Risico's van bestrijdingsmiddelen voor jonge kinderen in de Bloembollenstreek

Cholinesteraseremmers en dithiocarbamaten

Centrum voor Milieukunde Leiden, april 1989

M.M.H.E. van den Berg
E. van der Voet
W.G.H. van der Naald
N. Dikstaal

CML Mededelingen 50

Tevens uitgebracht door de Wetenschapswinkel van de Rijksuniversiteit Leiden in de rapportenserie Bestrijdingsmiddelen in de Bloembollenteelt, deel 7.

CIP-GEGEVENS KONINKLIJKE BIBLIOTHEEK, DEN HAAG

Risico's

Risico's van bestrijdingsmiddelen voor jonge kinderen in de Bloembollenstreek : cholinesteraseremmers en dithiocarbamaten / M.M.H.E. van den Berg ... [et al.]. - Leiden : Centrum voor Milieukunde. - (CML-mededelingen ; 50)
Met lit. opg.
ISBN 90-5191-014-2
SISO 632.6 UDC [614.833:632.95]:3-053.2/.5(492.612)
Trefw.: bestrijdingsmiddelen en gezondheid ; kinderen ; Bloembollenstreek.

VOORWOORD

In mei 1987 heeft het Centrum voor Milieukunde van de Rijksuniversiteit Leiden (CML) opdracht gekregen van het Ministerie van VROM, de Voedingsbond FNV en de Milieugroep Bollenstreek bemiddeld door de Wetenschapswinkel van de Rijksuniversiteit Leiden, voor een onderzoek naar de gezondheidsrisico's voor jonge kinderen in de Bloembollenstreek. Dit onderzoek werd afgerond in november 1988. Aan het onderzoek hebben meegewerkt drs. M.M.H.E. van den Berg, drs. W.G.H. van der Naald, drs. E. van der Voet, allen van het CML. In het kader van haar studie heeft N. Dikstaal een bijdrage geleverd aan het tot stand komen van de bijlagen met betrekking tot de toxicologische informatie. Het rapport is opgesteld door drs. M.M.H.E. van den Berg. Het onderzoek werd vanuit het CML begeleid door ir. W.T. de Groot.
De begeleidingscommissie bestond uit dr. J.A. van Haasteren (Ministerie van VROM), drs. F. ter Beek (Wetenschapswinkel RUL), ir. A. Wijbenga (Provincie Zuid-Holland), drs. P. de Heus (Sociale-Psychologie van de RUL), drs. E. Brouwer (afd. Toxcologie AZL) en ir. P. Clausing (vakgroep Luchthygiëne en -verontreiniging LU Wageningen). Hierbij wil ik deze personen bedanken voor hun adviesen gedurende de voortgang van het onderzoek en hun commentaar op het rapport. Mijn speciale dank gaat uit naar P. de Heus voor zijn hulp bij het opstellen van de vragenlijsten. De Milieugroep Bollenstreek, m.n. H. Muilerman, bedank ik voor het aandragen van informatie over mogelijke risicofactoren in relatie tot het gebruik van bestrijdingsmiddelen in de Bloembollenstreek. Via de Milieugroep Bollenstreek kon in het onderzoek direct ingespeeld worden op de verontrusting onder de bewoners van de Bloembollenstreek.

Ook wil ik bedanken A. Booman (LEPS, RUL) en dr. U. Tjaden (Centrum voor Biofarmaceutische Wetenschappen, RUL) voor het beschikbaar stellen van laboratoriumruimte en apparatuur, de analisten A. Zonderop en A. Verboom voor het opwerken van de monsters, R. van Loenen en F. van Leeuwen van het laboratorium voor Toxicologie van het RIVM voor uitvoering en adviesen m.b.t. de cholinesteraseremming-bepaling.

Magdalena van den Berg
Leiden, april 1989

INHOUDSOPGAVE

VOORWOORD

SAMENVATTING

HOOFDSTUK 1. INLEIDING 1
1.1 Achtergrond en doelstelling 1
1.2 Basisstructuur risico-analyse 2
1.3 Opzet van het onderzoek en van het rapport 3

HOOFDSTUK 2. NADERE IDENTIFICATIE VAN POTENTIELE RISICO-FACTOREN 5

2.1 Activiteiten op bollenbedrijven in relatie tot het gebruik van bestrijdingsmiddelen in het algemeen 5

2.2 Cholinesteraseremmers en dithiocarbamaten 7
2.2.1 Motivatie parameterkeuze 7
2.2.2 Bestrijdingsmiddelen met cholinesterase-remmende werking 9
2.2.3 Dithiocarbamaten 11

2.3 Relevante blootstellingsroutes 13
2.3.1 Ingestie van grond en stof 13
2.3.2 Inademing van damp en spuitnevels 14
2.3.3 Inademing van stofdeeltjes 15
2.3.4 Inademing van rook tijdens verbranding van stro en plantenloof 16
2.3.5 Drinkwater 17
2.3.6 Groenten uit eigen groentetuin 19

2.4 Ongelukken 21

HOOFDSTUK 3. MILIEU-ANALYSE : CONCENTRATIEMETINGEN 22

3.1 Opzet monsterprogramma en methoden van monstername 22

3.2 Resultaten 25
3.2.1 Cholinesteraseremming 25
3.2.2 Dithiocarbamaten 27

HOOFDSTUK 4. TIJDSBESTEDING: VERBLIJFTIJDEN VAN JONGE KINDEREN VOOR SPECIFIEKE LOKATIES OP BOLLENBEDRIJVEN 31

4.1 Opzet en methode 31

4.2 Resultaten 32

HOOFDSTUK 5. BEREKENING EN BEOORDELING VAN DE BLOOTSTELLING VAN JONGE KINDEREN AAN CHOLINESTERASEREMMERS EN DITHIOCARBAMATEN 34

5.1 Inleiding 34
5.1.1 Innamehoeveelheden voor contactmedia 34
5.1.2 Tijdgewogen gemiddelden 35
5.1.3 Beoordeling van de blootstelling 37

5.2 Berekening en beoordeling van de blootstelling aan cholinesteraseremmers 39
5.2.1 Ingestie van grond en stof 39
5.2.2 Groenten uit eigen tuin 43
5.2.3 Drinkwater (opgepompt drinkwater) 44
5.2.4 Inademing van spuitnevels en damp
5.2.5 Inademing van stofdeeltjes in de lucht tijdens stofstormen 47
5.2.6 Voedsel (achtergrond) 48

5.3 Berekening en beoordeling van de blootstelling aan dithiocarbamaten 50
5.3.1 Ingestie van grond en stof 50
5.3.2 Groenten uit eigen tuin 51
5.3.3 Drinkwater (opgepompt grondwater) 52
5.3.4 Inademing van spuitnevels en damp 53
5.3.5 Inademing van stofdeeltjes in de lucht tijdens stofstormen 53
5.3.6 Inademing van plantenrook 53
5.3.7 Voedsel (achtergrond) 55

5.4 Totale blootstelling 55

HOOFDSTUK 6. DISCUSSIE 64

6.1 Het gebruik van somparameters en ADI-waarden 64
6.1.1 Onzekerheden als gevolg van het gebruik van de somparameter cholinesteraseremming 64
6.1.2 Onzekerheden als gevolg van het gebruik van de somparameter voor dithiocarbamaten (CS_2-methode) 65
6.1.3 Onzekerheden in de ADI-waarden 66

6.2 Het begrip gezondheidsrisico 67

6.3 Tijdsduur van overschrijding 68

6.4 Representativiteit van de onderzochte bedrijfssituaties 70

HOOFDSTUK 7. CONCLUSIES 72

HOOFDSTUK 8. AANBEVELINGEN VOOR VERVOLGONDERZOEK EN MAATREGELEN 78

LITERATUURLIJST 80

BIJLAGEN
Bijlage 1. Tabellen 1 t/m 5: Verblijftijden

Bijlage 2. Tabellen 1 t/m 3 (a, b, en c): Resultaten blootstellingsberekeningen voor cholinesteraseremmers

Bijlage 3. Tabellen 1 t/m 3 (a en b): Resultaten blootstellingsberekeningen voor dithiocarbamaten

Bijlage 4. Fysisch-chemische eigenschappen van voor het onderzoek relevante bestrijdingsmiddelen

Bijlage 5. Methode voor bepaling van cholinesteraseremming in grond, stof, groente en water

Bijlage 6. Methode voor bepaling van dithiocarbamaten in grond, stof, groente en water

Bijlage 7. De onderbouwing van ADI-waarden in het algemeen met het oog op het gebruik van als toetsingscriteria in risico-analyse

Bijlage 8. Jonge kinderen als risicogroep; het gevoeligheids-aspect

Bijlage 9. Onderbouwing van de ADI-waarden van de cholinesteraseremmers en dithiocarbamaten die gebruikt worden in de Bloembollenstreek

Bijlage 10. Enquête

SAMENVATTING

1. Inleiding

In dit rapport wordt verslag gedaan van een onderzoek naar de gezondheidsrisico's voor jonge kinderen in de Bloembollenstreek in verband met het gebruik van bestrijdingsmiddelen.

Het onderzoek is het vervolg van eerder CML-onderzoek in het kader van de bestrijdingsmiddelenproblematiek in de Bloembollenstreek. Uit dat onderzoek, uitgevoerd door Liem en De Groot (1984), kwam naar voren dat er hoogstwaarschijnlijk geen risico is voor volwassenen in het algemeen. Er zouden echter wel risico's kunnen bestaan voor met name jonge kinderen in een agrarische leefsituatie, als meer kwetsbare bevolkingsgroep gezien hun intensief contact met grond (hand/mond-gedrag) en hun mogelijk hogere gevoeligheid voor toxische stoffen.

