het echter enkele dagen niet geregend. De monsters werden bewaard in afgesloten kunststof Petri schalen en getransporteerd naar het laboratorium voor analyse.

Monsters slurry

Op het bedrijfsterrein zijn met behulp van een kunststof schepje drie monsters slurry genomen, bestaande uit op het terrein aanwezig stof vermengd met water. Eén monster betrof slurry op de (betonnen) bodem van het terrein waar de big bags met filterstof waren opgeslagen. Deze slurry is verzameld op een aantal plaatsen op het terrein. Daarnaast is een monster genomen van een hoop bijeengeveegd filterstof¹³. Het derde monster betrof slurry op de (betonnen) bodem van het terrein nabij de hal waar het smeltproces plaatsvindt. De monsterlocaties zijn aangegeven op de plattegrond en in het overzicht in Bijlage 3.

De slurry monsters werden verzameld in bruine, glazen potten van 1 liter. De pot werd afgesloten met een Teflon-gecoate deksel voor vervoer naar het laboratorium.

4.2 Monstervoorbewerking en analyses

In eerste instantie is een selectie gemaakt van 15 monsters uit de in totaal 22 genomen bodem-, veeg- en slurymonsters voor analyse op dioxinen. De geanalyseerde monsters zijn in Tabel B3.1 (Bijlage 3) met een * aangeduid.

De extractie en clean-up van de monsters zijn uitgevoerd volgens SOP¹⁴ LOC¹⁵ nrs. 145 en 113.

Van de bodemmonsters zijn na homogeniseren deelmonsters van 50 gram genomen. Van de twee slurymonsters V05 en V07 is 10 gram genomen. Alle deelmonsters (grond; slurry) zijn gemengd met 250 gram gereinigd en gegloeid zeezand. Hieraan is een mengsel van 16 ¹³C-gelabelde 2,3,7,8-gesubstitueerde dioxinen en furanen (behalve OCDF) toegevoegd (500 pg per congeneer). Ook aan de veegmonsters (watten) is dezelfde

¹³ De hoop bestond uit stof dat tijdens het regelmatig schoonmaken van het terrein rondom de bedrijfshallen was bijeengeveegd.

¹⁴ Standard Operation Procedure

¹⁵ Laboratorium voor Organisch-analytische Chemie van het RIVM.

¹³C-standaard toegevoegd.

Er is in afwijking met de SOP niet ontsloten met zoutzuur. Hiertoe is besloten om de resultaten te kunnen vergelijken met een vergelijkbaar onderzoek naar dioxinegehalten in de bodem bij een aluminiumsmelterij te Dedemsvaart (Liem *et al.*, 1998). De extractie van grond, slurry en veegmonsters (watten) is uitgevoerd met tolueen. Het verkregen tolueen-extract is vervolgens gezuiverd met actieve kool (Carbosphere), aluminiumoxide en silica/zwavelzuur. Behalve van de geselecteerde monsters zijn ook extracten gemaakt van blanco watten, een monster blanco zeezand en een monster verontreinigde grond (omgeving AVI Zaanstad; zie Tabel 5) met ‘bekende’ gehalten aan dioxinen en furanen, dat is gebruikt voor kwaliteitscontrole.

Het droge stofgehalte van de bodem- en slurymonsters is bepaald door via een waterscheider de hoeveelheid water per monster te meten.

De extracten zijn geanalyseerd met een MAT95XP GC/MS volgens LOC SOP nr 235 bij een resolutie van 5000-6000.

4.3 Resultaten

De blanco extracten bleken te voldoen aan de criteria, dat wil zeggen in deze blanco monsters zijn op een geringe hoeveelheid OCDD na geen dioxinen en furanen aangetoond. De monsters zijn niet gecorrigeerd voor de blanco opwerking. Ook het grondmonster Zaanstad dat voor de kwaliteitscontrole is geanalyseerd, voldeed aan de criteria.

De resultaten van de analyses van de monsters uit Hardenberg zijn vermeld in Tabel 4 (dioxinegehalten, uitgedrukt in TEQ) en Bijlage 4 (gemeten gehalten van alle congenen afzonderlijk). Ter vergelijking zijn ook de resultaten van de analyses van het eerder geanalyseerde filterstof en het stof uit de dakgoot (zie paragraaf 1.2) opgenomen. Bij alle monsters (behalve V07) is bij de GC/MS-analyse een probleem geconstateerd bij de analyse van 123478-HxCDF, 123678-HxCDF en 1234678-HpCDF. Deze congenen vertoonden een zeer lage recovery bij de GC/MS-analyse. Voor deze congenen is in Bijlage 4 N.A. (niet geanalyseerd) genoteerd.

In Bijlage 4 zijn dioxinegehalten berekend in WHO-TEQ door de gehalten van de afzonderlijke congenen te vermenigvuldigen met de door de WHO vastgestelde TEF's¹⁶. Hierbij is een *lower bound* berekend, waarbij voor de congenen met gehalten onder de detectielimiet een waarde van 0 is gebruikt, een *upper bound*, waarbij voor de congenen met gehalten onder de detectielimiet de waarde van die detectielimiet is gebruikt, en een *upper bound* (17 congenen), waarbij voor de drie congenen 123478-HxCDF, 123678-HxCDF en 1234678-HpCDF een correctie is berekend op basis van het gemeten congenenpatroon in het eerder geanalyseerde filterstof. Deze correctiefactor bedraagt

¹⁶ Sinds enkele jaren worden door RIVM gemeten dioxinegehalten uitgedrukt in WHO-TEQ (zie ook voetnoot 1), omdat ook de normen en grenswaarden voor gezondheidkundige risicobeoordeling in deze eenheid worden uitgedrukt.

15,7%. De *lower bound*, *upper bound* en *upper bound (17 congenen)* waarden zijn alle vermeld in Tabel 4.

In de volgende paragrafen zullen bij berekeningen de gemeten gehalten, berekend als *upper bound (17 congenen)*, worden gebruikt (conservatieve benadering).

Tabel 4. Resultaten van de dioxine analyses van de geselecteerde monsters.

Monster Code	soort monster	dioxinegehalte <i>lower bound</i> ng WHO-TEQ/kg d.s.	dioxinegehalte <i>upper bound</i> ng WHO-TEQ/kg d.s.	dioxinegehalte <i>upper bound (17 cong)</i> ng WHO-TEQ/kg d.s.
B01	bodem	6,41	6,41	7,61
B02	bodem	2,23	4,63	5,5
B03	bodem	3,05	3,05	3,62
B04	bodem	2,20	2,20	2,61
B06	bodem	1,04	1,36	1,61
B07	bodem	2,89	2,89	3,42
B09	bodem	2,56	2,61	3,09
B11	bodem	0,60	1,86	2,21
B14	bodem	1,60	2,15	2,56
B15	bodem	1,40	2,02	2,39
V05	slurry terrein	2462	2462	2920
V07	slurry bij hal	210	210	210 ¹⁾
	filterstof	5984 ²⁾	5984 ²⁾	5984 ^{1,2)}
	stof dakgoot	1251 ²⁾	1251 ²⁾	1251 ^{1,2)}
		Dioxinedepositie <i>lower bound</i> ng WHO-TEQ m ⁻²	dioxinedepositie <i>upper bound</i> ng WHO-TEQ m ⁻²	dioxinedepositie <i>upper bound (17 cong)</i> ng WHO-TEQ m ⁻²
V02	veegstof	149	160	189
V03	veegstof	439	439	521
V04	veegstof	64,6	83,6	99,1

¹⁾ *Upper bound* waarde niet gecorrigeerd, omdat de gehalten aan 123478-HxCDF, 123678-HxCDF en 1234678-HpCDF zonder problemen zijn gemeten.

²⁾ Deze waarden zijn uitgedrukt in WHO-TEQ en wijken daardoor iets af van de in paragraaf 1.2 genoemde waarden, uitgedrukt in I-TEQ.

4.4 Analyse van de congenenpatronen

Om te onderzoeken of er een verband is tussen de op het bedrijfsterrein aanwezige en in de omgeving gevonden dioxinen is een analyse gemaakt van de congenenpatronen van de geanalyseerde monsters. Hierbij zijn ook de congenenpatronen van het eerder geanalyseerde filterstof en het stof uit de dakgoot meegenomen.

Als data set is gebruik gemaakt van de analyseresultaten zoals weergegeven in Bijlage 4. In enkele gevallen zijn resultaten onder de detectiegrens gerapporteerd. Deze gaten in de gegevensset zijn via zogenaamde *multiple imputation* aangevuld. Hierbij worden

meerdere waarden ingevuld die alle op basis van het gehele patroon mogelijk zijn. Door het effect van de diverse waarden te vergelijken kan gecontroleerd worden of het invullen van de gaten de interpretatie beïnvloedt. Dit bleek niet het geval te zijn.

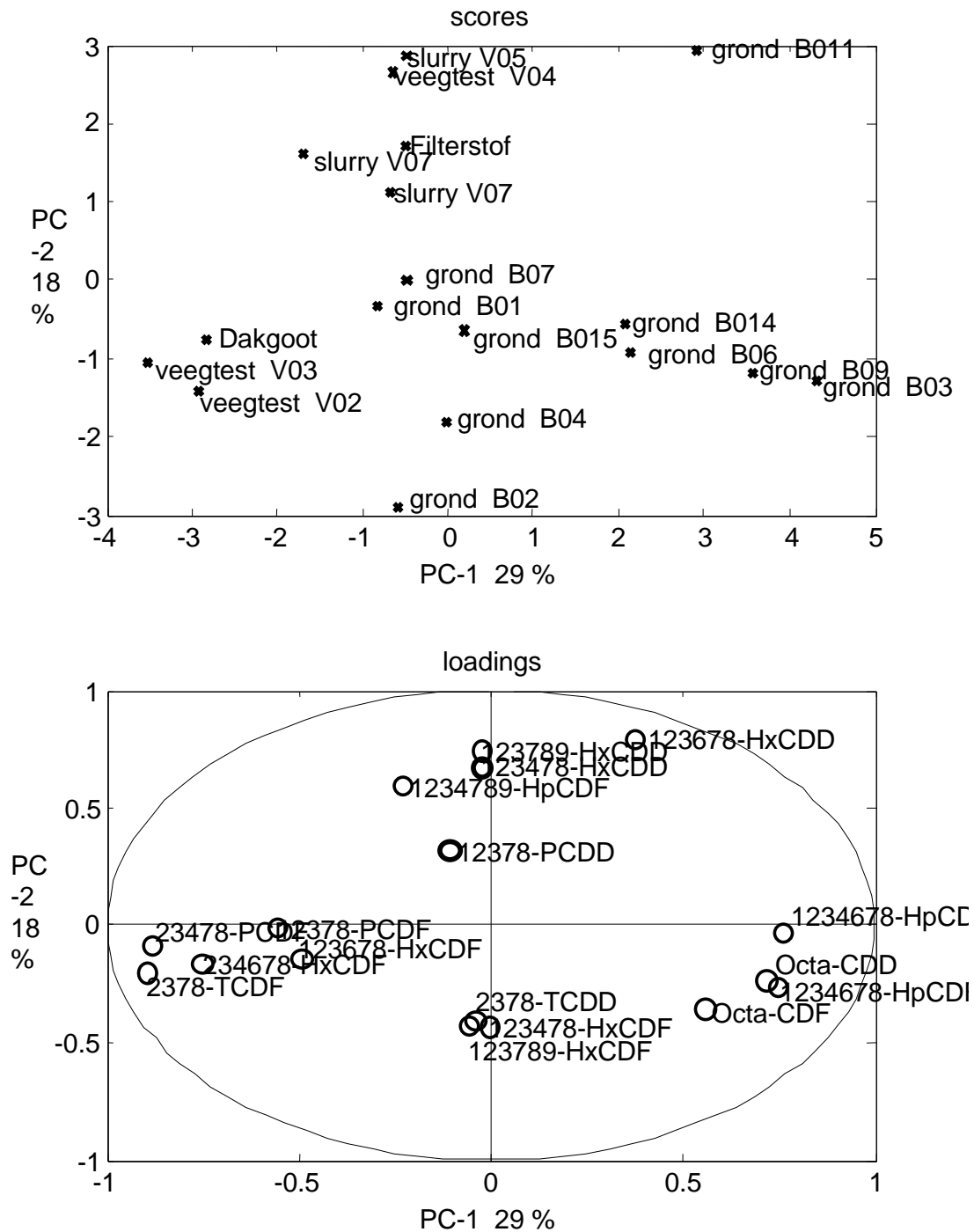
Aangezien er diverse typen monsters in de data set aanwezig zijn (grond, slurry, veegmonsters) is gekozen voor een datavoorbewerking waarbij de data per monster zijn genormeerd (de som van de congenen wordt dan steeds 1). Tevens zijn de data gestandaardiseerd (de standaarddeviatie is gelijk voor alle congenen).