Centraal in dit onderzoek staat de bepaling van de blootstelling aan twee belangrijke groepen van bestrijdingsmiddelen, nl. bestrijdingsmiddelen met cholinesteraseremmende werking en dithiocarbamaten.
Cholinesteraseremmers behoren tot de organofosfaten en carbamaten en worden vooral toegepast als insecticide. In de bollenteelt worden ze o.a. gebruikt bij de luizenbestrijding in het voorjaar (pirimicarb). Veel bollenbedrijven telen naast bollen ook nog wat bloemen; vooral de kasteelt is in opmars. Bij de bloementeelt worden verschillende cholinesteraseremmers frequent toegepast (o.a. parathion, malathion, pyrazofos en aldicarb). Bij blootstelling aan cholinesteraseremmers kunnen neurologische effecten optreden als gevolg van remming van het enzym acetylcholinesterase dat zorgt voor de impulsoverdracht in zenuwvezels. Dit uit zich in o.a. vermoeidheid, hoofdpijn en spierzwakte.
Dithiocarbamaten zijn fungiciden die in grote hoeveelheden in de bollenteelt toegepast worden. Het gaat daarbij vooral om de middelen zineb en maneb (ehtyleenbisdithiocarbamaten) die gebruikt worden voor gewasbescherming in het voorjaar, maar ook bij de ontsmetting van bollen en knollen in het najaar. Een andere belangrijke (methyl)dithiocarbamaat is metam-natrium dat gebruikt wordt voor grondontsmetting. Bekend is dat langdurige blootstelling van proefdieren aan dithiocarbamaten kan leiden

tot mutagene, teratogene en carcinogene effecten. Hierbij spelen metabolieten een belangrijke rol, zoals de metaboliet van zineb en maneb, ethyleendithioureum (ETU).

2. Basisstructuur risico-analyse en opzet van het onderzoek

Centraal in de risico-analyse staat de berekening van de blootstelling. Per afzonderlijke stof en per innameroute wordt de blootstelling berekend uit de concentratie van de betreffende stof in het contactmedium (bodem, water, lucht of voedsel) vermenigvuldigd met de innamehoeveelheid van het contactmedium.

In formulevorm:

inname stof X via contactmedium A (mg X/dag)	=	concentratie stof X in contactmedium A (mg X/kg A)	X	inname van contactmedium A (kg A/dag)

In dit rapport wordt bij de blootstellingsberekening zoveel mogelijk uitgegaan van reëel voorkomende (waargenomen) situaties. Er wordt rekening gehouden met achtergrondblootstelling, spreiding in concentraties in ruimte en tijd en spreiding in innamehoeveelheden.
Om tot een zo volledig mogelijk beeld van de bootstelling van jonge kinderen op bollenbedrijven te komen is in dit onderzoek gekeken naar de volgende blootstellingsroutes:

1. ingestie van grond en stof (jonge kinderen kunnen via het in de mond steken van vingers en handjes grond en stof binnenkrijgen)
2. eten van groenten uit eigen tuin, grenzend aan bollenvelden
3. drinken van (grond)water dat via een eigen grondwaterpomp opgepompt wordt
4. inademing van nevel en damp tijdens en vlak na bespuitingen op het veld
5. inademing van stofdeeltjes in de lucht afkomstig van braakliggende bollengrond tijdens stofstormen
6. inademing van rook tijdens het verbranden van (tulpen)loof
7. achtergrondblootstelling via het normale voedselpakket

Deze potentiële risicofactoren zijn gedeeltelijk voorgedragen voor onderzoek door de milieugroep Bollenstreek en verontruste bewoners in de bollenstreek zelf. Vanwege het uit andere onderzoeken gebleken belang van de route via

ingestie van grond en stof heeft deze in het onderzoek de meeste aandacht gekregen.
In hoofdstuk 2 wordt ingegaan op de motivaties voor de keuze van de gemeten parameters en is een globale inschatting gemaakt van het relatieve belang van de verschillende blootstellingsroutes.

Het onderzoek is uitgevoerd bij 9 gezinnen met een bollenbedrijf en 2 gezinnen zonder bedrijf. In totaal zijn 20 kinderen in de leeftijd van 1 tot 6 jaar betrokken bij het onderzoek.

Monstername

Voor bepaling van de blootstelling is in dit onderzoek uitgegaan van concentratiemetingen in de belangrijkste blootstellingsmedia. Verspreid over een heel jaar zijn monsters genomen van het bovenste laagje van grond van bollenvelden en bloementeeltpercelen, van stof in bollenschuren en op het erf, en er zijn monsters genomen van huisstof uit stofzuigerzakken (route 1).
Er zijn enkele monsters genomen van wortelen en sla uit groentetuinen (route 2). Daarnaast is incidenteel het drinkwater bemonsterd bij een woonhuis waar men nog niet aangesloten bleek te zijn op het waterleidingnet en waar men gebruik maakt van een eigen grondwaterpomp (route 3) en zijn enkele monsters genomen van tulpenloof dat gereed lag om verbrand te worden (route 6).
Vanwege praktische moeilijkheden en hoge kosten die luchtmetingen met zich meebrengen zijn de concentraties in de lucht bij bespuitingen en bij verbranden van plantenloof benaderd met behulp van een verspreidingsmodel (resp. route 4 en 6). Voor het schatten van de achtergrondbelasting via het normale voedselpakket is gebruik gemaakt van literatuurgegevens (route 7).

Meetmethoden

De twee beschouwde groepen van bestrijdingsmiddelen zijn gemeten als somparameters; de afzonderlijke stoffen zijn dus niet gemeten. Bepaald is de cholinesteraseremmende werking van de monsters (met behulp van paardeserum) dat teruggerekend wordt naar een concentratie parathion met overeenkomstige werking (uitgedrukt in mg parathion toxiciteit-equivalenten/kg). De dithiocarbamaten zijn bepaald als CS_2 dat afsplitst wordt na toevoeging van zuur (de "headspace"-methode). Het CS_2 wordt teruggerekend naar concentratie maneb-equivalenten.

Verblijftijden en inname-hoeveelheden

Om een zo reëel mogelijke inschatting te kunnen maken van de blootstelling via ingestie van grond en stof zijn gegevens nodig over verblijftijden van jonge kinderen voor de verschillende bemonsterde lokaties op bollenbedrijven (erf, veld, schuur en huis). Deze gegevens zijn verzameld aan de hand van interviews en het bijhouden van dagboekjes door de ouders.

Gegevens over innamehoeveelheden van grond/stof, groenten, drinkwater en lucht zijn gebaseerd op eerdere schattingen en/of empirisch onderzoek zoals beschreven in de literatuur.

Blootstellingsberekeningen

De drie typen van gegevens zijn vervolgens op verschillende manieren gecombineerd in de berekening van de blootstelling. Deze is voor elke blootstellingsroute apart berekend.

Bij berekening van de blootstelling via ingestie van grond en stof (route 1) is uitgegaan van concrete (reële) bedrijfssituaties en tijdsbesteding van individuele kinderen in die situaties. Daarnaast is gerekend met een gemiddelde tijdsbesteding per leeftijdsklasse gecombineerd met een gemiddelde bedrijfssituatie (gemiddelde concentratie voor elke lokatie) en met een "worst-case" bedrijfssituatie (combinatie van alle maximale concentraties voor lokaties). Hierbij is steeds per bedrijfssituatie met behulp van de tijdsbesteding een tijdgewogen gemiddelde concentratie berekend. Deze waarde is vervolgens gecombineerd met drie verschillende ingestie-waarden voor grond/stof, nl. een gemiddelde waarde van 0,2 g/dag, een maximale waarde van 1 g/dag en een extreme waarde (bij pica) van 10 g/dag.[1]

Voor de overige blootstellingsroutes is met behulp van inname-gegevens uit de literatuur, zowel een berekening van een situatie met gemiddelde inname en gemiddelde concentratie in het medium, als een "worst-case"-berekening (maximale inname en concentratie).

Bij de bepalen van de totale blootstelling is naast de mogelijk structureel optredende blootstelling via ingestie van grond en stof rekening gehouden met achtergrondblootstelling via het normale voedselpakket en verschillende bijkomende, bijzondere omstandigheden, zoals het eten van groenten uit eigen tuin of het drinken van water uit een eigen grondwaterput.

---

[1] Pica is een extreme vorm van hand-mond-gedrag dat als ziekelijk beschouwd wordt en zeer zelden voorkomt.

Beoordeling van de blootstelling

De op bovenstaande manier berekende blootstelling is uitgedrukt als percentage van (bijdrage aan) de door de FAO/WHO vastgestelde aanvaardbare dagelijkse inname, de "Acceptable Daily Intake" ofwel ADI. Een percentage van meer dan 100% betekent een overschrijding van de ADI. In dit rapport wordt ervan uitgegaan dat in principe bij overschrijding van de ADI er een kans is op gezondheidseffecten (gezondheidsrisico). Als het gaat om zeer incidentele overschrijding (tot hooguit enkele dagen per jaar) wordt de kans op gezondheidseffecten verwaarloosbaar klein verondersteld, omdat de ADI gebaseerd is op levenslange, chronische blootstelling.

3. Resultaten en conclusies

In de Tabellen 5.9 en 5.10 in paragraaf 5.4 is een overzicht gegeven van de resultaten van de blootstellingsberekeningen (totale blootstelling).

Blootstelling via ingestie van grond en stof (route 1)

Uit de inname-berekeningen komt het volgende naar voren. Op één bedrijf blijken in de periode september de schuren en het erf zodanig verontreinigd met dithiocarbamaten, dat er sprake is van een overschrijding van de ADI voor de kinderen op dat bedrijf. Daarbij is wel uitgegaan van een grond- en stofingestie van meer dan gemiddeld, nl. 1 g/d. In de andere meetperioden zijn ook bij andere bedrijven hoge concentraties op erven en in schuren gemeten. Hoewel hierbij de ADI niet overschreden werd is de marge klein (± 70% van de ADI opgevuld). De gemeten verontreiniging van schuren en erven met dithiocarbamaten is hoofdzakelijk het gevolg van het onzorgvuldig omgaan met deze middelen. Vooral tijdens het werken met de poedervormige middelen zineb en maneb bij de bol/knol-ontsmetting en het bereiden van de spuitvloeistoffen is de kans dat er bestrijdingsmiddelen op de grond terecht komen groot. Voor de Bloembollenstreek zou het dus kunnen gaan om enkele specifieke gevallen van risicovolle bedrijfssituaties en risico-dragende kinderen. In algemene zin (gemiddeld genomen) is er geen sprake van een gezondheidsrisico.