Op deze geschaalde data set is een Principale Componenten Analyse (PCA) toegepast. Deze techniek berekent de combinatie van congenen die de grootst mogelijke hoeveelheid spreiding (informatie) in de data set beschrijft. Projectie van de data per monster op de Principale Componenten (PC's) levert de zogenaamde scores op. Deze scores zijn weergegeven in Figuur 1a.

De bijdrage van de diverse congenen aan de PC's worden *loadings* genoemd. Deze loadings zijn in het Figuur 1b weergegeven. Langs de assen in deze figuur is tevens het percentage variantie dat op iedere PC projecteert weergegeven. Voor de eerste twee PC's samen is dat derhalve ongeveer 50 %. De schaling van de loadings is zo gekozen dat de loading van een congener die geheel door de eerste twee PC's wordt beschreven op de cirkel ligt terwijl een congener die nauwelijks door deze PC's wordt beschreven in het midden ligt (bijvoorbeeld 12378-PCDD).

In Figuur 1a (scores) zien we dat de veegmonsters, de slurymonsters, het eerder geanalyseerde filterstof en het stof uit de dakgoot allemaal in de linkerbovenkant van het plaatje liggen, terwijl de grondmonsters vooral rechts beneden liggen. Een voor de hand liggende verklaring hiervoor is dat het stof van de veegmonsters en dat uit de dakgoot voor een aanzienlijk deel afkomstig is van het op het terrein opgeslagen filterstof, terwijl de dioxinen in de bodem niet of in beperkte mate afkomstig zijn van het opgeslagen filterstof. De analyseresultaten en het verspreidingspatroon (zie paragraaf 4.7) bevestigen dit beeld.

De congenenpatronen in de bodemmonsters worden vooral bepaald door de achtergrondbijdrage, die in feite bestaat uit een mix van bijdragen van verschillende bronnen. Niettemin zou men wel mogen verwachten dat de monsters die geografisch dicht bij de bron liggen ook in Figuur 1a dicht bij de 'bron-monsters' (filterstof, slurry) liggen. Voor het merendeel is dit inderdaad het geval. Er zijn echter twee uitzonderingen: Monster B014 ligt geografisch dichtbij de bron, maar het patroon van dit monster lijkt niet erg op dat van het filterstof. Dit monster betreft een grasveld bij een kantoorgebouw, dat daar pas sinds enkele jaren is gevestigd. Mogelijk is de grond onder het grasveld omgewerkt of opnieuw aangebracht toen het kantoor werd gevestigd, waardoor de grond relatief kort belast is geweest (zie ook paragraaf 4.7). Monster B04 ligt betrekkelijk ver weg maar het patroon van dit monster lijkt toch redelijk veel op de patronen van de 'bron-monsters'.



Figuur 1. Resultaat van de Principale Componenten analyse op de dioxine analyse data. Het bovenste plaatje (1a) bevat de scores en het onderste plaatje (1b) de loadings voor de eerste twee PC's (zie tekst).

Uit Figuur 1b (loadings) kan worden afgelezen dat de veeg- en slurrymonsters, het filterstof en het stof uit de dakgoot (links) relatief veel laag gechloteerde congenere bevatten en de grondmonsters (rechts) relatief veel hoog gechloteerde.

Bij de patroonanalyse is ook getracht de congenerepatronen van de gemeten emissies uit de schoorsteen mee te nemen. Deze congenerepatronen gaven echter een zeer variabel beeld, dat wil zeggen dat er geen eenduidige lijn in de patronen viel te ontdekken. Ook bleek er geen verband te leggen tussen de patronen van de emissiemetingen en die van de veeg-, slurry-, filterstof- en grondmonsters. Dit bevestigt dat het stof van de veegmonsters en uit de dakgoot voor een groot deel afkomstig is van het op het terrein opgeslagen filterstof en niet uit de schoorsteen. Om de Figuren 1a en 1b overzichtelijk te houden, zijn de scores en loadings van de congenerepatronen van de emissiemetingen niet opgenomen.

4.5 Vergelijking meetwaarden bodemmonsters met gehalten in de Nederlandse bodem

De gemeten gehalten aan dioxinen in de bodemmonsters variëren van 1,6 tot 7,6 ng WHO-TEQ/kg d.s. In Tabel 5 is een overzicht gegeven van de gehalten aan dioxinen in de Nederlandse bodem op diverse locaties, zowel achtergrondlocaties als door bronnen belaste locaties. Ook zijn de achtergrondniveaus in oostelijk Nederland vermeld.

Tabel 5. Voorkomen van PCDD's en PCDF's (in ng I-TEQ/kg d.s.) in de Nederlandse bodem.

Locatie	Diepte (cm)	Aantal monsters	Gehalten		Referentie
			laagste	hoogste	
Nabij AVI's¹⁾ en andere dioxinebronnen					
Zaanstad	0-2	5	13	252	De Jong <i>et al.</i> (1991)
	2-10	5	12	46	
	10-50	2	2	5	
Lickebaert (Rotterdam)	0-1	5	18	51	De Jong <i>et al.</i> (1990)
	1-2	5	13	55	
	2-10	5	10	26	
Leeuwarden	0-5	10	2,5	22,6	Matthijssen <i>et al.</i> (1991)
Hoogovens (IJmuiden)	0-5	1		2,6	Bremmer <i>et al.</i> (1991)
Ruraal gebied					
Bergambacht	0-1	2	5	9	De Jong <i>et al.</i> (1990)
32 locaties ²⁾	0-5	26	2,2	16,4	Van den Berg <i>et al.</i> (1994)
6 locaties ³⁾	0-5	6	2,0	4,0	Van den Berg <i>et al.</i> (1994)

¹⁾ Afvalverbrandingsinstallaties.

²⁾ Verspreid over heel Nederland.

³⁾ Locaties in Noordoost Nederland.

De gemeten gehalten in de omgeving van Aluminium Hardenberg wijken, op monster B01 na, niet significant af van het achtergrondniveau. Het gehalte in monster B01 (weiland op 160 m ten noordoosten van de schoorsteen en op 250 m ten oosten van het opslagterrein) is iets hoger, maar nog altijd gering vergeleken met waarden die in het begin van de jaren '90 zijn gevonden in de directe omgeving van toenmalige 'grote' dioxinebronnen zoals afvalverbrandingsinstallaties. In paragraaf 4.7 zal hier op worden teruggekomen.

4.6 Bespreking van de gehalten in de veeg- en slurrymonsters

De analyses van de twee monsters slurry geven aan dat het filterstof opgeslagen op het terrein (monster V05), aanzienlijk meer dioxinen bevat dan het stof dat is verzameld nabij de hal van de smelterij (monster V07). Dit duidt er op dat het opslagterrein de grootste bron vormt van diffuse emissies van dioxinen uit het bedrijf.

De gemeten depositie aan dioxinen in de veegmonsters varieert van 99 tot 521 pg WHO-TEQ m⁻². Er zijn zeer weinig gegevens bekend over dioxinegehalten in veegstof op achtergrondlocaties. Uit onderzoek op referentielocaties bij een aantal branden (Mennen, 2002) blijkt dat de achtergrondwaarde in de orde van grootte van 5 tot 25 pg WHO-TEQ m⁻² ligt. Hoewel de gemeten depositiewaarden nabij Aluminium Hardenberg als indicatief moeten worden beschouwd¹⁷, liggen ze duidelijk boven dit achtergrondniveau.

Er is een duidelijke gradiënt waar te nemen in de depositie. De hoogste waarde is gevonden in veegmonster V03, dat op circa 160 m van het opslagterrein ligt, terwijl ter plaatse van veegmonster V02 (op 220 m van het opslagterrein) de gemeten depositie ongeveer 3 maal lager was en ter plaatse van veegmonster V04 (op 350 m van het opslagterrein) ongeveer 5 maal lager. Dit beeld bevestigt de uitkomst van de analyse van de congenerenpatronen.

Omdat we uit het bovenstaande kunnen concluderen dat dioxinen in de veegmonsters grotendeels afkomstig zijn van het filterstof op het opslagterrein, is uit de berekende depositiefluxen en de gemeten deposities op de drie locaties van de veegmonsters een *zeer indicatieve* schatting gemaakt van de bronsterkte. Deze schatting geeft een waarde van 3 tot 10 ng WHO-TEQ¹⁸ s⁻¹, vergelijkbaar met de gemiddelde emissie uit de schoorsteen in de periode 1992-2002 (zie Tabel 1). Het zij opgemerkt dat de bijdrage van de depositie van dioxinen uit de schoorsteen niet is meegenomen. Deze bijdrage is weliswaar beperkt, maar niet verwaarloosbaar.

Uitgaande van de aldus geschatte emissie van dioxinen vanaf het opslagterrein kan berekend worden dat de jaargemiddelde concentratie dioxinen in de lucht bij de

¹⁷ De bepaling van de depositie met behulp van de veegmonstertechniek wordt door een aantal factoren beïnvloed, zoals verwaaing van eerder gedeponeerde deeltjes (dit hangt weer af van onder andere de windsnelheid en de relatieve vochtigheid), afspoelen door precipitatie, weersomstandigheden in de periode voorafgaand aan de monsternamen (windrichting, windsnelheid, neerslag).

¹⁸ Vanwege de consistentie wordt hier de eenheid WHO-TEQ gebruikt, maar het verschil tussen een WHO-TEQ en een I-TEQ is verwaarloosbaar ten opzichte van de onzekerheid in de geschatte waarden.

dichtstbijgelegen woning (op circa 300 m ten oostnoordoosten van het terrein) circa 40 tot 130 fg WHO-TEQ¹⁸ m⁻³ bedraagt. Dit is hoger dan de berekende concentratie door emissies uit de schoorsteen en ook hoger dan het achtergrondniveau in landelijk gebied. Benadrukt wordt echter nogmaals dat het een *zeer indicatieve* schatting betreft. Uit dezelfde berekening blijkt dat vanaf ongeveer 500 m van het terrein en verder weg de jaargemiddelde concentratie niet meer boven het achtergrondniveau in landelijk gebied ligt. Dichter bij het opslagterrein neemt de concentratie in de lucht echter toe tot waarden die variëren van enkele honderden tot mogelijk meer dan 1000 fg WHO-TEQ¹⁸ m⁻³. In dit gebied bevinden zich geen omwonenden, maar wel werknemers van Aluminium Hardenberg en een aantal omliggende bedrijven. Op het terrein van het nabijgelegen bedrijf, waar het stofmonster uit de dakgoot is genomen, wordt de jaargemiddelde concentratie dioxinen in de lucht geschat op 70 tot 220 fg WHO-TEQ¹⁸ m⁻³. In hoofdstuk 5 wordt hier op teruggekomen.

4.7 Vergelijking meetwaarden bodemonsters met berekende verspreiding

Uit de berekende depositiefluxen is een schatting gemaakt van de toename van de concentratie dioxinen in de bodem in de omgeving van het bedrijf. Deze schatting is als volgt uitgevoerd. Allereerst zijn de berekende depositiefluxen voor de verschillende perioden vermenigvuldigd met de duur van die periode en vervolgens zijn deze waarden gesommeerd. Voor de dioxinen afkomstig van het opslagterrein is daarbij aangenomen dat deze emissie 5 jaar heeft geduurd; als bronsterkte is 5 ng WHO-TEQ s⁻¹ genomen. De depositiefluxen van dioxinen uit de schoorsteen zijn gecorrigeerd van I-TEQ naar WHO-TEQ door ze met 1,1 te vermenigvuldigen. Deze (gemiddelde) factor is berekend uit de 'ruwe' analyseresultaten in de rapportages van de emissieonderzoeken tussen 1995 en 2002.