De kans dat een dergelijke risicovolle situatie voorkomt als het gaat om blootstelling aan de groep van cholinesteraseremmers is verwaarloosbaar klein (mogelijk alleen in extreme situaties bij extreme ingestie als gevolg van pica).

Zowel dithiocarbamaten als cholinesteraseremmers accumuleren niet in de bodem van bollenvelden en bloementeeltpercelen in de Bloembollenstreek. Alleen in de periode dat de middelen frequent toegepast worden is er sprake van (kortdurende) verhoging van de concentraties ten opzichte van niet-behandelde grond.

Blootstelling via het eten van groenten uit eigen tuin

Opgemerkt moet worden dat onderstaande uitspraken gebaseerd zijn op een zeer beperkt aantal metingen met een grote onnauwkeurigheid. De resultaten hebben vooral een signalerende waarde.

Uit de resultaten blijkt dat het gebruik van dithiocarbamaten ook via het eten van groenten uit eigen tuin aanleiding kan zijn tot gezondheidsrisico's. Dit zou vooral zo zijn als groentetuinen grenzen aan de bollenvelden, waardoor bij bespuitingen middelen in of op groenten terecht kunnen komen. Uit de enquête komt bovendien naar voren dat veel mensen met een bollenbedrijf bestrijdingsmiddelen in de eigen groentetuin gebruiken.

Voor cholinesteraseremmers is de blootstelling via deze route minimaal.

Blootstelling via drinkwater (opgepompt grondwater)

In het kader van dit onderzoek is twee keer een drinkwatermonster uit eigen grondwaterput genomen. De gehalten aan dithiocarbamaten lagen beneden de detectiegrens. De gemeten gehalten aan cholinesteraseremmers lagen boven de drinkwaternorm, maar geeft geen aanleiding voor gezondheidsrisico's (de ADI wordt niet overschreden). De voor dit onderzoek noodzakelijk te gebruiken detectiegrens ligt relatief hoog. In hoeverre de gesignaleerde overschrijding van de drinkwaternorm voor cholinesteraseremmers een gevolg is van de hierdoor geintroduceerde onnauwkeurigheid is niet bekend.

Uit onderzoek uitgevoerd door het RIVM blijkt overigens wel dat ETU in hoge gehalten in drinkwater uit eigen grondwaterput kan voorkomen. Uitgaande van de maximale waarde wordt de aanvaardbare dagelijkse inname niet overschreden, maar dit kan wel het geval zijn als meerdere routes in beschouwing worden genomen.

Blootstelling via inademing van spuitnevels en damp

De bijdrage aan de totale blootstelling aan dithiocarbamaten via contact met spuitnevels en damp is verwaarloosbaar klein.

Van de (modelmatig) onderzochte cholinesteraseremmers blijkt alleen contact met spuitnevels en damp van parathion mogelijk te kunnen leiden tot overschrijding van de ADI. Zolang het contact met spuitnevels beperkt blijft tot hooguit

enkele keren per jaar zal de kans op gezondheidseffecten in het algemeen klein zijn. De blootstelling mag dan niet boven het niveau uitkomen, waarbij acute effecten kunnen optreden (dit niveau ligt over het algemeen veel hoger dan de ADI).

Blootstelling via inademing van stofdeeltjes tijdens stofstormen
Blootstelling via deze route is voor beide groepen van stoffen verwaarloosbaar klein. Als basis voor deze inschatting is gebruik gemaakt van de gemeten concentraties in het bovenste laagje van de bodem van braakliggend, stuifgevoelig bollenland en geschatte stof-concentraties in de lucht tijdens storm.

Blootstelling via inademing van plantenrook
De inname van dithiocarbamaten via inademing van plantenrook, berekend op grond van met een verspreidingsmodel geschatte luchtconcentraties, is relatief groot. Hoewel er op basis van de berekeningen geen sprake is van overschrijding van de ADI kan dit vanwege de grote onzekerheden in de berekeningen in de praktijk niet uitgesloten worden.

Achtergrondblootstelling via het voedsel
Een belangrijke bijdrage aan de totale blootstelling aan cholinesteraseremmers (tot 50% van de ADI) anders dan via ingestie van grond en stof vormt de achtergrondbelasting via het normale voedselpakket (omrekening van innamen op basis van residu-analyses in "total-diets" voor 18-jarige jongens naar jonge kinderen). Dit betekent dat extra blootstelling al snel tot overschrijding van de ADI kan leiden. In het onderzoek is hiermee rekening gehouden door de totale blootstelling in beschouwing te nemen. Voor dithiocarbamaten is de achtergrondblootstelling waarschijnlijk nul.

De specifieke conclusies zijn meer puntsgewijs weergegeven in paragraaf 6.5.

Conclusies met betrekking tot de totale blootstelling
Uit het onderzoek komt naar voren dat de extra blootstelling van jonge kinderen op bollenbedrijven aan cholinesteraseremmers in het algemeen klein is. De achtergrondbelasting via voedsel (normale voedselpakket) blijkt echter hoog te kunnen zijn. Dit houdt in dat de marge tussen de geschatte (totale) blootstelling en de aanvaardbare blootstelling relatief klein is. Het lijkt dus zinvol om toekomstige ontwikkelingen, vooral met betrekking tot nieuwe (of nog onbekende) bronnen van blootstelling aan cholinesteraseremmers en nieuwe toxicolo-

gische kennis, nauwlettend te volgen. Zo is bij de vaststelling van de ADI voor cholinesteraseremmers een veiligheidsmarge van een factor 10 aangehouden. Het is niet bekend of kinderen gevoeliger zijn.

Voor dithiocarbamaten blijkt dat, rekening houdend met de onzekerheden in de gehanteerde risico-analyse methode, er in specifieke gevallen sprake is van een gezondheidsrisico voor jonge kinderen. Daarbij gaat het om die gevallen waar sprake is van verontreiniging van schuren en erven op bollenbedrijven door het onzorgvuldig omgaan met deze middelen en voor die kinderen die (meer dan gemiddeld) intensief in contact komen met stof en grond. De beperkte metingen in groenten uit eigen tuin moeten voorzichtig geinterpreteerd worden vanwege grote onnauwkeurigheden. De hoge waarden kunnen gezien worden als een signaal dat nader onderzoek nodig is.

4. Aanbevelingen voor vervolgonderzoek en maatregelen

Vervolgonderzoek

Nader onderzoek is vooral gewenst met betrekking tot

- de verontreiniging met bestrijdingsmiddelen van groentetuinen die grenzen aan bollenvelden
- de verontreiniging met bestrijdingsmiddelen van het grondwater met het oog op het gebruik van drinkwater uit eigen grondwaterputten en mogelijke permeatie door waterleidingbuizen
- blootstelling aan ETU (ethyleenthioureum; afbraakprodukt van dithiocarbamaten)
- blootstelling van jonge kinderen aan bestrijdingsmiddelen via het normale voedselpakket (op basis van "total-diets" en residu-onderzoek)
- ADI-waarden en hun achtergrond ten behoeve van gebruik als toetsingswaarden in risico-analyses.

Maatregelen

Wat betreft de verontreiniging van schuren en erven bieden de onderzoeksresultaten voldoende aanleiding om nu reeds te komen tot blootstellings-reducerende maatregelen, zoals het schoonmaken van schuren en erven na het bereiden van de spuitvloeistoffen of na het ontsmetten van bollen en knollen maar bijvoorbeeld ook het weghouden van kinderen uit de schuren en zorgen voor een goede hygiëne

(handjes wassen). Vooral voorlichting zal hierbij een belangrijke rol moeten spelen.

Medisch onderzoek en klachten

Omdat het slechts gaat om enkele risicovolle bedrijfssituaties en risicodragende individuen, lijkt een medisch onderzoek onder jonge kinderen op bollenbedrijven niet nodig. Bovendien is het zeer moeilijk om eventuele klachten te kunnen relateren aan blootstelling aan bestrijdingsmiddelen. Hiervoor is een zeer omvangrijk epidemiologisch onderzoek nodig.

Mensen met klachten kunnen zich richten tot de Basisgezondheidsdienst in de Bloembollenstreek of de eigen huisarts. Sinds kort bestaat er een speciaal "bestrijdingsmiddelen spreekuur" in het Academisch Ziekenhuis Leiden. Dit spreekuur is bestemd voor mensen die werken in de land- en tuinbouw maar ook voor mensen die ongunstig wonen en voor kinderen.

1. INLEIDING

1.1 Achtergrond en doelstelling

In 1982 is door de Wetenschapswinkel van de Rijksuniversiteit Leiden (R.U.L.), op verzoek van werknemers van bloembollenbedrijven, een onderzoek geëntameerd naar de gezondheidsrisico's als gevolg van het gebruik van bestrijdingsmiddelen. Dit verzoek heeft geleid tot twee typen onderzoek, nl. een transversaal epidemiologisch onderzoek naar risico's voor de gezondheid van direct contact met bestrijdingsmiddelen in de arbeidssituatie en een milieuhygiënisch onderzoek naar de risico's voor de bevolking in het algemeen. Het epidemiologisch onderzoek wordt momenteel uitgevoerd door het Academisch Ziekenhuis Leiden, TNO, het Coronel Laboratorium Amsterdam en de VU. Het Centrum voor Milieukunde van de R.U.L. is in 1983 gestart met het milieuhygiënisch onderdeel, dat betrekking had op een eerste, globale inschatting van bevolkingsrisico's als gevolg van indirect contact met bestrijdingsmiddelen via de milieucompartimenten bodem, water, lucht en voedsel (Liem en De Groot, 1984). Dit onderzoek werd gefinancierd door VROM (DGM) en de Wetenschapswinkel van de R.U.L.

Uit het onderzoek van Liem en De Groot (1984) kwam naar voren dat er hoogstwaarschijnlijk geen risico is voor volwassenen in het algemeen. Er zouden echter wel risico's kunnen bestaan voor met name jonge kinderen in een agrarische leefsituatie, als meer kwetsbare bevolkingsgroep gezien hun zeer intensief contact met grond (hand/mondgedrag) en hun mogelijk hogere gevoeligheid voor toxische stoffen. Deze conclusie vormde de aanleiding tot een vervolgonderzoek naar de gezondheidsrisico's voor jonge kinderen in relatie tot het gebruik van bestrijdingsmiddelen in de Bloembollenstreek.

Doelstelling van het onderzoek, waarvan in het onderhavige rapport verslag gedaan wordt, is te komen tot een (kwantitatief) totaalbeeld van het risico voor jonge kinderen in een agrarische leefsituatie in de Bloembollenstreek, als gevolg van het gebruik van twee belangrijke groepen van bestrijdingsmiddelen nl. bestrijdingsmiddelen met cholinesteraseremmende werking en dithiocarbamaten. In het onderzoek staat

centraal een grotendeels empirisch gefundeerde analyse van de blootstelling aan genoemde groepen van bestrijdingsmiddelen, beiden gemeten als somparameter. Vanwege het oriënterend en signalerend karakter van het onderzoek is de nadruk gelegd op specifiek voor jonge kinderen relevante risicofactoren met betrekking tot te meten stoffen, blootstellingsroutes, lokaties e.d. Uit het vorige onderzoek bleek dat de risico's voor met name jonge kinderen via contact met bodem nadere aandacht verdienen. In dit onderzoek zijn ten behoeve van een totaalbeeld tevens andere blootstellingsroutes in beschouwing genomen, zoals o.a. blootstelling via het eten van groenten uit eigen tuin en via de lucht bij contact met spuitnevels en damp. Dit laatste risico is alleen theoretisch benaderd met behulp van modelberekeningen.

Op grond van de resultaten van de blootstellingsanalyse wordt een uitspraak gedaan over eventuele gezondheidsrisico's. Tevens worden uitspraken gedaan over de relevantie van nader onderzoek en over maatregelen om eventuele gezondheidsrisico's te reduceren.

Niet gestreefd is naar een statistisch representatief beeld voor de Bloembollenstreek in het algemeen. Wel is aan de hand van een enquête onder een groot aantal bedrijven getracht een indruk te krijgen van de mate van representativiteit van de onderzochte bollenbedrijven.

Hoewel de nadruk ligt op de risico's voor kinderen van ouders met een bollenbedrijf als de meest risicovolle situatie, is ook enige aandacht besteed aan situaties waarin kinderen die niet wonen op een bollenbedrijf, risico's kunnen ondervinden van het gebruik van bestrijdingsmiddelen op nabijgelegen bedrijven en bollenvelden.

1.2 Basisstructuur risico-analyse

Centraal in de risico-analyse staat de berekening van de blootstelling. Per afzonderlijke stof en per innameroute wordt de blootstelling berekend uit de concentratie van de betreffende stof in het contactmedium (bodem, water, lucht of voedsel) vermenigvuldigd met de innamehoeveelheid van het contactmedium.

In formulevorm:

inname stof X via contactmedium A (mg X/dag)	=	concentratie stof X in contactmedium A (mg X/kg A)	X	inname van contactmedium A (kg A/dag)

In dit rapport wordt bij de blootstellingsberekening zoveel mogelijk uitgegaan van reëel voorkomende (waargenomen) situaties. Er wordt rekening gehouden met achtergrondblootstelling, spreiding in concentraties in ruimte en tijd en spreiding in innamehoeveelheden.
Om een schatting te kunnen maken van de blootstelling via contact met bodem en stof zijn naast gegevens over concentraties en innamehoeveelheden ook gegevens nodig over de tijd dat het kind met het medium contact heeft. Ten behoeve van een realistische schatting is rekening gehouden met het specifieke situatie-afhankelijke gedrag van kinderen in een agrarische situatie en de variatie hierin. Omdat contacttijden met grond en stof moeilijk direct te meten zijn is in dit onderzoek gekeken naar naar verblijftijden van jonge kinderen voor verschillende lokaties op bollenbedrijven waar kinderen in contact kunnen komen met bestrijdingsmiddelen.

Een eerste indicatie van mogelijke gezondheidsrisico's wordt verkregen door toetsing van de berekende blootstelling aan toxicologisch onderbouwde drempelwaarden voor de aanvaardbare dagelijkse dosis van de stof, de zgn. 'Acceptable Daily Intake' (ADI).

1.3 Opzet van het onderzoek en van het rapport

De opzet van het onderzoek sluit aan bij de verschillende stappen in de risico-analyse, nl.

1. bepaling van relevante blootstellingsroutes
2. concentratie-metingen
3. meting van de verblijftijden (tijdsbesteding)
4. integratie van de meetgevens ten behoeve van berekening van de blootstelling en beoordeling met behulp van ADI-waarden

Voor een zo efficiënt mogelijke opzet van het meetprogramma is het van groot belang dat inzicht verkregen wordt in de relevantie van verschillende routes, activiteiten m.b.t. de beschouwde stoffen, lokaties, situaties etc. Deze

Voor een zo efficiënt mogelijke opzet van het meetprogramma is het van groot belang dat inzicht verkregen wordt in de relevantie van verschillende routes, activiteiten m.b.t. de beschouwde stoffen, lokaties, situaties etc. Deze snelle, globale vooraf-inschatting van relevante potentiële risicofactoren staat centraal in hoofdstuk 2. Hiervoor diende het onderzoek van Liem en De Groot (1984) als uitgangspunt, aangevuld met literatuurgegevens en gegevens uit de in dit onderzoek gehouden enquête onder een groot aantal bollenbedrijven in de Bloembollenstreek. Dit hoofdstuk geeft de nadere motivatie ten aanzien van parameterkeuze, opzet meetprogramma etc.
Hoofdstuk 3 handelt over het milieu-analytisch deel van het onderzoek; de concentratiemetingen. In hoofdstuk 4 worden opzet en resultaten van de analyse van de tijdsbesteding besproken. De integratie van de verschillende typen gegevens vindt plaats in hoofdstuk 5, waar per innameroute de blootstelling wordt berekend en getoetst aan ADI-waarden ten behoeve van een eerste risico-indicatie. In hoofdstuk 6 vindt een nadere bespreking plaats van de resultaten van hoofdstuk 5; aan de hand van discussie betreffende de methode van risico-analyse, het gebruik van somparameters, de gebruikte aannames en een evaluatie van de gehanteerde ADI-waarden wordt een uitspraak over eventuele gezondheidsrisico's in een genuanceerd daglicht gesteld. In hoofdstuk 7 worden de algemene conclusies geformuleerd en in hoofdstuk 8 worden aanbevelingen gedaan voor vervolgonderzoek en voor maatregelen om eventuele gezondheidsrisico's te reduceren. Hierbij is hoofdzakelijk gekeken naar specifieke maatregelen binnen een bollenbedrijf.

2. NADERE IDENTIFICATIE VAN POTENTIELE RISICOFACTOREN

In dit hoofdstuk vindt een snelle, globale voorafinschatting plaats van potentiële risico-factoren, zoals belangrijke blootstellingsroutes, stoffen, activiteiten, lokaties e.d. Dit geeft sturing aan de opzet van een zo efficiënt mogelijk meetprogramma. In paragraaf 2.1 wordt een overzicht gegeven van de activiteiten op bollenbedrijven waarbij bestrijdingsmiddelen gebruikt worden. In paragraaf 2.2 wordt de keuze van de te meten parameters nader gemotiveerd en in paragraaf 2.3 vindt een eerste inschatting plaats van het relatieve belang van verschillende blootstellingswegen.

2.1 Activiteiten op bollenbedrijven in relatie tot het gebruik van bestrijdingsmiddelen in het algemeen

In de Bloembollenstreek in de provincie Zuid-Holland, gelegen tussen Haarlem en Leiden, is de teelt van bloembollen (en knollen) al van oudsher een belangrijk middel van bestaan. Het totale areaal aan bollen- en knollenteelt is 2455 ha (CBS-Landbouwtelling 1986), waarvan 2252 ha in de gemeenten Noordwijk, Noordwijkerhout, Voorhout, Hillegom en Lisse.
Hoewel de teelt van bollen en knollen nog steeds de hoofdactiviteit is, heeft de laatste jaren een verschuiving plaatsgevonden in de richting van teelt van bolbloemen (broeierij van tulpen en narcissen in de winter) en snijbloemen. De broeierij vindt alleen onder glas plaats. Snijbloemen, zoals trosanjer, gips, lupine, floxen, diverse droogbloemen, worden zowel buiten als onder glas geteeld, meestal in de periode dat de activiteiten in de bollenteelt verminderd zijn. De grotere gemengde bedrijven telen vaak (bijna) het hele jaar door snijbloemen onder glas.

De bolgewassen kunnen verdeeld worden in twee categorieën nl. de voorjaarsgewassen tulp, narcis, hyacinth, iris en crocus en de zomergewassen gladiool, lelie en dahlia. De voorjaarsgewassen worden geplant in het najaar (september, oktober) en gerooid in juni of juli. De zomergewassen worden geplant in het voorjaar (mei, juni) en gerooid in het late najaar (oktober, november).

In Tabel 2.1 staat een overzicht van de verdeling van de arealen over de verschillende teelten. Uit de enquête blijkt dat 61% van de (geënquêteerde) bedrijven naast bollen ook snijbloemen telen. Hierbij dient opgemerkt te

worden, dat de respons op de schriftelijke enquête zeer laag was (24%). Dit houdt in, dat de enquête-resultaten geen representatief beeld geven voor de Bollenstreek[1].