De sommatie geeft de totale depositie aan dioxinen over de hele periode vanaf de start van het bedrijf. De concentratietoename in de bodem is als volgt berekend:

$$c_{soil} = \frac{D}{d\rho_{soil}}$$

waarin c_{soil} de concentratiebijdrage in de bodem is in ng WHO-TEQ kg⁻¹ d.s., D de totale depositie over alle perioden in ng WHO-TEQ m⁻², d de diepte van de bodemlaag in m en ρ_{soil} de dichtheid van de bodem in kg droge stof m⁻³. Voor de bodemdichtheid is een waarde van 1200 kg droge stof m⁻³ genomen en voor d een waarde van 0,05 m, waarbij is verondersteld dat de dioxinen zich vanwege hun geringe uitlooggedrag in de bovenste 5 cm van de bodem hebben opgehoopt. Tevens is verondersteld dat afbraak van dioxinen in de bodem dan wel opname door planten verwaarloosbaar klein zijn.

Bij de aldus berekende waarden van c_{soil} is een achtergrondconcentratie opgeteld van 3,3 ng WHO-TEQ kg⁻¹ d.s. (gemiddelde waarde voor Noordoost Nederland). In Tabel 6 is voor enkele monsternamelocaties het berekende gehalte in de bodem vermeld naast de

gemeten waarde. Ter illustratie zijn ook de berekende gehalten vermeld als gevolg van de bijdrage van enerzijds alleen de emissies uit de schoorsteen en anderzijds alleen de emissies vanaf het opslagterrein.

Tabel 6. Berekende en gemeten gehalten aan dioxinen in de bodem op een aantal monsternamelocaties.

Locatiecode	Gemeten gehalte (ng WHO-TEQ kg ⁻¹ d.s.)	Berekend gehalte (ng WHO-TEQ kg ⁻¹ d.s.)	Berekend gehalte (ng WHO-TEQ kg ⁻¹ d.s.)	Berekend gehalte (ng WHO-TEQ kg ⁻¹ d.s.)
		Alleen schoorsteen	Alleen opslag filterstof	Beide bronnen samen
B01	7,6	4,7 – 6,6 ¹⁾	4,2 – 6,1	5,6 – 9,4
B03	3,6	4,0 – 5,5	3,5 – 4,1	4,2 – 6,3
B04	2,6	3,7 – 4,7	3,4 – 3,7	3,8 – 5,1
B07	3,4	4,2 – 5,2	3,5 – 3,9	4,4 – 5,8
B14	2,6	4,4 – 5,5	5,0 – 9,0	6,1 – 11,2

¹⁾ De laagste waarde is het resultaat van de berekeningen waarbij de dioxinen worden beschouwd als fijn stof, de hoogste waarde is berekend als de dioxinen worden beschouwd als grof stof.

Uit Tabel 6 blijkt dat op locatie B01 het gemeten gehalte ongeveer overeenkomt met het berekende gehalte in het geval beide bronnen bijdragen en de dioxinen deels uit fijn en deels uit grof stof bestaan. Zowel het berekende als het gemeten gehalte ligt ruim boven het achtergrondniveau.

Op de andere locaties verschillen de gemeten concentraties niet significant van de achtergrondwaarde, dat wil zeggen de spreiding in de gemeten gehalten is ongeveer even groot als de gemiddelde berekende bijdrage in de concentratie als gevolg van depositie. Dit geldt ook voor de niet in Tabel 6 vermelde monsterlocaties. Gemiddeld genomen lijken de gemeten gehalten iets lager te zijn dan de berekende gehalten. Voor locatie B14 is het gemeten gehalte zelfs veel lager dan berekend, maar zoals al in paragraaf 4.4 is aangegeven, is deze locatie mogelijk veel korter belast geweest dan de andere locaties in de tabel (dit zijn allen weilanden).

Samengevat kan worden geconcludeerd dat de depositie van dioxinen uit het bedrijf tot op enkele honderden meters in de omgeving heeft geleid tot een verhoging van het dioxinegehalte in de bodem. Waarschijnlijk hebben beide bronnen (schoorsteen en opgeslagen filterstof) daaraan bijgedragen, maar de bijdrage door verwaaiing van het opgeslagen filterstof lijkt het grootst. De verhoging is echter beperkt, zeker als ze wordt vergeleken met waarden die in de nabijheid van 'grote' dioxinebronnen zoals afvalverbrandingsinstallaties zijn gevonden. Op afstanden van meer dan 300 m van het bedrijf is de verhoging niet meer significant te noemen. De analyse van de congenerenpatronen bevestigt dit beeld.

5 Humane blootstelling, milieubelasting en risicobeoordeling

5.1 Blootstellingsroutes

Mensen kunnen via verschillende routes worden blootgesteld aan schadelijke stoffen: via de lucht (inhalatoire blootstelling), via de mond (orale blootstelling) en via de huid (dermale blootstelling). Inhalatoire blootstelling aan dioxinen vindt plaats door inademing van geëmitteerde of opgewaaide (fijn) stofdeeltjes. Dermale blootstelling kan plaatsvinden door huidcontact met de stofdeeltjes in de lucht of met gedeponeerde stofdeeltjes.

Voor dioxinen is de orale blootstelling de belangrijkste route. Van de dioxinen die via het voedsel worden ingenomen, wordt 90 à 100 % daadwerkelijk in het lichaam opgenomen. De gemiddelde inname van dioxinen en dioxine-achtige PCB's via de voeding in Nederland wordt geschat op 1,2 pg WHO-TEQ/kg lichaamsgewicht/dag (Freijer *et al.*, 2001). De gehalten aan dioxinen in dierlijke producten zijn hoger dan die in plantaardige producten, omdat dioxinen zeer goed oplosbaar zijn in vetten. Vleesproducten, melkproducten en vis zorgen samen voor ruim 60 % van de dagelijkse gemiddelde inname van dioxinen en dioxine-achtige PCB's via de voeding. Plantaardige producten hebben een aandeel van 13 %. In de buurt van Aluminium Hardenberg zou extra blootstelling via de voeding een rol kunnen spelen wanneer op plaatsen met verhoogde depositie aan dioxinen gewassen worden gekweekt of vee graast. Voor kleine kinderen kan nog orale blootstelling plaatsvinden door ingestie (inslikken) van gedeponeerde stofdeeltjes waar ze via het zogenaamde hand-mond gedrag mee in aanraking komen. Voor de dioxinen die worden ingeademd, is de opname veel minder efficiënt dan vanuit voedsel, maar hierover zijn slechts enkele gegevens bekend, en alleen vanuit de diertoxicologie. Daarom wordt er in de schatting van de blootstelling (paragraaf 5.2) voor de zekerheid vanuit gegaan dat alle dioxinen uit de ingeademde lucht in het lichaam worden opgenomen.

In dit hoofdstuk wordt de blootstelling aan dioxinen via de verschillende routes geschat. De blootstelling via huidcontact is in het algemeen zeer klein ten opzichte van die via de andere routes en zal hier niet verder worden meegenomen. De blootstelling via de inhalatoire route kan worden geschat op basis van de berekende concentraties aan dioxinen in de lucht op leefniveau en de orale blootstelling kan worden geschat uit de berekende en gemeten depositie aan dioxinen.

5.2 Schatting van de blootstelling

5.2.1 Inhalatoire blootstelling

Er bestaat geen norm voor inhalatoire blootstelling aan dioxinen. Om toch een inschatting te kunnen maken van de risico's van inname van dioxinen via inhalatie kan een *route-to-route* extrapolatie worden gebruikt. Hierbij wordt berekend hoeveel dioxinen men per dag zou kunnen binnenkrijgen door het inademen van geëmitteerde deeltjes. Deze hoeveelheid wordt dan vergeleken met de Toelaatbare Dagelijkse Inname (TDI) van dioxinen, alsof de hoeveelheid via de mond is ingenomen.

In het geval van Aluminium Hardenberg kan inhalatoire blootstelling plaatsvinden door concentraties dioxinen in de lucht als gevolg van (a) emissies uit de schoorsteen en (b) verwaaiing van op het terrein opgeslagen filterstof.

(a) Inhalatoire blootstelling als gevolg van emissies uit de schoorsteen

Voor de berekening wordt de concentratie van het 'worst case' scenario voor de periode 1992-2002 gebruikt, om aan te geven welke extra inname van dioxinen maximaal te verwachten valt in de omgeving van Aluminium Hardenberg. Bovendien wordt ervan uitgegaan dat alle ingeademde dioxinen in het lichaam worden opgenomen, terwijl in werkelijkheid slechts een deel van de ingeademde dioxinen wordt opgenomen (zie 5.1).

De hoogste berekende gemiddelde fijn stof concentratie is $3,7 \text{ fg I-TEQ m}^{-3}$ (mogelijk is een gedeelte hiervan als grof stof in de lucht aanwezig, zie Tabel 3), overeenkomend met ongeveer $4,1 \text{ fg WHO-TEQ m}^{-3}$. Uitgaande van een de dagelijks gemiddelde hoeveelheid ingeademde lucht van $28,8 \text{ m}^3$ (ademvolume van 20 liter per minuut¹⁹) en een gemiddeld lichaamsgewicht van 70 kg^{19} , is de berekende gemiddelde inname dan $1,7 \text{ fg}$ ($= 0,0017 \text{ pg}$) WHO-TEQ/kg lichaamsgewicht per dag. Wanneer de onzekerheden in ogeschouw worden genomen in het model om de concentratie in de lucht te schatten (deze kan een factor 2 à 3 bedragen, zie paragraaf 3.1) zou de bijdrage via deze route maximaal $0,005 \text{ pg WHO-TEQ/kg}$ lichaamsgewicht per dag kunnen bedragen.

(b) Inhalatoire blootstelling als gevolg van verwaaiend filterstof

In paragraaf 4.6 werd berekend dat bij de dichtstbijzijnde woning de jaargemiddelde concentratie $40\text{-}130 \text{ fg WHO-TEQ m}^{-3}$ zou kunnen bedragen als gevolg van verwaaiend filterstof. Via een hierboven beschreven route-to-route extrapolatie kan hieruit een gemiddelde dagelijkse inname van $0,05 \text{ pg WHO-TEQ/kg}$ lichaamsgewicht/dag worden afgeleid. Ook dit is weer een maximale schatting (uitgegaan van 130 fg en opname van alle ingeademde dioxinen).

¹⁹ Dit zijn gemiddelde waarden voor de mens. Bij dit soort blootstellingsschattingen wordt veelal van deze gemiddelde waarden uitgegaan.

Voor het bedrijfsterrein zelf is in paragraaf 4.6 berekend dat de concentratie van dioxinen in de lucht $1000 \text{ fg WHO-TEQ m}^{-3}$ zou kunnen bedragen wanneer filterstof verwaait. Wanneer werknemers zich 5 dagen per week gedurende 8 uur per dag op het bedrijfsterrein bevinden, zou dit kunnen leiden tot een inname van $0,1 \text{ pg WHO-TEQ/kg}$ lichaamsgewicht per dag. Voor werknemers van het nabijgelegen bedrijf, waar het stofmonster uit de dakgoot is genomen, wordt de dagelijkse inname aan dioxinen door inhalatie geschat op maximaal $0,02 \text{ pg WHO-TEQ/kg}$ lichaamsgewicht/dag bij een blootstelling van 8 uur per dag, 5 dagen per week.

5.2.2 Orale blootstelling

Orale blootstelling kan, zoals eerder aangegeven, plaatsvinden door (a) consumptie van gewassen die in de omgeving van Aluminium Hardenberg zijn gekweekt en waarop stof terecht is gekomen dat afkomstig is van het bedrijf, (b) via het nuttigen van vee dat op verontreinigde grond heeft gegraasd of het nuttigen van producten van dit vee en (c) door ingestie (door hand-mond gedrag, met name bij kinderen).

(a) Orale blootstelling door consumptie van gewassen

Een conservatieve schatting van de blootstelling door consumptie van gewassen kan worden gemaakt door uit te gaan van een snelgroeiend bladgewas (bijvoorbeeld sla) met een gemiddelde bodembedekking van 50% ($16 \text{ kroppen per m}^2$) tijdens het groeiseizoen van 3 maanden en een consumptie van een halve krop sla per dag. Verder gaan we uit van de berekende totale depositie (dat wil zeggen van dioxinen uit de schoorsteen én van het opgeslagen filterstof) op de plaats waar zich de dichtstbijzijnde woning bevindt – verder weg neemt de totale depositie namelijk af en dichterbij staan geen gewassen – en nemen we aan dat de dioxinen voor 50% uit fijn stof bestaan en voor 50% uit grof stof. Deze depositie bedraagt ongeveer $23 \text{ ng WHO-TEQ m}^{-2} \text{ j}^{-1}$. Wanneer op deze plek sla zou worden gekweekt zou de inname via deze route ongeveer $0,3 \text{ pg WHO-TEQ/kg}$ lichaamsgewicht/dag bedragen. Dat is ongeveer 25 % van de gemiddelde dagelijkse inname. Hierbij is er overigens van uitgegaan dat alle op de plant gedeponeerde dioxinen biologisch beschikbaar zijn.

De werkelijke inname door bewoners zal aanzienlijk lager zijn, omdat geen rekening is gehouden met afspoeling van stofdeeltjes door regenval tijdens de groei en door wassen van de sla voor consumptie. Ook is de consumptie in het algemeen lager dan een halve krop sla per dag.

(b) Orale blootstelling door consumptie van dierlijke producten

Gezien het feit dat er geen koeien grazen op de plaats waar de hoogste depositie voorkomt (dit is immers een bedrijventerrein), is niet te verwachten dat deze blootstellingsroute een probleem oplevert. Op grotere afstand van Aluminium Hardenberg daalt de depositie al snel naar het achtergrondniveau (zie Figuur B2.10). De bodemconcentratie ligt in het gehele gebied rond het achtergrondniveau.

Om inzicht te krijgen in de gevolgen in het geval er wel koeien zouden grazen op een plek met hoge depositie, kan gebruik worden gemaakt van een ketenmodel, waarin onder meer de inname van dioxinen door een dier en de opname in de verschillende delen in het dierlijk lichaam zijn verdisconteerd. Slob (1993) heeft met een dergelijk ketenmodel laten zien dat bij een depositie van $12 \text{ ng TEQ m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ minder dan 1 pg TEQ g^{-1} melkvet voorkomt in koeien die langdurig in een gebied hebben ge graasd waar deze depositie voorkomt. Wanneer wordt uitgegaan van de hoogste depositie in de omgeving van Aluminium Hardenberg ($23 \text{ ng WHO-TEQ m}^{-2} \text{ j}^{-1}$) valt op basis van dit model een maximale concentratie te verwachten van ten hoogste $2 \text{ pg WHO-TEQ g}^{-1}$ melkvet. De norm voor dioxinen in melkvet van koeien bedraagt $6 \text{ pg WHO-TEQ g}^{-1}$ melkvet. Melk van koeien die in het gebied rondom Aluminium Hardenberg grazen, kan dus in principe voor consumptie worden gebruikt.

Er is niet duidelijk of er kippen worden gehouden op plaatsen met hoge depositie aan dioxinen. Zij pikken bodemdeeltjes op, waardoor mogelijk dioxinen worden opgenomen die bijvoorbeeld via eieren uiteindelijk tot humane blootstelling leiden. Op basis van de beschikbare gegevens kunnen daarover momenteel geen uitspraken worden gedaan. Overigens draagt in een gemiddeld voedselpakket de consumptie van eieren ongeveer 4 % bij aan de gemiddelde dagelijkse inname van dioxinen (Freijer *et al.*, 2001). Wanneer men een exact beeld wil hebben van de concentratie dioxinen in dierlijke producten als eieren en melk in de directe omgeving van het bedrijf, zou men kunnen overwegen het gehalte in deze producten te bepalen. De gegevens uit dit onderzoek geven daar echter geen aanleiding toe.

(c) Orale blootstelling door ingestie

Een andere potentiële route tot orale blootstelling betreft ingestie door zogenaamd hand-mond gedrag. Kinderen kunnen door het spelen op de grond stof aan de handen krijgen, dat zij onbedoeld inslikken. De maximale concentratie die in dit onderzoek in de bodem gevonden is, bedraagt $7,61 \text{ ng WHO-TEQ/kg}$ droge stof. De geschatte ingestie voor een jong kind bedraagt ongeveer 100 mg stof per dag (Otte *et al.*, 2001). Dit betekent voor een kind dat 20 kilo weegt een extra dagelijkse inname van $0,04 \text{ pg WHO-TEQ/kg}$ lichaamsgewicht/dag.

Wederom gaat het hier om een conservatieve benadering omdat is uitgegaan van de hoogste bodemconcentratie die gemeten is en volledige biologische beschikbaarheid van de ingeslikte dioxinen. De werkelijke inname zal dus lager zijn.

5.3 Risicobeoordeling voor de mens

In paragraaf 5.2 is voor alle routes nagegaan wat de mogelijke blootstelling aan dioxinen is in de omgeving van Aluminium Hardenberg. In Tabel 7 zijn de resultaten daarvan op een rij gezet. Samen met de gemiddelde achtergrondblootstelling in Nederland, kan geschat worden hoe groot de dagelijkse inname aan dioxinen kan zijn in de omgeving van Aluminium Hardenberg.

Tabel 7. Maximale dagelijkse extra inname aan dioxinen in pg WHO-TEQ per kg/lichaamsgewicht in de omgeving van Aluminium Hardenberg.

Route	Inname
Inhalatoir, schoorsteen	0,005 pg WHO-TEQ
Inhalatoir, filterstof	0,05 pg WHO-TEQ
Oraal, gewas	0,3 pg WHO-TEQ
Oraal, dierlijke producten	verwaarloosbaar
Oraal, ingestie	0,04 pg WHO-TEQ
Totaal extra	circa 0,4 pg WHO-TEQ
Achtergrondblootstelling	1,2 pg WHO-TEQ
Totaal	1,6 pg WHO-TEQ

De geschatte totale extra inname van dioxinen bedraagt volgens Tabel 7 maximaal 0,4 pg/kg lichaamsgewicht per dag. De werkelijke extra inname zal lager zijn omdat hierbij alle slechtst denkbare scenario's zijn opgeteld (maximale concentratie in de lucht, consumptie van grote hoeveelheden groente uit eigen tuin). Ook vallen in werkelijkheid het optimum aan blootstelling vanwege verwaaiend filterstof en luchtconcentratie op leefniveau als gevolg van emissie uit de schoorsteen niet samen.

In 2000 is door de WHO de TDI voor dioxinen en dioxine-achtige PCB's vastgesteld op 1 - 4 pg TEQ per kg lichaamsgewicht per dag. Daarbij werd de ondergrens gezien als een waarde die uiteindelijk bereikt zou moeten worden en de bovengrens als een maximaal toelaatbare waarde. De Scientific Committee on Food (SCF) van de Europese Commissie heeft vervolgens in 2001 een TWI (tolerable weekly intake) van 14 pg WHO-TEQ/kg lichaamsgewicht/week vastgesteld. Een wekelijkse waarde geeft aan dat dagelijkse schommelingen in de inname geen directe gezondheidsrisico's met zich meebrengen. Aan deze TWI wordt momenteel gerefereerd in Europese Wet- en regelgeving (Baars A.J., 2003, *pers. med*). Hoewel in de TWI (en TDI) ook een aantal PCB's zijn meegerekend, kan de berekende gemiddelde inname aan dioxinen in de omgeving van Aluminium Hardenberg met deze TWI worden vergeleken, omdat er geen reden is om aan te nemen dat er in de omgeving van het bedrijf extra blootstelling aan PCB's plaatsvindt. De

inname hiervan is verdisconteerd in de geschatte achtergrondblootstelling van 1,2 pg WHO-TEQ/kg/lichaamsgewicht per dag (dit is wel een waarde waarin zowel dioxinen als PCB's zijn meegerekend). De berekende dioxine-inname in de omgeving van Aluminium Hardenberg ligt onder de TWI van 14 pg WHO-TEQ/kg lichaamsgewicht/week.

5.4 Milieubelasting

Voor dioxinen is een indicatief niveau voor ernstige bodemverontreiniging afgeleid van 1 µg TEQ/kg d.s. oftewel 1000 ng TEQ/kg d.s. (VROM, 1999). Voor grondwater is het indicatief niveau voor ernstige verontreiniging vastgesteld op 0,001 ng TEQ/l oftewel 1 pg TEQ/l. Het indicatief niveau voor ernstige verontreiniging is vergelijkbaar met de interventiewaarde, maar heeft vanwege de grotere mate van onzekerheid in de onderliggende gegevens een andere status dan de interventiewaarde. Bij een overschrijding van een indicatief niveau voor ernstige verontreiniging in de bodem of het grondwater dient het bevoegd gezag in ieder geval nadere stappen te ondernemen om de risico's beter in kaart te brengen (VROM, 2000). Hieruit zou een besluit tot sanering kunnen voortvloeien, maar dat hoeft niet altijd.

De gemeten gehalten in de bodem rondom Aluminium Hardenberg (Tabel 4) liggen meer dan een factor 100 onder het indicatief niveau voor ernstige bodemverontreiniging. Er zijn geen gehalten aan dioxinen in grondwater bepaald, maar met behulp van de octanol-water partitiecoëfficiënt kan berekend worden dat ook de gehalten in grondwater ruim onder indicatief niveau voor ernstige verontreiniging zullen liggen.

Ook is geen verontreiniging van oppervlaktewater te verwachten, omdat de in oppervlaktewater gedeponeerde dioxinen sterk worden verdund en daarna snel worden verspreid.

6 Conclusies

De uitstoot aan dioxinen uit de schoorsteen van Aluminium Hardenberg heeft niet geleid tot een significante verhoging van de 'normaal' voorkomende concentratie aan dioxinen in de lucht op leefniveau en de 'normaal' voorkomende depositieflux. Dit geldt zowel voor de huidige situatie als voor de perioden, dat geen of een beperkte rookgasreiniging werd toegepast.

De verspreiding van dioxinehoudende stofdeeltjes vanuit het opgeslagen filterstof heeft geleid tot een verhoogde depositie aan dioxinen tot op enkele honderden meters in de omgeving. De sterke gelijkenis tussen de congenerenpatronen van enerzijds de veegmonsters en het stof uit de dakgoot en anderzijds dat van de slurrymonsters en het eerder geanalyseerde filterstof wijst hierop. Een bijkomende aanwijzing is de overeenkomst tussen het gemeten en het berekende verspreidingspatroon met de opslag als bron. De berekeningen geven aan dat door de emissie en verspreiding van dioxinen uit het opgeslagen filterstof tot op circa 500 m van het opslagterrein de depositieflux verhoogd is ten opzichte van het achtergrondniveau. De gemeten gehalten in de veegmonsters bevestigen dit beeld. Ook de berekende concentraties in de lucht liggen tot op enkele honderden meters van het opslagterrein boven de achtergrondconcentratie in landelijk gebied.

De gemeten gehalten aan dioxinen in de bodemonsters variëren van 1,6 tot 7,6 ng WHO-TEQ/kg d.s. Op monster B01 na wijken de gehalten niet significant af van het achtergrondniveau in Oost Nederland (gemiddeld 3,3 ng WHO-TEQ/kg d.s.). Het gehalte in monster B01 (weiland op 160 m ten noordoosten van de schoorsteen en op 250 m ten oosten van het opslagterrein) is iets hoger, maar nog altijd gering vergeleken met waarden die in het begin van de jaren '90 zijn gevonden in de directe omgeving van 'grote' dioxinebronnen zoals afvalverbrandings-installaties. De verhoging kan verklaard worden door de depositie aan dioxinen uit de schoorsteen en het opgeslagen filterstof. Daarbij lijkt de bijdrage door verwaaiing van het filterstof het grootst. Op afstanden van meer dan 300 m van het bedrijf is de verhoging niet meer significant te noemen. Zowel de verspreidingsberekeningen als de analyse van de congenerenpatronen bevestigen dit beeld.