Tabel 2.1: Verdeling van de arealen over de verschillende bloembollen-, knollen- en snijbloementeelten. (Bron: CBS-telling 1986 en Consulentschap voor de tuinbouw Midden-Holland.)

teelt	ha
Tulp	935
Narcis	625
Hyacinth	581
Gladiool	43
Lelie	14
Iris	3
bijgoed (alleen bol-, knolgewassen)	254
totaal bollen- en knollenteelt	2455
buitenbloemen	490
snijbloemen onder glas	160
totaal snijbloementeelt	650

Tijdens de verschillende teelthandelingen door het jaar heen worden verschillende typen bestrijdingsmiddelen gebruikt. De bestrijdingsmiddelen kunnen ingedeeld worden in vijf categorieën, nl. gewasbeschermers, bewaringsmiddelen, bol- en knolontsmettingsmiddelen, grondontsmetters en onkruidbestrijdingsmiddelen. Tijdens de groei en bloei op het veld vindt gewasbescherming plaats, waarbij middelen gebruikt worden tegen schimmels (fungiciden) en insecten (insecticiden). Bij de voorjaarsgewassen gebeurt dit in het voorjaar en ligt het accent op de schimmelbestrijding, terwijl bij de zomergewassen naast schimmelbestrijding ook aan insectenbestrijding gedaan wordt. Na het rooien worden de bollen opgeslagen in cellen die behandeld worden tegen o.a. mijten en luizen (ruimtebehandeling). Voor het planten wordt het plantgoed ontsmet. Dit gebeurt meestal door dompelen van bollen in manden of fusten in een vloeistof met middelen tegen schimmels. Voordat de bollen de grond ingaan, vindt grond-

[1] Voor opzet en resultaten van de enquête wordt verwezen naar Bijlage 10.

ontsmetting plaats. In de winterperiode wordt enkele malen gespoten tegen onkruid en opslag uit het stro, waarmee de bollenvelden bedekt zijn.

Voor een volledig overzicht van de typen bestrijdingsmiddelen en jaarlijkse hoeveelheden die in de bloembollenteelt gebruikt worden, wordt verwezen naar Liem en De Groot (1984). Daarbij dient wel opgemerkt te worden dat de gegevens in dat rapport voornamelijk gebaseerd zijn op arealen, voorschriften en de geschatte praktijk van 1983. De bolbloemen en snijbloementeelt zijn buiten beschouwing gelaten.

In de bloementeelt buiten en in de kassen (van mei t/m september) wordt hoofdzakelijk aan insectenbestrijding gedaan. Hierbij gaat het meestal om insecticiden met cholinesteraseremmende werking, zoals parathion, malathion, pyrazofos, aldicarb, primicarb, etc. Om resistentieproblemen te voorkomen wordt steeds een ander middel gebruikt.

2.2 Bestrijdingsmiddelen met cholinesteraseremmende werking en dithiocarbamaten

2.2.1 Motivatie parameterkeuze

Vanwege de beperkte tijd en analyse-capaciteit is een keuze gemaakt ten aanzien van parameters, waarmee een zo groot mogelijk deel van het totale risico als gevolg van het gebruik van bestrijdingsmiddelen door het jaar heen in beeld gebracht kan worden. De onkruidbestrijdingsmiddelen zijn in dit onderzoek buiten beschouwing gelaten vanwege hun specifieke toepassing in een korte periode.

Omdat het hier een oriënterend en signalerend onderzoek betreft verdienen m.n. somparameters nadere aandacht. Een groot voordeel van somparameters is dat een belangrijk deel van de relevante bestrijdingsmiddelen door middel van een hanteerbaar aantal bepalingen gemeten kan worden. Een ander voordeel is dat naast de uitgangsstoffen ook eventuele omzettingsprodukten en onbekende stoffen meegenomen worden in de bepaling. Een dergelijke sombepaling bestaat voor de groep van bestrijdingsmiddelen met cholinesteraseremmende werking en voor de groep van dithiocarbamaten.

Het gebruik van somparameters ten behoeve van risico-analyse brengt echter ook een aantal problemen met zich mee als het gaat om de beoordeling van de blootstelling; als uitgegaan wordt van somparameters dan zal één stof wat betreft zijn toxische werking maatgevend moeten zijn voor alle overige stoffen in de sombepaling. Dit wordt nader uitgewerkt in hoofdstuk 6.

In het onderzoek is gekozen voor bepaling van de groep van dithiocarbamaten en cholinesteraseremmers. Naast praktische overwegingen met betrekking tot bepaling van somparameters hebben de volgende overwegingen bij deze keuze een rol gespeeld.
Een eerste onderbouwing voor de parameterkeuze biedt de berekening van het relatieve, theoretische bevolkingsrisico (zie Tabel 2.2). Liem en De Groot (1984) zijn uitgegaan van een ADI voor zineb en maneb van 0,05 mg/kg lichaamsgewicht per dag. Uit de berekeningen komt dan naar voren dat dichloorpropeen (grondontsmettingsmiddel) bijna 50% van het totale risico van ziektenbestrijdingsmiddelen via de bodem voor zijn rekening neemt. Worden de berekeningen uitgevoerd met de recentere, lagere ADI-waarde voor zineb en maneb van 0,005 mg/kg lichaamsgewicht per dag dan blijken zineb en maneb gezamenlijk verantwoordelijk te zijn voor ongeveer 60% van het totale risico.
Bij de keuze voor bepaling van cholinesteraseremming hebben hoofdzakelijk praktische redenen een rol gespeeld. De cholinesteraseremmers komen, na herberekening met de lagere ADI's voor zineb en maneb, gezamenlijk uit op maar 6% van het totaalrisico. Hierbij dient opgemerkt te worden, dat het werkelijke gebruik van cholinesteraseremmers in de Bloembollenstreek waarschijnlijk veel hoger is als gevolg van het intensieve gebruik van deze middelen in de snijbloementeelt. Uit de enquête blijkt namelijk, dat het gebruik van insecticiden in de snijbloementeelt alleen al per bedrijf gemiddeld rond de 15 kilo (actieve stof) per jaar ligt (zie Bijlage 7). Indien dit alleen cholinesteraseremmers zou betreffen en onder de aanname dat de enquête-resultaten een representatief beeld geven, dan zou dit voor de in totaal 800 bedrijven in de Bloembollenstreek (waarvan volgens de enquête-resultaten 61% ook snijbloementeelt) neerkomen op een gebruik van zo'n 7000 kilo per jaar.
Een ander argument dat bij de keuze van cholinesteraseremming als te meten parameter een belangijke rol heeft gespeeld is dat de helft van de metingen die het RIVM heeft gedaan in oppervlaktewater grenzend aan enkele bollenbedrijven dicht bij de normwaarde van 0,5 microgram/l bleken te liggen (RIVM 1983).

Door het onderzoek te richten op de twee bovengenoemde somparameters kan dus minstens 66% van het totale risico via de bodem in beeld gebracht worden, nog afgezien van specifieke verontreinigingssituaties en risico's via andere blootstellingen dan ingestie van bollengrond.

2.2.2 Bestrijdingsmiddelen met cholinesterase-remmende werking

Cholinesterase-remmers zijn een zeer diverse groep van over het algemeen weinig persistente, maar wel (zeer) toxische stoffen. Ze behoren tot de organofosfaten en carbamaten. Deze middelen worden vooral toegepast als insecticide en nematocide, en een enkele keer als fungicide.
In Tabel 2.3 zijn de cholinesteraseremmers vermeld die gebruikt worden in de Bloembollenstreek met enkele gegevens over de toepassing (teeltbehandeling) en een schatting van de jaarlijks gebruikte hoeveelheid. De door Liem en De Groot geschatte hoeveelheden zijn hiervoor aangevuld met recentere gegevens. Zo is het gebruik van de cholinesteraseremmer propoxur in de bloembollenteelt sterk afgenomen vanwege resistentieproblemen (mond. meded. Van Rooij, Laboratorium voor Bloembollenonderzoek). Ter vervanging van oude middelen met een brede werking worden momenteel moderne middelen met een meer specifieke werking, waaronder synthetische pyrethroiden, op de markt gebracht. Het nadeel van deze middelen is dat ze over het algemeen duurder zijn. Het enige insecticide met een brede cholinesetraseremmende werking dat nog relatief veel gebruikt wordt in de bloembollenteelt is pirimicarb voor de luizenbestrijding in het voorjaar. Liem en De Groot (1984) schatten het jaarlijkse gebruik op slechts 210 kg (alleen Dahlia-teelt); een vaak voorkomende tweemalige bespuiting van het totale tulpenareaal geeft echter al een gebruik van 620 kg actieve stof (dosering 0,5 kg/ha, percentage actieve stof 50%).

Tabel 2.2:

Relatieve theoretische bevolkingsrisico's volgens Liem en De Groot (1984) en de fractie van het totaalrisico voor ziektenbestrijdingsmiddelen in de Bloembollenstreek. Het relatieve bevolkingsrisico is hier een grootheid die aangeeft welk deel van de ADI, vermenigvuldigd met het lichaamsgewicht, een mens binnenkrijgt als hij het gif uit 1 kg bodem opneemt en is als volgt berekend: theoretisch berekende gemiddelde concentratie in de bodem van de Bloembollenstreek gedeeld door de ADI vermenigvuldigd met het lichaamsgewicht. Bij de berekening van het totaalrisico is uitgegaan van additie (Bron: Liem en De Groot, 1984).

ziekten bestrijdingsmiddelen[2]	relatief risico voor de bevolking		fractie van totaalrisico (%)
cholinesteraseremmers			
acefaat	0.0600		12.1 / 5.3[3]
aldicarb	0.0006		0.1 / 0.1[3]
diazinon	0.0027		0.5 / 0.2[3]
pirimicarb	0.0003		0.1 / 0.0[3]
propoxur	0.0004		0.1 / 0.0[3]
		som	12.9 / 5.6
dithiocarbamaten			
maneb	0.0353 / 0.3530[3]		7.1 / 31.2[3]
metam-natrium	0.0329		6.7 / 2.9[3]
zineb	0.0353 / 0.3530[3]		7.1 / 31.2[3]
		som	20.9 / 65.3
overige middelen			
BCM	0.0304		
captafol	0.0113		
deltamethrin	0.0001		
dichloorpropeen	0.2148		
etridiazol	0.0013		
formaldehyde	0.0102		
permethrin	0.0001		
prochloraz	0.0122		
procymidon	0.0203		
quintoceen	0.0087		
trichloorfenol	0.0152		
vinchlozolin	0.0025		
totaal	0.4946 / 1.1300[3]		

[2] Onkruidbestrijdingsmiddelen zijn buiten beschouwing gelaten.