Op grond van de gemeten en berekende gehalten aan dioxinen in de lucht, bodem en veegstof is een schatting gemaakt van de geschatte totale extra inname van dioxinen door de mens in de omgeving van Aluminium Hardenberg. Bij deze schatting zijn alle mogelijke blootstellingsroutes (inhalatie, orale inname van gewassen en van dierlijke producten en ingestie door hand-mond gedrag). De geschatte extra inname bedraagt maximaal 0,4 pg/kg lichaamsgewicht per dag. De werkelijke extra inname zal lager zijn omdat bij de schatting alle slechtst denkbare scenario's zijn opgeteld (maximale concentratie in de lucht, consumptie van grote hoeveelheden groente uit eigen tuin). Aangezien de dagelijkse achtergrondblootstelling aan dioxinen (inclusief dioxine-achtige PCB's) circa 1,2 pg/kg lichaamsgewicht bedraagt, wordt de totale maximale dagelijkse inname voor de mens in de omgeving van Aluminium Hardenberg geschat

op 1,6 pg/kg lichaamsgewicht per dag. Deze inname ligt onder de TWI van 14 pg WHO-TEQ/kg lichaamsgewicht/week (SCF, 2001).

De gemeten gehalten in de bodem liggen zeer ruim onder het indicatief niveau voor ernstige bodemverontreiniging. Uit berekeningen blijkt dat hetzelfde geldt voor het grondwater in de omgeving van Aluminium Hardenberg.

Referenties

- Bolt-Moekoet A. en de Jong A.P.J.M. (1993a) Onderzoek naar buitenlucht concentraties aan 2,3,7,8,-chloor-gesubstitueerde dioxinen en furanen in Nederland. Deel II: Gehalten in een ruraal gebied (nulpuntsmeting). Rapport nr. 770501008, RIVM, Bilthoven.
- Bolt-Moekoet A. en de Jong A.P.J.M. (1993b) Onderzoek naar buitenlucht concentraties aan 2,3,7,8,-chloor-gesubstitueerde dioxinen en furanen in Nederland. Deel II: Gehalten in een stedelijk gebied. Rapport nr. 770501013, RIVM, Bilthoven.
- Bolt-Moekoet A. en de Jong A.P.J.M. (1994) Onderzoek naar buitenlucht concentraties aan 2,3,7,8,-chloor-gesubstitueerde dioxinen en furanen in Nederland. Deel II: Gehalten in een randstedelijk gebied (Zegveld). Rapport nr. 770501016, RIVM, Bilthoven.
- Bremmer H.J., Jong A.P.M.J. de, Matthijsen A.J.C.M., Schutter M.A.A. en Sein A.A. (1991) Dioxinen bij de sinterfabriek van Hoogovens. Rapport nr. 730501022, RIVM, Bilthoven.
- Bremmer H.J., Troost L.M., Kuipers G., de Koning J. en Sein A.A. (1993) Emissies van dioxinen in Nederland. Rapport nr. 770501003, RIVM, Bilthoven.
- De Jong A.P.M.J., van den Berg S., Liem A.K.D., van den Berg R. en van 't Klooster H.A. (1990) Onderzoek naar het dioxinegehalte in grond van weilanden in het Lickebaertgebied. Rapport nr. 730501011, RIVM, Bilthoven.
- De Jong A.P.M.J., van den Berg R., Marsman J.A., den Hartog R.S., den Boer A.C., Liem A.K.D., van den Berg S., Kootstra P.R., Hoogerbrugge R. en van 't Klooster H.A. (1991) Dioxinegehalten in grond van weilanden in de omgeving van de afvalverbrandingsinstallatie te Zaandam. Rapport nr. 730501021, RIVM, Bilthoven.
- Freijer J.I., Hoogerbrugge R., Klaveren J.D. van, Traag W.A., Hoogenboom L.A.P. en Liem A.K.D. (2001) Dioxinen en dioxine-achtige PCB's in voedingsmiddelen: voorkomen en inname in Nederland aan het eind van de 20ste eeuw. Bilthoven, 2001. Rapport 639102022, RIVM, Bilthoven.; RIKILT Rapport nr. 2001.003
- Kühner D. en Schnabel W. (1994) Minimizing of PCDD/PCDF emission by a two-step counter current system. Report no. 3072, Umweltbundesamt, Berlin.
- Liem A.K.D., van de Berg R., Bremmer H.J., Hesse J.M. en Slooff W. (1993) Basisdocument dioxinen. Rapport nr. 710401024, RIVM, Bilthoven.
- Liem A.K.D., Mennen M.G., Fortezza F., Groenemeijer G.S. en den Hartog R.S. (1998) Onderzoek naar dioxineconcentraties in de bodem als gevolg van de uitstoot van een aluminiumsmelterij. Rapport nr. 609023001, RIVM, Bilthoven.
- Matthijsen A.J.C.M., van den Berg R., Derks H.J.G.M., van Jaarsveld J.A., de Jong A.P.M.J., Slob W., Theelen R.M.C. en Sein A.A. (1991) Evaluatie van de relaties van dioxine-emissiemetingen aan de OLAF-Leeuwarden met gehalten in grond en melk in de omgeving. Rapport nr. 730501027, RIVM, Bilthoven.
- Mennen M.G. (2002) Resultaten van metingen door de Milieuongevallendienst bij branden. Rapport nr. 609100002, RIVM, Bilthoven.
- Otte P.F., Lijzen J.P.A., Otte J.G., Swartjes F.A. en Versluijs C.W. (2001) Evaluatie en herziening van de CSOIL parameter set. Parameter set voor de modellering van de

- humane blootstelling en onderbouwing van Interventiewaarden voor stoffen van de eerste tranche. Rapport nr. 711701021, RIVM, Bilthoven.
- SCF (2001) Opinion of the Scientific Committee in Food on the risk assessment of dioxins and dioxin-like PCB's in food. Adopted on 30 may 2001.
- Slob W. (1993) A chain model for dioxins: from emission to cow's milk. Rapport nr. 730501039, RIVM, Bilthoven.
- Van Bruggen M. en Mennen M.G. (2002) Notitie aan de provincie Overijssel over de aluminiumsmelterij, kenmerk 527/02 IEM MvB. RIVM, Bilthoven.
- Van den Berg R., Hoogerbrugge R, Groenemeijer G.S., Gast L.G.L. en Liem A.K.D. (1994) Achtergrondgehalten van dioxinen in de Nederlandse bodem. Rapport nr. 770501014, RIVM, Bilthoven.
- VROM (1999) Stoffen en normen. Overzicht van belangrijke stoffen en normen in het milieubeleid. Samson, Alphen aan den Rijn. VROM, Den Haag.
- VROM (2000) Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering. DBO/1999226863, Ministerie van VROM, Den Haag.
- WHO (2000) Air quality guideline for Europe. WHO Regionale Publications, European Series no. 91. WHO, Regional Office for Europe, Copenhagen.

Bijlage 1. Overzicht van de concentraties en andere relevante parameters van de emissiemetingen aan de schoorsteen

Rapport-nummer	Instantie	Datum meting	Meting nr	Emissie-concentratie (ng/m ³)	Tempe-ratuur (0C)	debiet (m ³ /h)	vracht (µg/h)	Vocht-gehalte (%)	Diameter kanaal (m)
ER-95052	Intronplan	27-mrt-95	1	0,017	102	106960	1,8	7,9	2
96-084-EM	Prov Gelderland	22-okt-96	1	0,023	88	80000	1,8	4	1,5
			2	0,025	88	80000	2,0	4	1,5
			3	0,025	88	80000	2,0	4	1,5
R3656195.D03	Tauw Milieu	2-apr-98	1	0,023	106	100000	2,3	16,0	n.v.
			2	0,038	106	100000	3,8	16,0	n.v.
			3	0,031	106	100000	3,1	16,0	n.v.
99-086-EM	Prov Gelderland	13-jul-99	1	0,025	107	76000	1,9	7,1	1,8
			2	0,600	106	80000	48,0	6,9	1,8
			3	0,009	107	80000	0,7	6,0	1,8
99-108-EM	Prov Gelderland	18-nov-99	1	0,315	111	85673	27,0	2,3	1,8
			2	0,288	110	85575	24,6	2,5	1,8
			3	0,267	111	85646	22,9	2,3	1,8
EM-00-24	Prov Gelderland	28-jun-00	1	0,038	110	79000	3,0	5,0	1,8
			2	0,026	107	80000	2,1	5,0	1,8
			3	0,031	109	77000	2,4	8,5	1,8
EM-01-39	Prov Gelderland	10-okt-01	1	0,45	109	124000	55,8	4,8	1,8
			2	0,45	109	124000	55,8	4,8	1,8
			3	0,37	109	124000	45,9	4,8	1,8
EM-02-09	Prov Gelderland	4-apr-02	1	0,57	86	92000	52,4	3	1,5
			2	0,58	86	92000	53,4	3	1,5
			3	0,81	86	92000	74,5	3	1,5
EM-02-29	Prov Gelderland	11-jul-02	1	0,04	87	99651	4,0	2,5	1,5
			2	0,03	87	99651	3,0	2,5	1,5
			3	< 0,01	87	99651	< 1,0	2,5	1,5
EM-02-33	Prov Gelderland	9-sep-02	1	1,09	88	94301	102,8	6	1,5
			2	1,01	88	94301	95,2	6	1,5
			3	1,73	88	94301	163,1	6	1,5

Bijlage 2. Resultaten van een aantal van de uitgevoerde verspreidingsberekeningen

In deze bijlage zijn ter illustratie de resultaten van een aantal van de uitgevoerde verspreidingsberekeningen grafisch weergegeven. Omdat de berekende verspreidingspatronen per bron (schoorsteen of opgeslagen filterstof) qua vorm een sterke gelijkenis vertonen, is een selectie gemaakt van een aantal van de doorgerkende situaties, namelijk:

Figuur B2.1: Gemiddelde concentratie voor de periode 1992-2002, uitgaande van de gemiddelde emissie uit de schoorsteen, waarbij dioxinen als fijn stof zijn beschouwd.

Figuur B2.2: 99,9 percentiel van de uurgemiddelde concentratie voor de periode 1992-2002, uitgaande van de gemiddelde emissie uit de schoorsteen, waarbij dioxinen als fijn stof zijn beschouwd.

Figuur B2.3: Totale depositieflux voor de periode 1992-2002, uitgaande van de gemiddelde emissie uit de schoorsteen, waarbij dioxinen als fijn stof zijn beschouwd.

Figuur B2.4: Totale depositieflux voor de periode 1992-2002, uitgaande van de gemiddelde emissie uit de schoorsteen, waarbij dioxinen als grof stof zijn beschouwd.

Figuur B2.5: Gemiddelde concentratie, uitgaande van de aangenomen emissie vanaf het opslagterrein, waarbij dioxinen als fijn stof zijn beschouwd.

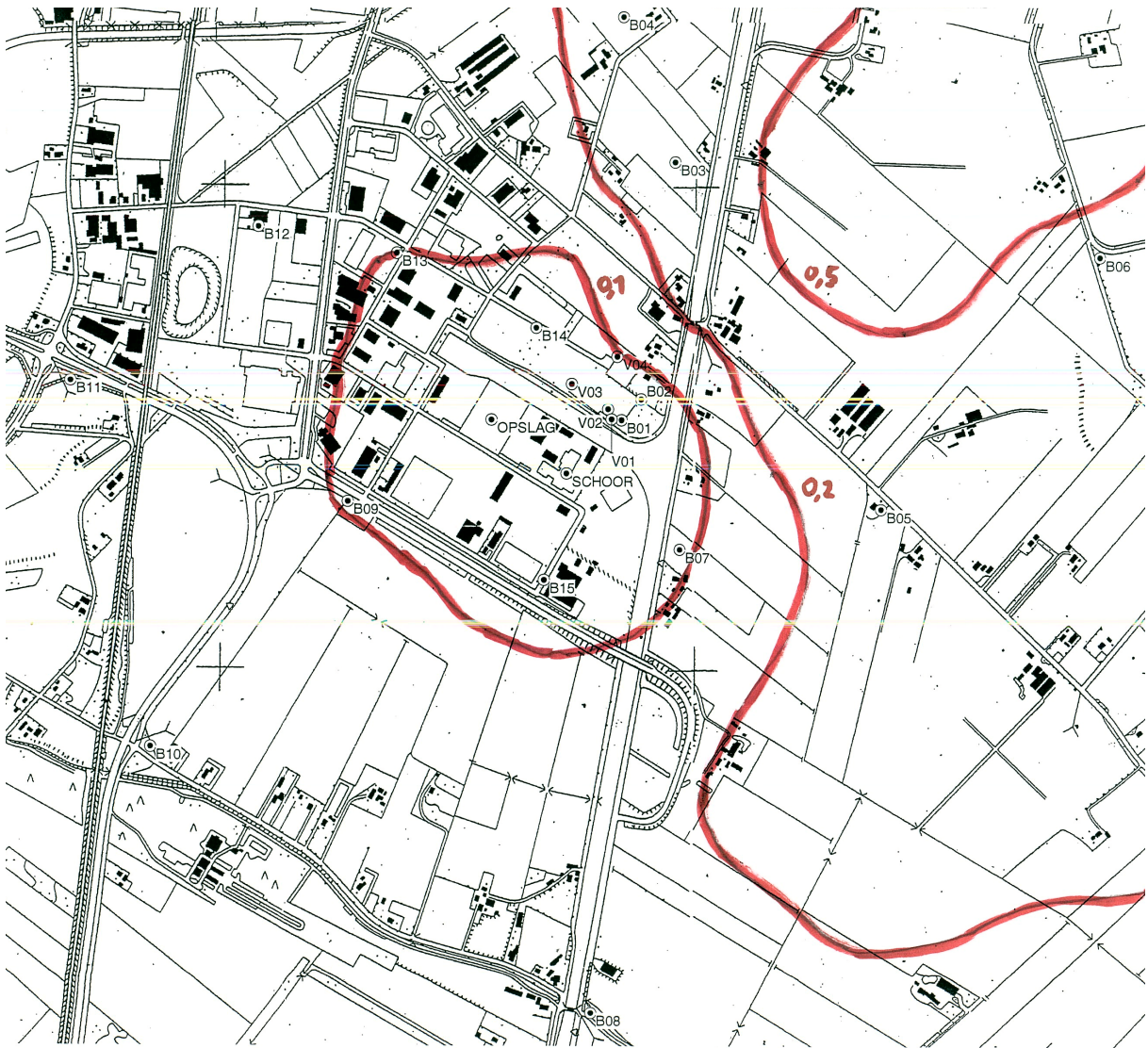
Figuur B2.6: Totale depositieflux, uitgaande van de aangenomen emissie vanaf het opslagterrein, waarbij dioxinen als fijn stof zijn beschouwd.

Figuur B2.7: Totale depositieflux, uitgaande van de aangenomen emissie vanaf het opslagterrein, waarbij dioxinen als grof stof zijn beschouwd.

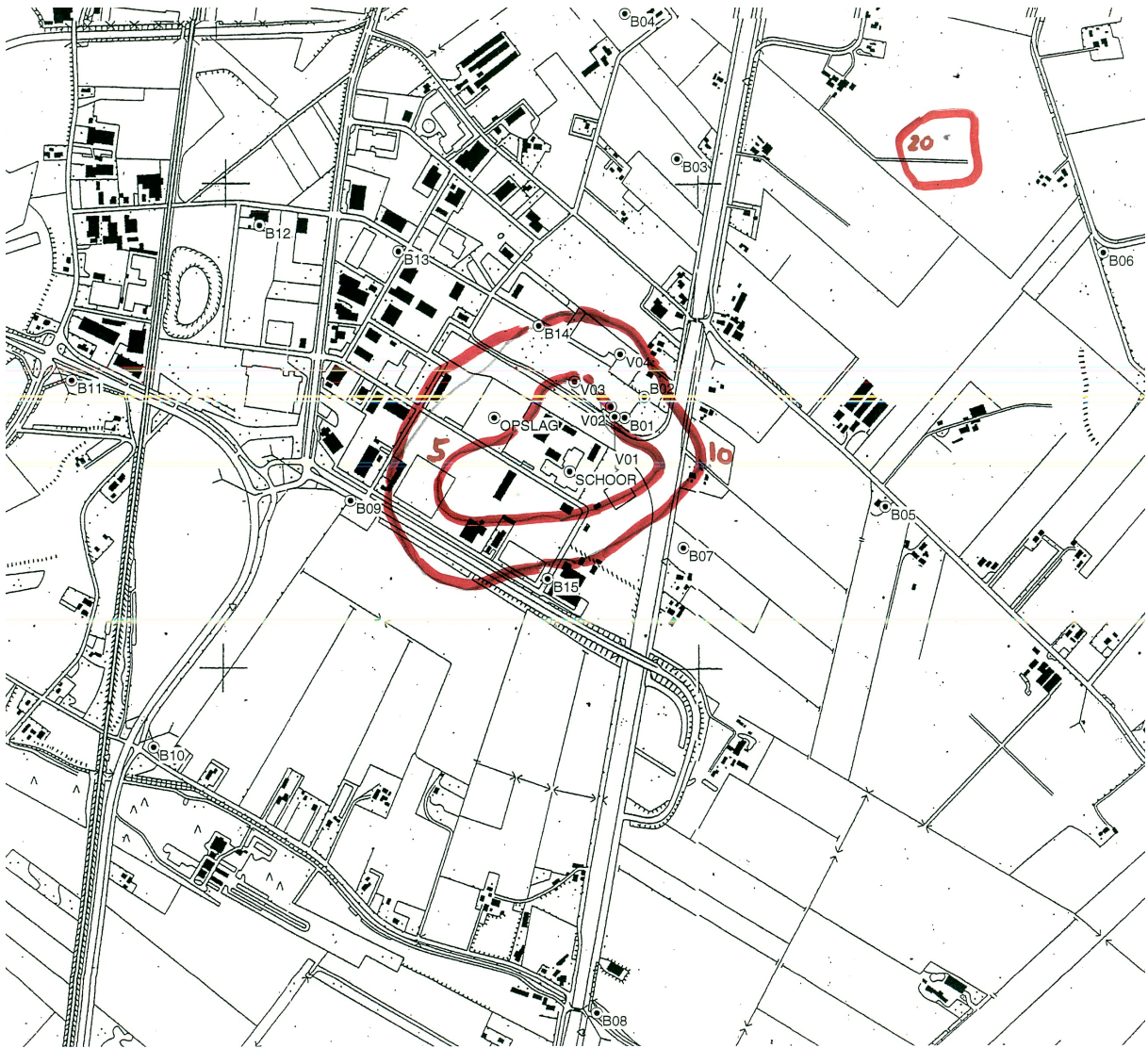
De verspreidingspatronen van de concentraties in de lucht (gemiddeld en 99,9 percentiel) voor grof stof wijken vrijwel niet af van die voor fijn stof. Daarom zijn in deze bijlage alleen concentratiepatronen voor fijn stof weergegeven.

In de figuren zijn ook de monsternamepunten weergegeven. In Bijlage 3 is een overzicht gegeven van deze punten. De bovenzijde van de plattegronden is gericht naar het noorden. De schaal bedraagt circa 1:15.000.

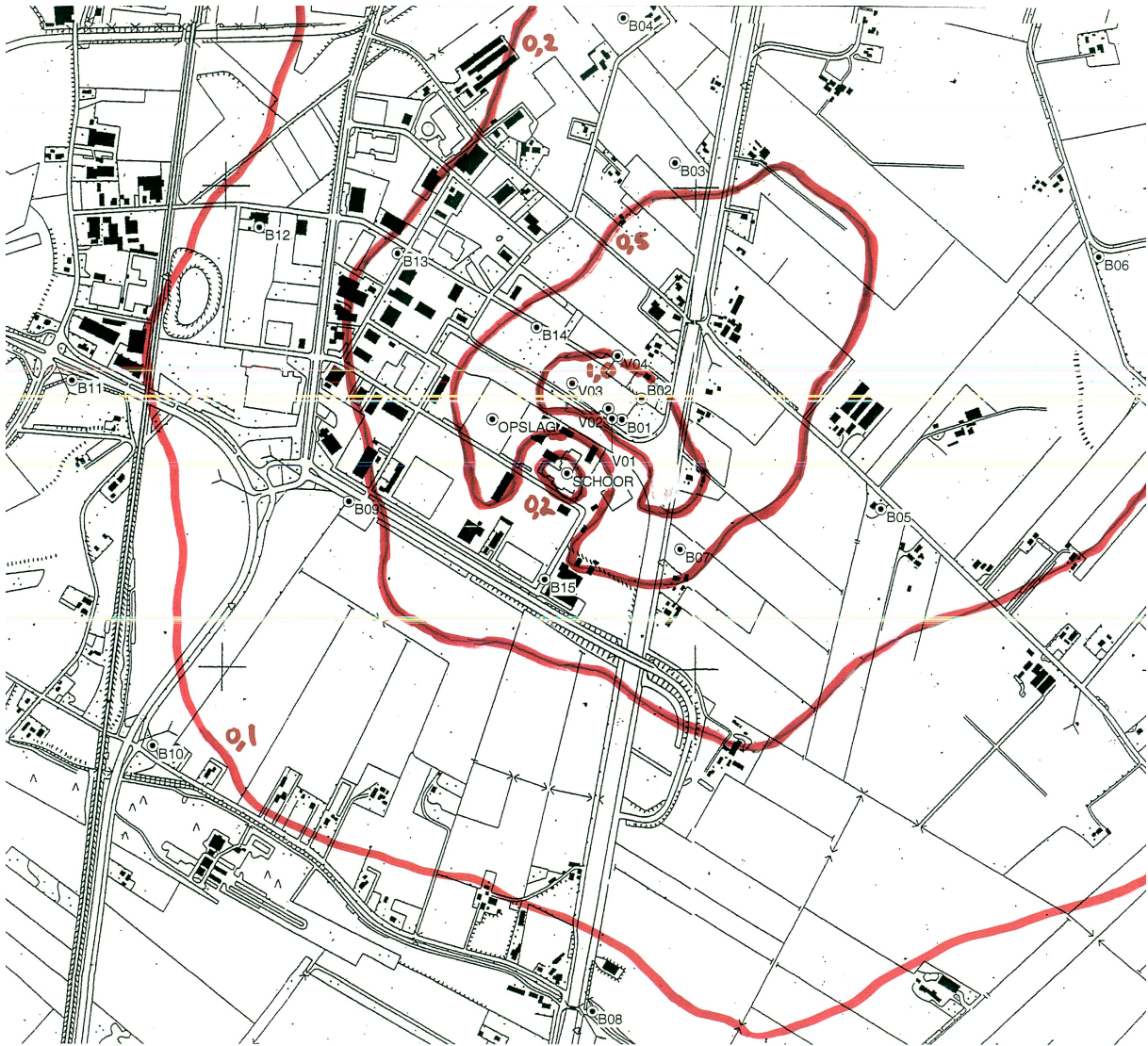
In de Figuren B2.1 tot en met B2.7 zijn contouren van de concentratie- en depositieflux gegeven, inclusief de hoogte van de concentratie c.q. depositieflux op de contour, en wel zodanig dat aan de zijde waar de waarde staat vermeld, de concentratie c.q. depositieflux verder toe neemt. Voorbeeld: In de binnenste contour in Figuur B2.6 is de depositieflux groter dan $100 \text{ ng TEQ m}^{-2} \text{ j}^{-1}$.