[3] Het eerste getal is berekend op basis van een ADI voor zineb en maneb van 0.05 mg/kg lich.dag het tweede getal op basis van een ADI van 0.005 mg/kg lich. dag.

Tabel 2.3: Bestrijdingsmiddelen met cholinesterase-remmende werking in de Bloembollenstreek. Bron: deels Liem en De Groot (1984) deels nieuwe schattingen schatting.

stof	groep	toepassing	totale verbruik (in actieve stof per jaar)
acefaat	organof.	gewasbescherming (Gladiool)	60 kg/j
aldicarb	carb.	grondontsmetting (Crocus, Lelie, bloemen onder glas)	?
diazinon	organof.	gewasbescherming (Dahlia)	34 kg/j
pirimicarb	carb.	gewasbescherming (Dahlia, Tulp, overig) ruimtebehandeling (rook)	minimaal 500 kg/j
propoxur	carb.	gewasbescherming (Dahlia)	maximaal 95 kg/j
dichloorvos	organof.	ruimtebehandeling (strips)	weinig[4]
pirimifosmethyl	organof.	ruimtebehandeling	weinig[3]
tolclofosmethyl	organof.	grondontsmetting	weinig
choorpyrifos	organof.	"	"
fosfamidon	organof	"	"
triazofos	organof	gewasbescherming m.n. snijbloementeelt buiten en kas	2000 à 5000 kg/j[5]
parathion	organof.		
pyrazofos	organof.		
malathion	organof		

2.2.3 Dithiocarbamaten

Dithiocarbamaten zijn fungiciden die in grote hoeveelheden in de bollenteelt gebruikt worden. Bij de voorjaarsgewassen vindt om de 14 dagen, in totaal 6 à 7 maal, in het voorjaar gewasbescherming plaats met de (ethyleenbis)dithiocarbamaten zineb, maneb en mancozeb. Bij de zomergewassen gebeurt dit in de zomer. Ook bij de bol- en knolontsmetting wordt veel gebruik gemaakt van dithiocarbamaten m.n. zineb en maneb. Voor grondont-

[4] In de bloembollenteelt wordt voornamelijk gebruik gemaakt van blauwzuurgas.

[5] Zeer globale schatting op basis van totaal bloementeelt areaal buiten en onder glas en maximale dosering (500 ml of g per ha) en maximaal actiefstof-gehalte van 30%.

smetting wordt een andere (methyl)dithiocarbamaat frequent gebruikt nl. metam-natrium.

Tabel 2.4 geeft een overzicht van het gebruik van dithiocarbamaten in de bloembollenteelt. Het gebruik van dithiocarbamaten in de snijbloementeelt zal, gezien het veel kleinere areaal, verwaarloosbaar klein zijn ten opzichte van het gebruik in de bollenteelt.

Tabel 2.4: Gebruik van dithiocarbamaten in de bloembollenteelt
Bron: Liem en De Groot, 1984

stof	toepassing	totale verbruik in de Bloembollenstreek (kg actieve stof/jaar)
maneb	gewasbescherming (Tulp, Narcis, Hyacint, Crocus, Gladiool, Lelie) bol/knolontsmetting (Narcis, Tulp)	19000
zineb	gewasbescherming (Tulp, Narcis, Hyacint, Crocus, Gladiool, Lelie) bol/knolontsmetting (Narcis, Tulp)	19000
metam-natrium	grondontsmetting (Tulp, Hyacint)	17000
	totaal	55000

Opmerking: Over het gebruik van mancozeb in de Bloembollenstreek zijn geen gegevens bekend.

De belangrijkste periode van gebruik loopt voor zowel de groep van cholinesteraseremmers als dithiocarbamaten globaal van april tot november.

2.3 Relevante blootstellingsroutes

In deze paragraaf wordt de relevantie van verschillende blootstellingsroutes voor jonge kinderen ingeschat. Het gaat daarbij om de verschillende routes:

- *ingestie van bodem en stof*
- inademing van damp en nevel
- inademing van stofdeeltjes
- inademing van rook tijdens verbranding van stro en plantenloof
- drinkwater
- groenten uit eigen tuin.

Aan de hand van deze inschatting kan aangegeven worden welke blootstellingsroute in het onderzoek de meeste aandacht verdient.

2.3.1 Ingestie van bodem en stof

Op grond van de resultaten van het onderzoek van Liem en De Groot (1984) lijkt ingestie van bollengrond door jonge kinderen een relevante risicofactor in verband met het gebruik van bestrijdingsmiddelen in de Bloembollenstreek. Zij berekenen, dat jonge kinderen gemiddeld genomen (specifieke verontreinigingssituaties niet meegenomen) tot 10 à 40 gram bollengrond per dag binnen kunnen krijgen zonder daarmee de normwaarde met betrekking tot de aanvaardbare dagelijkse dosis voor bestrijdingsmiddelen gezamenlijk te overschrijden. Ook uit andere onderzoeken komt het belang van deze route naar voren (zie bijvoorbeeld Brunekreef, 1985).

Het onderzoek van Liem en De Groot (1984) berustte vooral op theoretische berekeningen. In dit onderzoek wordt de blootstelling aan cholinesteraseremmers en dithiocarbamaten via ingestie van bodem en stof geschat op basis van concentratiemetingen in bodem en stof van verschillende lokaties op bollenbedrijven, bemonsterd op verschillende tijdstippen door het hele jaar heen. De spreiding van concentraties in ruimte en tijd wordt, voor zover mogelijk, in de uiteindelijke blootstellingsberekeningen geintegreerd met behulp van gegevens over de tijdsbesteding van jonge kinderen op bollenbedrijven.

Om het geheel van risicofactoren die samenhangen met het gebruik van cholinesteraseremmers en dithiocarbamaten in beeld te kunnen brengen zijn ook andere routes dan ingestie van bodem en stof in dit onderzoek in beschouwing genomen, evenals de achtergrondblootstelling via het dagelijks voedsel en drinkwater.

2.3.2 Inademing van damp en nevel

Een belangrijke route is mogelijk de route via de lucht. Kinderen kunnen direct in contact komen met spuitnevels of bestrijdingsmiddelen in dampvorm inademen als gevolg van verdamping vanaf bodem en gewas na bespuiting of bij ontluchting na begassing van schuren en kassen (ruimtebehandeling). Wat betreft deze laatste risicofactor zijn cholinesteraseremmers en dithiocarbamaten nauwlijks relevant; in de bollenteelt wordt voornamelijk gebruik gemaakt van blauwzuurgas. Liem en De Groot (1984) is berekend dat de risico's via de lucht van de grondontsmetters dichloorpropeen en methylisothiocyanaat, het omzettingsprodukt van metam-natrium, waarschijnlijk verwaarloosbaar klein zijn.

Met betrekking tot risico's via de lucht als gevolg van verdamping van cholinesteraseremmers en dithiocarbamaten vanaf bodem en gewas na bespuiting, kan met behulp van een rekenmethode ontwikkeld door Rosenblatt e.a. (1982) heel globaal en snel ingeschat worden of een dergelijke risicofactor voor de betreffende stoffen relevant is. Daarvoor wordt de "saturation vapor density" (VD) berekend als functie van de dampspanning, het molecuulgewicht en de temperatuur. De waarde voor de "saturation vapor density" wordt vervolgens vergeleken met het kritisch concentratieniveau in de lucht (max. Cair) die berekend wordt uit de ADI vermenigvuldigd met het lichaamsgewicht en gedeeld door het ademvolume. Als de breuk VD/max.-Cair zeer groot is dan is deze route van belang en verdient deze nader onderzoek. Uit de berekeningen blijkt dat mogelijk alleen verdamping van parathion nadere aandacht verdient. De dithiocarbamaten zijn vanwege hun verwaarloosbaar lage dampspanning in dit opzicht niet van belang.
Voor beide groepen van stoffen is het directe contact met de spuitnevel een potentiële risicofactor.

In hoofdstuk 5 wordt het risico via de lucht als gevolg van een combinatie van de risicofactoren verdamping vanaf bodem en gewas én direct contact met de spuitnevels zelf voor enkele cholinesteraseremmers (parathion en diazinon) en voor de belangrijkste gewasbeschermers onder de dithiocarbamaten, zineb en maneb, nader uitgewerkt. Dit gebeurt aan de hand van gegevens uit het damp- en druppeldriftmodel van TNO (Huygen e.a., 1986).

2.3.3 Inademing van stofdeeltjes

Een globale (vooraf-)inschatting van de relevantie van het risico via inademing van stofdeeltjes in de lucht kan als volgt gemaakt worden. Berekend wordt het kritisch concentratieniveau in stofdeeltjes in de lucht, Cmax. (= (ADI x 10^6) / (ademvolume per kg lichaamsgewicht x gehalte stofdeeltjes in de lucht).
Uitgegaan wordt een (maximaal) ademvolume van 0,3 m^3 tijdens een halve dag buitenspelen en een onder normale omstandigheden (maximaal) gemeten concentratie aan stofdeeltjes in de lucht van 6 x 10^{-2} mg / m^3 (zie Rosenblatt e.a., 1982). De Cmax. voor de meest schadelijke onder de in dit onderzoek beschouwde middelen, acefaat met een ADI van 0,0005 mg per kg lichaamsgewicht per dag, is (0,0005 x 10^6 / 0,3 x 6 x 10^{-2} ≈) 0,03 x 10^6 mg / kg stofdeeltjes of 30 g/kg. Dit is een extreem hoog gehalte. Inademing van cholinesteraseremmers en dithiocarbamaten gehecht aan stofdeeltjes in de lucht lijkt dus alleen een relevante risicofactor als er sprake is van zeer hoge concentraties in stof gecombineerd met veel hogere gehalten aan stof in de lucht dan de hierboven gehanteerde waarde van 6 x 10^{-2} mg / m^3. Het is niet duidelijk wat verstaan wordt onder "normale omstandigheden", waarbij dit stofgehalte gemeten is. Denkbaar is dat onder bijzondere omstandigheden zoals het optreden van stofstormen het stofgehalte in de lucht hoger is dan deze waarde. Er is te weinig hierover bekend om een enigszins gefundeerde uitspraak te kunnen doen.

Het optreden van stofstormen is een incidenteel verschijnsel in de bloembollenstreek, met name in droge zomers in de periode dat de bollenvelden braak liggen (augustus/september).
Op grond van de metingen van gehalten van cholinesteraseremmers en dithiocarbamaten in het bovenste laagje van bollengrond kan een zeer

globale indicatie verkregen worden van het risico van stofstormen. Daarbij moet rekening gehouden worden met het feit dat de concentraties in fijnere fracties meestal veel hoger zijn dan de totale gemeten concentratie en dat de concentratie aanstofdeeltjes in de lucht waarschijnlij khoger is dan hierboven vermeld. Zo is bijvoorbeeld voor arseen de concentratie in respirabel stof in de lucht ongeveer een factor 100 hoger dan de concentratie in grover stof afgevangen door een stofzuiger (anonymus, 1987).

De blootstellingsberekeningen ten behoeve van een globale indicatie van het risico via inademing van stofdeeltjes in de lucht op basis van gemeten maximale concentraties in bodem (en stof op de grond) zijn gegeven in hoofdstuk 5 (paragraaf 5.5).

2.3.4 Inademing van rook tijdens verbranding van stro en plantenloof.

Uit de in dit onderzoek gehouden enquête onder bollenbedrijven blijkt, dat bij 52% van de geënquêteerde bedrijven plantenloof verbrand wordt, bij 50% wordt het gehakseld en door de grond heen gewerkt. 11% van de bedrijven die deelgenomen hebben aan de enquête composteert het plantenloof en 9% verwerkt het plantenloof op een andere manier (zie Bijlage 10).

Door Vroom (1987) is op grond van gegevens over de totale jaarlijkse hoeveelheid die gebruikt wordt voor gewasbescherming te velde, het plantoppervlak waarop de middelen terecht komen en de halfwaardetijden voor de betreffende middelen een schatting gemaakt van de hoeveelheid bestrijdingsmiddel die nog aanwezig is op het stro en loof tegen de tijd dat het verbrand wordt. Met behulp van een verspreidingsmodel zijn de te verwachten concentraties in de lucht tijdens het verbranden benaderd. Uit deze modelberekeningen komt naar voren dat er mogelijk bij de verbranding van plantenloof sprake is van een gezondheidsrisico m.b.t. dithiocarbamaten. Het betreft hier echter een berekening op basis van zeer grove schattingen en nauwelijks gefundeerde aannamen. Zo is uitgegaan van de aannamen, dat geen afspoeling of verwaaiing plaatsvindt van middelen die na bespuiting op het loof terecht zijn gekomen, dat al het plantenloof

verbrand wordt en dat de middelen tijdens verbranding verdampen en niet afgebroken worden.

Om een beter (empirisch) gefundeerde indicatie te krijgen van het risico van dithiocarbamaten via de lucht bij verbranding van plantenloof zijn in dit onderzoek enige metingen verricht aan tulpenloof dat gereed lag om verbrand te worden.

2.3.5 Drinkwater

Risico's via drinkwater gewonnen in het waterwingebied nabij bollenvelden

Bestrijdingsmiddelen die gebruikt worden voor met name gewasbescherming en grondontsmetting kunnen een bedreiging vormen voor de gezondheid als ze uitspoelen naar diepere bodemlagen en grondwater en vervolgens opgepompt worden voor de drinkwatervoorziening.
Uit verschillende onderzoeken is naar voren gekomen, dat met name voor aldicarb en dichloorpropeen de kans op uitspoeling groot is. Dit blijkt uit modelberekeningen, op basis van relevante fysische en chemische eigenschappen van stoffen als de distributie-coëfficiënt of sorptiefactor (verdeling over vaste fase en water) en de halfwaardetijd. Van stoffen met een lage distributie-coëfficiënt (negatief gecorreleerd met de oplosbaarheid van de stof in water) en een halfwaardetijd groter dan 25 dagen bestaat er kans op uitspoeling, waarbij minimaal 0,1% van de dosering op 1 meter diepte terecht komt (Van der Linden en Loch, 1986; Van Drecht 1983). Metam-natrium en zijn omzettingsprodukt methylisothiocyanaat zouden op grond van dit model geen bedreiging kunnen vormen voor het grondwater (zie fysisch-chemische eigenschappen in Bijlage 4). Ook van maneb en zineb en hun metaboliet ETU is de verwachting dat ze uitspoelen naar het grondwater op grond van hun fysisch-chemische eigenschappen klein. Bij de modelberekeningen wordt ervan uitgegaan dat er geen afbraak plaatsvindt in de (diepe en anaerobe) watervoerende laag.

De uitkomsten uit deze modelberekeningen worden slechts gedeeltelijk ondersteund door grondwatermetingen; in het grondwater in de bollenteelt is geen dichloorpropeen maar wel ETU gemeten. Van de in totaal 28 analyses die het RIVM heeft uitgevoerd in grondwater van de bollenstreek is in

18 monsters ETU gemeten (laatste metingen in 1988). De concentratie varieerde van 0,5 tot 20 microgram/l (mond. med. Loch). Opvallend is dat in de aardappelteelt geen ETU is gemeten. Een verklaring hiervoor is dat bollengrond in tegenstelling tot grond waarop aardappels geteeld worden zeer arm is aan organische stof, zodat bestrijdingsmiddelen nauwlijks geadsorbeerd worden. Daarnaast zou de biologische activiteit en daarmee de afbraaksnelheid van bestrijdingsmiddelen in bollengrond lager kunnen zijn. De grondwatermonsters uit de bollenstreek zijn niet geanalyseerd op aanwezigheid van aldicarb. Deze stof vormt in de Bloembollenstreek een potentiële risicofactor voor de drinkwatervoorziening, vooral vanwege de sterke toename van de glasteelt waar deze stof frequent toegepast wordt (zie paragraaf 2.1).

De bollengemeenten Noordwijk, Noordwijkerhout en Voorhout krijgen hun water deels van de Leidse Drinkwaterleidingmaatschappij (duininfiltratie) en deels uit het pompstation bij Langeveld; een waterwingebied dat direct aan bollenvelden grenst. Het drinkwater wordt jaarlijks onderzocht op een aantal parameters waarvoor normen opgesteld zijn in het Waterleidingbesluit. Met betrekking tot bestrijdingsmiddelen worden routinematig alleen enkele somparameters gemeten, namelijk cholinesteraseremming en EOX (onder EOX vallen ook niet-pesticiden als PCB's). De cholinesteraseremming-metingen in drinkwater dat gewonnen wordt bij Langeveld liggen zonder uitzondering onder de detectiegrens van 0,01 microgram per liter (mond. med. De Ruiter). De vraag is of deze detectiegrens voldoende laag is om eventuele gezondheidsrisico's te kunnen signaleren. (Dit kan gecontroleerd worden door terug te rekenen vanuit de ADI voor parathion van 0,005 mg per kilogram lichaamsgewicht per dag, rekening houdend met een maximale drinkwaterconsumptie, voor een kind jonger dan 1 jaar 130 ml per kilogram lichaamsgewicht per dag, naar een kritisch concentratieniveau in drinkwater van 38 microgram per liter. Rekening houdend met mogelijke bijdragen via andere routes en ten behoeve van het signaleren van trends lijkt de detectiegrens van 0,01 microgram per liter voldoende laag.)

Gezien de de verstrekte gegevens lijkt er op dit moment geen sprake te zijn van een risicofactor in verband met het gebruik van bestrijdingsmiddelen met cholinesteraseremmende werking via het drinkwater afkomstig van het pompstation Langeveld. Voor dithiocarbamaten lijkt deze risicofactor op grond van stofeigenschapen niet van belang.

Risico's van particuliere drinkwaterwinnig (eigen pomp)

In situaties waar woonhuizen niet aangesloten zijn op het waterleidingnet en dus zelf grondwater oppompen voor drinkwater is er mogelijk sprake van een risicofactor als het huis omringd wordt door bollenbedrijven. Dit komt nog regelmatig voor in de Bollenstreek, vooral bij woonhuizen, die ver van de doorgaande weg afliggen. Uit de enquête is gebleken dat dit bij 2 van de 36 geënquêteerde bollenbedrijven het geval is. Volgens het Waterleidingbedrijf Noordwijk zou het kunnen gaan om totaal 15 à 20 panden. Niet bekend is hoeveel hiervan buiten de bebouwde kom in het bollengebied liggen. Er moet echter rekening mee gehouden worden dat via grondwaterstromingen de verontreining zich kan verplaatsen naar elders. In dit onderzoek is tweemaal een drinkwatermonster genomen bij een woonhuis dat zelf water oppompt.

Permeatie door waterleidingbuizen

Een andere route waarlangs bestrijdingsmiddelen in het drinkwater terecht kunnen komen is via permeatie door drinkwaterbuizen. Algemeen wordt verondersteld, dat PAK's, drins, alkanen en aromaten door PVC- en PE-drinkwaterleidingen kunnen permeëren (VROM, 1985). Uit onderzoek van het KIWA is echter gebleken dat deze mogelijkheid bij PVC-buizen moet worden uitgesloten (mond. med. Meerkerk). Niet bekend is of bestrijdingsmiddelen zoals aldicarb door PE-buizen kunnen permeeëren. In de bollenstreek is ongeveer 60 % van de waterleidingbuizen van PE (dienstleidingen van woonhuizen die na 1968 aangesloten zijn) en 40 % van koper (Waterleiding-bedrijf Noordwijk). In dit onderzoek zal permeatie als mogelijke risico-factor op grond van praktische overwegingen verder buiten beschouwing blijven.