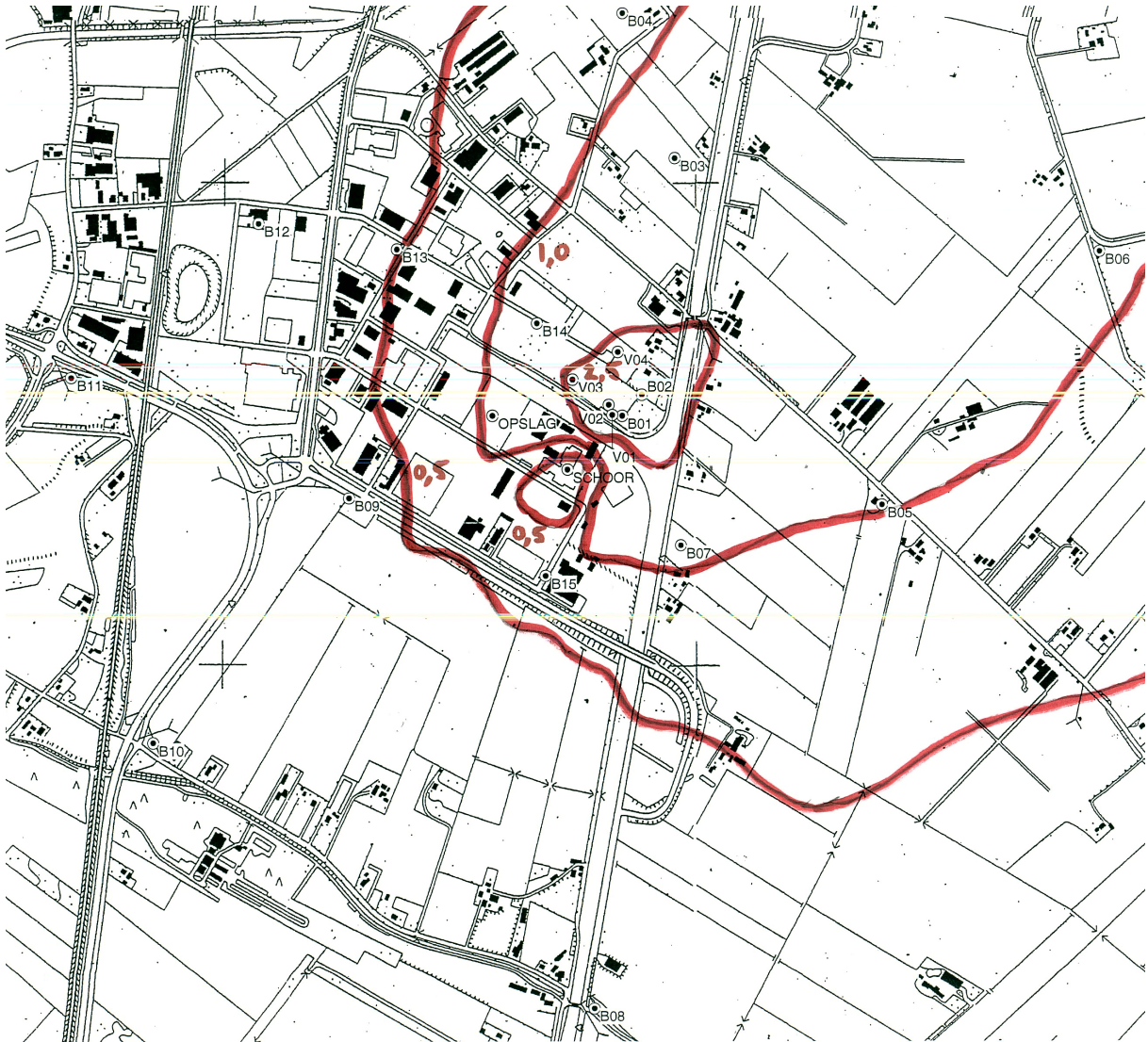
Figuur B2.1. Berekende jaargemiddelde concentratie aan dioxinen in de lucht op leefniveau in fg I-TEQ m⁻³, uitgaande van de gemiddelde emissie uit de schoorsteen, waarbij dioxinen als fijn stof zijn beschouwd.



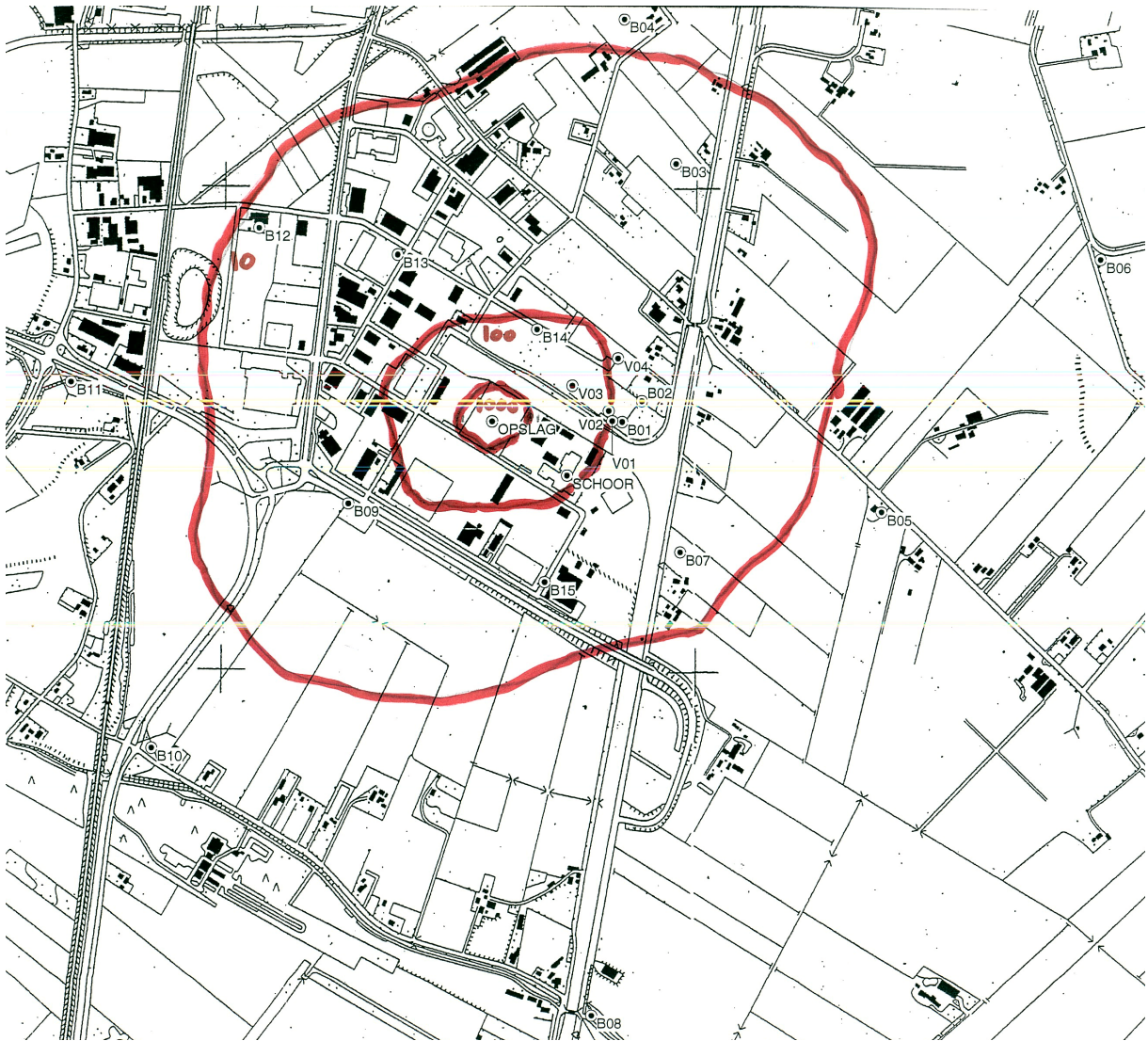
Figuur B2.2. Berekend 99,9 percentiel van de uurgemiddelde concentratie aan dioxinen in de lucht op leefniveau in fg I-TEQ m⁻³, uitgaande van de gemiddelde emissie uit de schoorsteen, waarbij dioxinen als fijn stof zijn beschouwd.



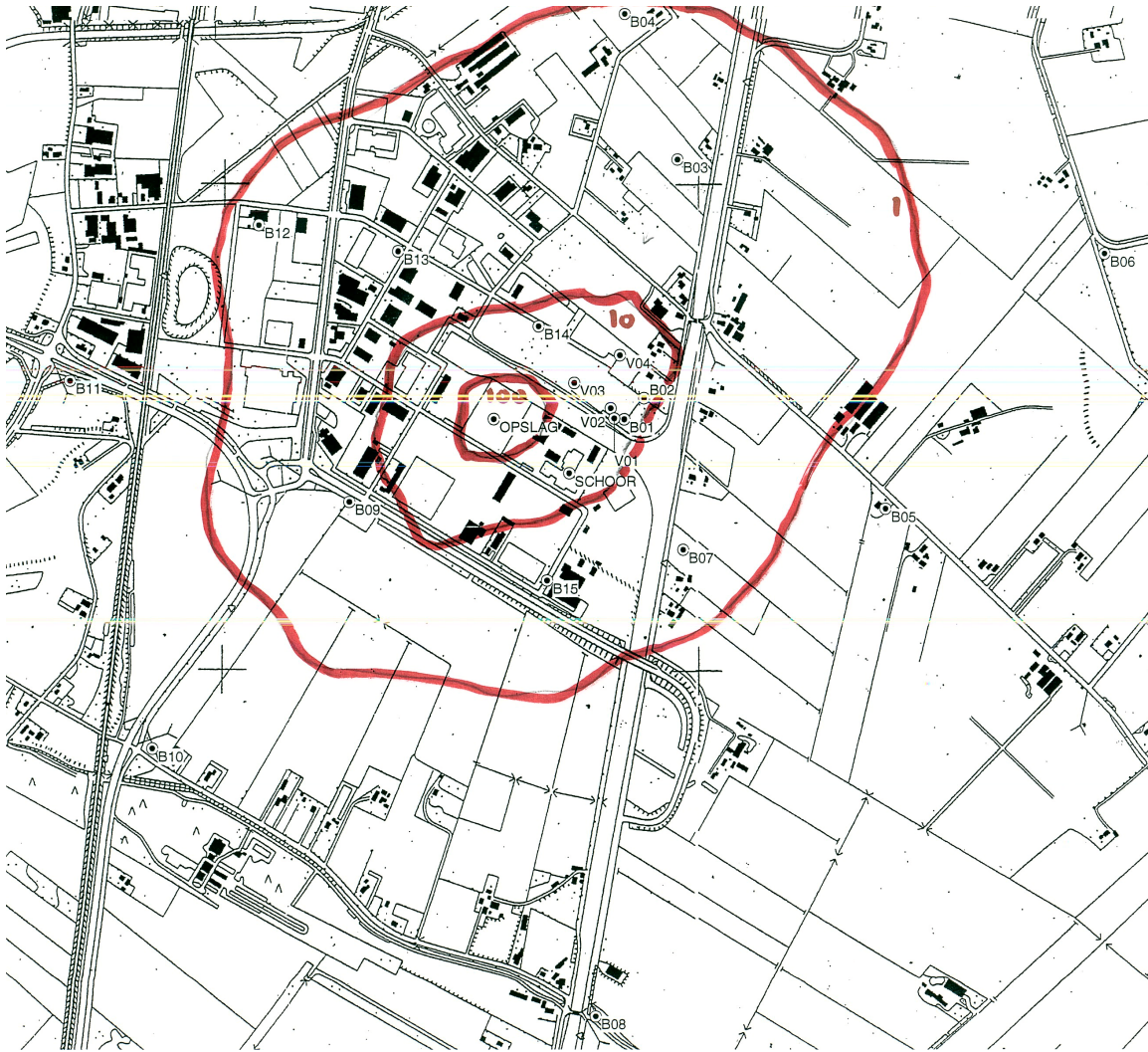
Figuur B2.3. Berekende totale depositieflux aan dioxinen in $\text{ng I-TEQ m}^{-2} \text{j}^{-1}$, uitgaande van de gemiddelde emissie uit de schoorsteen, waarbij dioxinen als fijn stof zijn beschouwd.



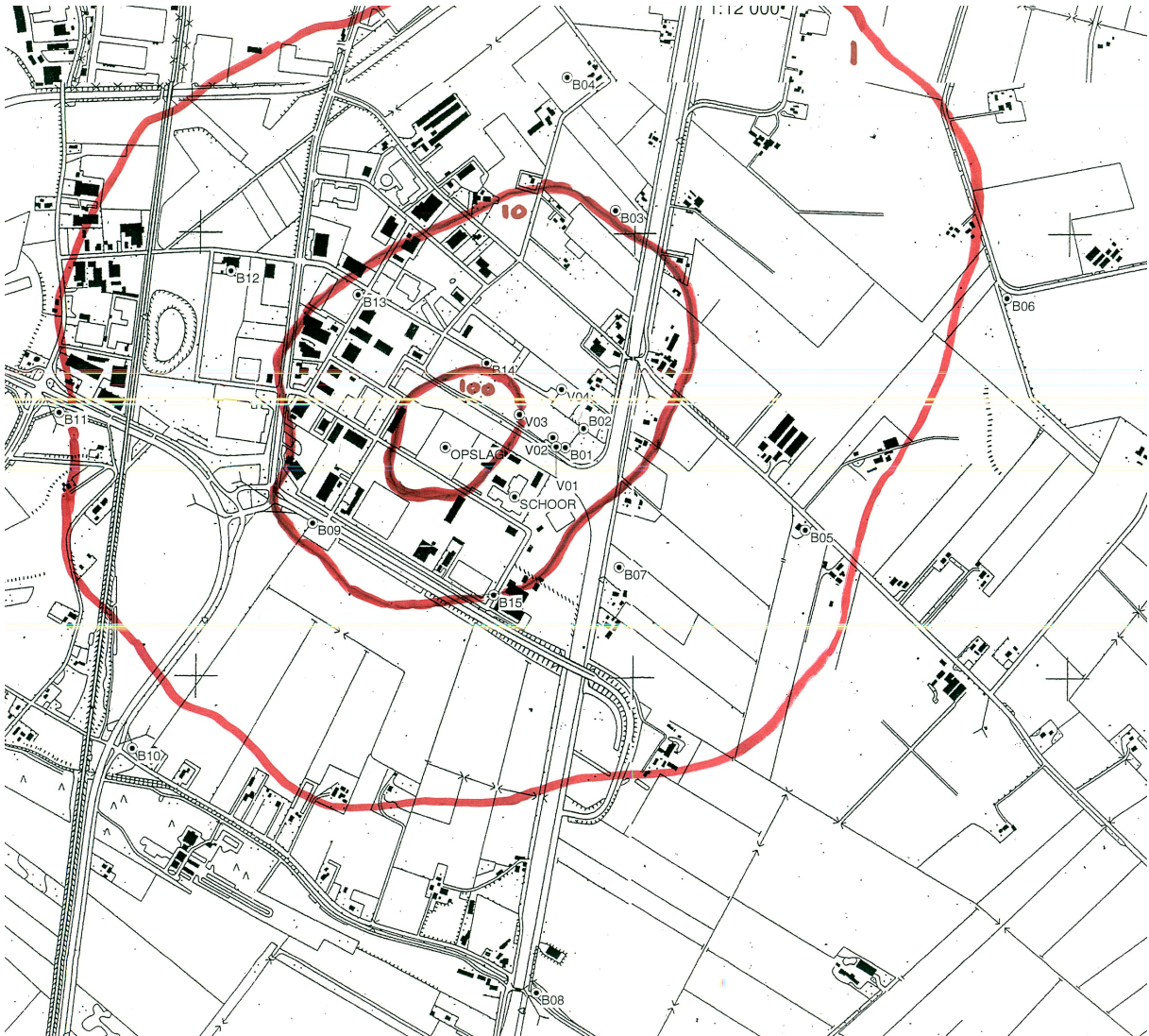
Figuur B2.4. Berekende totale depositieflux aan dioxinen in ng I-TEQ m⁻² j⁻¹, uitgaande van de gemiddelde emissie uit de schoorsteen, waarbij dioxinen als grof stof zijn beschouwd.



Figuur B2.5. Berekende jaargemiddelde concentratie aan dioxinen in de lucht op leefniveau in fg I-TEQ m⁻³, uitgaande van de aangenomen emissie vanaf het opslagterrein, waarbij dioxinen als fijn stof zijn beschouwd..



Figuur B2.6. Berekende totale depositieflux aan dioxinen in $\text{ng I-TEQ m}^{-2} \text{j}^{-1}$, uitgaande van de aangenomen emissie vanaf het opslagterrein, waarbij dioxinen als fijn stof zijn beschouwd.



Figuur B2.7. Berekende totale depositieflux in ng I-TEQ m⁻² j⁻¹ van dioxinen, uitgaande van de aangenomen emissie vanaf het opslagterrein, waarbij dioxinen als grof stof zijn beschouwd.

Bijlage 3. Overzicht van de monsternamelocaties

In Tabel B3.1 is een beschrijving gegeven van de monsternamelocaties van het onderzoek. Voor de ligging van de locaties wordt verwezen naar de plattegrond in Figuur B3.1. Op deze plattegrond is tevens de ligging van de schoorsteen en het midden van het opslagterrein van het filterstof aangegeven. De locaties van de monsters V05 (opslagterrein), V06 (hoop bijeengeveegd stof) en V07 (veegstof nabij de hal) zijn niet op de plattegrond aangegeven.

Tabel B3.1 Overzicht van de monsternamelocaties

Monster code	afstand t.o.v. schoorsteen ¹⁾ (m)	richting (grd)	afstand t.o.v. opslag ²⁾ (m)	richting (grd)	soort monster	bemonsterd oppervlak (m ²)	omschrijving locatie
B01 * ³⁾	163	45	249	91	bodem		weilandje
B02 *	223	45	295	82	bodem		weilandje
B03 *	738	20	690	34	bodem		weiland
B04 *	976	11	897	21	bodem		weiland
B05	680	95	832	102	bodem		braak terreintje nabij rustige weg (mogelijk puin gestort)
B06 *	1227	67	1315	74	bodem		brede berm in bocht rustige weg
B07 *	290	122	469	126	bodem		weiland
B08	1130	176	1265	170	bodem		brede berm nabij T-kruising van rustige weg
B09 *	461	265	363	243	bodem		brede berm nabij drukke weg langs industrieterrein
B10	1050	236	1021	226	bodem		brede berm nabij T-kruising van drukke weg
B11 *	1068	281	917	276	bodem		brede berm nabij drukke weg en rotonde
B12	833	307	653	306	bodem		weilandje nabij machinefabriek
B13	579	322	403	327	bodem		grasveldje nabij bouwbedrijf
B14 *	312	347	195	19	bodem		grasveldje nabij kantoor Wavin
B15 *	228	191	356	165	bodem		grasveldje nabij kunststof recycling bedrijf
V01	149	39	229	91	veegstof	0,5	aanhangwagen op terrein keuken-montagebedrijf
V02 *	162	32	222	86	veegstof	0,5	afvalcontainer op terrein keuken-montagebedrijf
V03 *	188	2	157	64	veegstof	0,4	metalen in rand in wand loads
V04 *	337	25	335	57	veegstof	0,4	electriciteitskastje naast weiland
V05 *					slurry		opslagterrein filterstof
V06					grof stof met slurry		hoop bijeengeveegd stof van terrein
V07 *					slurry		gedeponeerd stof nabij hal smelterij

¹⁾ In deze kolom staan voor elke monsterlocatie de afstand en de richting van de locatie ten opzichte van de schoorsteen van het bedrijf.

²⁾ In deze kolom staan voor elke monsterlocatie de afstand en de richting van de locatie ten opzichte van de het opslagterrein van het filterstof.

³⁾ De met een * gemarkeerde monsters zijn geanalyseerd op dioxinen.



Figuur B3.1. Ligging van de monsternamelocaties, de schoorsteen ('SCHOOR') en het terrein waar het filterstof is opgeslagen ('OPSLAG').

Bijlage 4. Analyseresultaten per congeneer

Bodemmonsters

[illegible]

Overige monsters

Monstercode Loc-code Data file GC-HRMS		blanco blanco watten FM0993 pg/extract	veegmr. V02 2002M3594 FM0996 pg/m ²	veegmr. V03 2002M3595 FM0997 pg/m ²	veegmr. V04 2002M3596 FM0998 pg/m ²	slurry V05 2002M3597 FM1003 ng/kg d.s.	slurry V07 2002M3599 FM1007 ng/kg d.s.	filterstof M1-20 TAUW ng/kg d.s.	dakgoten Veltkamp TAUW ng/kg d.s.
congeneer	TEF WHO 1998								
dioxinen									
2,3,7,8-TCDD	1	n.d.	9,0	17,2	4,8	94	11	110	38
1,2,3,7,8-PeCDD	1	n.d.	< 10	77,9	< 10	447	45	1100	200
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	n.d.	51,7	88,7	< 30	750	58	1400	230
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	n.d.	41,8	140	< 30	1999	90	3600	430
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	n.d.	48,3	140	32,8	1360	91	3000	380
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	n.d.	430	1051	227	14554	672	31000	3100
OCDD	0,0001	24,68	801	1877	478	30852	747	44000	4400
furanen									
2,3,7,8-TCDF	0,1	n.d.	139	286	50,5	1283	135	3300	850
1,2,3,7,8-PeCDF	0,05	n.d.	93	222	41,2	1183	106	2300	550
2,3,4,7,8-PeCDF	0,5	n.d.	168	408	73,9	1832	145	3400	900
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1	n.d.	N.A	N.A	N.A	N.A	82	4300	850
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1	n.d.	N.A	N.A	N.A	N.A	68	3700	850
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1	n.d.	< 10	33	< 30	221	31	430	65
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1	n.d.	176	472	71,3	2216	129	5000	1000
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01	n.d.	N.A	N.A	263	N.A	82	14000	3500
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01	n.d.	100	202	36,1	1388	77	3100	370
OCDF	0,0001	n.d.	217	413	< 50	7709	185	10000	1600
TEQ lower		0,00	149	439	64,6	2462	210	5984	1251
TEQ upper			160	439	83,6	2462	210	n.v.t.	n.v.t.
TEQ upper (17 cong)			189	521	99,1	2920	n.v.t.	5984	1251
		pg/extract	pg/m ²	pg/m ²	pg/m ²	ng/kg d.s.	ng/kg d.s.	ng/kg d.s.	ng/kg d.s.

Verzendlijst

1. Mevr. H.J. Nap-Borger, gedeputeerde Provincie Overijssel
2. M.C.W. de Badts, Provincie Overijssel
- 3-20. Provincie Overijssel
21. H.A.P.M. Pont, directeur RIVM
22. G. de Mik, directeur sector MEV
23. J.J.G. Kliest
24. H.J. van de Wiel
25. P. van Zoonen
26. W.H. Könemann
27. M.N. Pieters
28. M. van Bruggen
29. A.J. Baars
30. M.J. Zeilmaker
- 31-36. Auteurs
- 37-46. SBC/Communicatie
47. Bibliotheek RIVM
48. Bureau Rapporten Registratie
- 49-59. Bureau Rapportenbeheer
60. Depot Nederlandse Publicaties en Nederlandse Bibliografie

Errata in RIVM rapport nummer 609023004 getiteld De verspreiding van dioxinen uitgestoten door Aluminium Hardenberg en de daarmee samenhangende risico's voor de gezondheid

Pagina 6, twintigste regel

1000 WHO-TEQ m⁻³ moet zijn: 1000 fg WHO-TEQ m⁻³

Pagina 15, Tabel 1, onderste rij

g I-TEQ h⁻¹ moet zijn: µ g I-TEQ h⁻¹

Pagina 16, eerste regel

35 g I-TEQ per ton moet zijn: 35 µg I-TEQ per ton

Pagina 16, tweede regel

1,7 g I-TEQ per ton moet zijn: 1,7 µg I-TEQ per ton

Pagina 16, negende regel

50 g I-TEQ per ton moet zijn: 50 µg I-TEQ per ton

Pagina 16, elfde regel

80 g I-TEQ per ton moet zijn: 80 µg I-TEQ per ton

Pagina 16, veertiende regel

40 g I-TEQ per ton moet zijn: 40 µg I-TEQ per ton

Pagina 16, vijftiende regel

80 g I-TEQ per ton moet zijn: 80 µg I-TEQ per ton

Pagina 17, Tabel 2, onderste rij

g I-TEQ h⁻¹ moet zijn: µ g I-TEQ h⁻¹

Pagina 36, tweede regel van paragraaf 5.4

1 g TEQ/kg d.s. moet zijn: 1 µg TEQ/kg d.s.