2.3.6 Groenten uit eigen tuin

Met betrekking tot groentetuintjes die in de buurt van de bollenvelden of bloementeeltpercelen gesitueerd zijn, is het denkbaar dat bestrijdings-middelen op of in groenten terecht komen. Dit kan het gevolg zijn van

overwaaien (drift) bij bespuitingen van de naastliggende percelen en/of besproeien van groenten met water uit sloten, waarin door af- en uitspoeling bestrijdingsmiddelen terecht gekomen zijn. Uit de enquête is gebleken dat 17 van de 36 geënquêteerde bollenbedrijven een eigen groentetuin heeft die in de meeste gevallen direct grenst aan bollen- en bloemenpercelen. Opvallend is dat 6 van de 17 de bedrijven met een groentetuin bestrijdingsmiddelen gebruikt in de groentetuin (zie Bijlage 10).

De route via uitspoelen en besproeien is waarschijnlijk alleen van belang voor relatief mobiele en persistente stof als aldicarb (zie Bijlage 1). De hoeveelheid bestrijdingsmiddelen die door drift van spuitnevels in groentetuintjes terecht kan komen is sterk afhankelijk van de weersomstandigheden, met name de windrichting en -sterkte, de spuitmethode en de mate van zorgvuldigheid bij het spuiten (met name de spuithoogte). Uit modelberekeningen voor diazinon blijkt bij een toepassing van 0,75 kg/ha op een veld van 4 ha, afhankelijk van de windsnelheid, 1 tot 4% van de hoeveelheid gebruikte bestrijdingsmiddelen buiten het veld terecht te komen. Hiervan komt 0,1 tot 2,5% verder dan 5 meter van de rand van het veld (Huygen e.a., 1986). Voor diazinon komt 4% van de dosering voor een veld van 4 ha neer op een hoeveelheid van 120 g. Voor de in de bollenteelt frequent toegepaste gewasbeschermers zineb/maneb is de dosering 2,7 maal zo hoog als voor diazinon (2 kg i.p.v. 0,75 actieve stof per ha); 4% van de dosering, dat is 320 g zineb/maneb, kan bij bespuiting in een aangrenzende groentetuin terecht komen.

De modelberekeningen geven aan dat de route via het eten van groenten uit eigen tuin relevant kan zijn. Een nader empirisch gefundeerde en meer realistische risico-schatting is van belang, omdat een modelmatige benadering situationele factoren uitsluit, zoals de ligging van groentetuintjes ten opzicht van de windrichting tijdens spuiten.
Stoffen met en geringe halfwaardetijd zullen minder relevant zijn dan stoffen met grote halfwaardetijd. Ook moet er rekening mee gehouden worden, dat concentraties verlaagd kunnen worden als gevolg van schoonmaken (wassen) en bereiden van de groenten. Zo vindt bij maneb en zineb door verhitting versnelde omzetting plaats in ethyleenthioureum (ETU); een teratogene, mutagene en vermoedelijk carcinogene stof. Cholinesteraseremmers zullen bij verhitting verdampen en geen risico vormen.

In dit onderzoek zijn in een aantal groentetuinjes aangrenzend aan bollenvelden monsters genomen van enkele soorten groenten. ETU wordt in de sombepaling van dithiocarbamaten niet meegenomen.

2.4 Ongelukken

De kans op directe (acute) vergiftiging die kinderen lopen is een ander soort risico dat eigenlijk buiten het kader van dit onderzoek valt. De kans op directe vergiftiging is groot als bestrijdingsmiddelen niet achter slot en grendel worden opgeborgen of als er in de schuur, op het erf of het land verpakkingen met resten bestrijdingsmiddelen rondslingeren. Uit de enquête blijkt dat dergelijke ongevallen in de praktijk voorkomen (3 van de 36 geenquêteerde bollenboeren heeft er wel eens van gehoord). In slechts 7 van de 28 geenquêteerde bedrijven met jonge kinderen worden bestrijdingsmiddelen achter slot en grendel opgeborgen (zie voor enquête-resultaten Bijlage 10).

3. MILIEU-ANALYSE: CONCENTRATIE-METINGEN

Dit hoofdstuk gaat in op het empirische deel van het onderzoek, waarin de concentraties in relevante milieumedia gemeten zijn. In paragraaf 3.1 is de opzet van het monsterprogramma en de wijze van monstername beschreven. De resultaten van de analyses van cholinesteraseremmers en dithiocarbamaten in de monsters zijn gegeven in paragraaf 3.2. De concentratiemetingen vormen de basis voor de berekeningen van de blootstelling (hoofdstuk 5).

3.1 Opzet monsterprogramma en methoden van monstername

Het monsterprogramma richt zich op die milieumedia en lokaties die relevant zijn als het gaat om blootstelling van jonge kinderen aan de gekozen groepen van bestrijdingsmiddelen. Ook de wijze van monstername sluit aan bij het specifieke gedrag van kinderen. Zo is bijvoorbeeld alleen het bovenste laagje van de grond bemonsterd en alleen die lokaties waar kinderen daadwerkelijk kunnen komen, bijvoorbeeld rondom de bollenveldenl en op de paden en niet middenin het met bollen beplante bed. Bemonsterd zijn grond en stof van diverse lokaties op bollenbedrijven, twee soorten groenten uit eigen tuin, drinkwater bij een woonhuis met een grondwaterpomp en tulpenloof dat verbrand wordt. Vanwege het verwachte belang van blootstelling via ingestie van grond en stof heeft deze route in het onderzoek de meeste aandacht gekregen en is vooral grond en stof intensief bemonsterd.

Grond en stof

Bij 11 gezinnen woonachtig in de Bloembollenstreek zijn gedurende het hele jaar (vanaf september 1987 tot augustus 1988) monsters genomen van grond en stof van verschillende lokaties rondom bedrijf/woonhuis. Van deze 11 gezinnen hebben er negen een bollenbedrijf. In twee gevallen gaat het om gezinnen zonder bedrijf, waarvan het woonhuis midden tussen de bollenvelden gelegen is.
De volgende lokaties zijn bemonsterd:

- huisstof uit stofzuigerzak
- stof in bollenschuur

- stof/grond van erf rondom schuur en huis
- bovenste laagje grond van naastgelegen bollenveld(en) en/of bloemteeltperceel
- bovenste laagje grond uit kas.

Bij de twee gezinnen zonder bedrijf werd bemonsterd:
- huisstof uit stofzuigerzak
- grond in de tuin (bovenste laagje)
- zand uit de zandbak, indien aanwezig
- overige speelplekken (eventueel naastgelegen bollenveld).

Voor alle lokaties geldt, dat alleen dat deel is bemonsterd waarmee het kind in contact kan komen. Van grond is alleen de bovenste 2 à 3 cm. bemonsterd en in de zandbak zijn diepe steekmonsters genomen. Op het erf en in de schuur zijn veegmonsters genomen. Voor zowel grond- als stofmonsters werd uit een aantal even grote (at random genomen) deelmonsters een mengmonster samengesteld. Vanwege de heterogeniteit van de bodem is voor een grondmonster een minimum van 40 deelmonsters per mengmonster aangehouden verdeeld over een gebied van $\pm$ 100 m^2. Om voldoende huisstof bijeen te kunnen krijgen zijn stofzuigerzakken verzameld, die gedurende twee weken gebruikt zijn om in huis te zuigen.

Getracht is een beeld te krijgen van de variatie in concentraties in grond en stof door het jaar heen in samenhang met de variatie in het gebruik van cholinesteraseremmers en dithiocarbamaten. Globaal zijn er drie monsterrondes gehouden, nl. in september, in december/januari (beperkte bemonstering) en in april/mei doorlopend tot begin juli. Binnen deze perioden vonden de bemonsteringen at random plaats.

Over het algemeen zal de variatie in de data groot zijn. De concentraties zijn afhankelijk van het tijdstip van monstername en de tijd tussen monstername en de daaraan voorafgaande activiteiten op de bedrijven. Door het at random kiezen van bedrijven en monstertijdstippen zullen de data (gemiddelde genomen) een voldoende betrouwbaar beeld van de situatie op bollenbedrijven geven. Vanwege het beperkt aantal meetwaarden zal geen toetsing op statistische significantie plaatsvinden.

In de voorjaar/zomerronde is bij vier bedrijven (2, 5, 6 en 7) enkele malen een gerichte bemonstering uitgevoerd; gemonsterd is een aantal malen vlak na de veldbespuiting en ongeveer een week daarna om een beeld te krijgen van de maximale variatie in concentraties. Vanwege de vele niet van te voren bekende of niet hanteerbare factoren die van invloed zijn op de concentratie, zoals uit- en afspoeling door regen en het schoonvegen van de schuur, kan slechts heel globaal een beeld verkregen worden van de tijdsduur waarover een bepaalde concentratie gehandhaafd blijft en van het concentratieverloop.

Gelijktijdig met de bemonsteringen zijn aan de hand van interviews de bespuitingen in de periode voorafgaand aan de bemonsteringen globaal in kaart gebracht.

Voor meting van de cholinesteraseremming werden de monsters, vanwege de instabiliteit van deze groep van stoffen, de dag na de monstername opgewerkt. Tot het tijdstip van bepaling van de dithiocarbamaten werden de monsters diepgevroren bewaard.
Voor extractiemethoden en opwerking van de monsters voor analyse van de cholinesteraseremming en dithiocarbamaten wordt verwezen naar respectievelijk Bijlage 5 en 6.

Groente

In juni/juli zijn monsters genomen van sla en worteltjes uit groentetuinen van vier gezinnen. Deze groentetuinen grenzen direct aan bollenvelden en/of bloementeeltpercelen. Per gewas is uit enkele at random genomen deelmonsters een mengmonster samengesteld.

Drinkwater

In juli en september zijn bij een woonhuis (geen bedrijf) dat niet aangesloten is op het waterleidingnet, drinkwatermonsters genomen na doorstroming van de leidingen.

Tulpenloof

Om een schatting te kunnen maken van de risico's van het verbranden van tulpenloof is een (meng)monster genomen van tulpenloof afkomstig van een "weers", gereed om verbrand te worden.

In dit geval is alleen de groep van dithiocarbamaten bepaald (voor motivatie zie paragraaf 2.3.4).

3.2 Resultaten

3.2.1 Cholinesteraseremming

Grond en stof

De resultaten van de analyses van cholinesteraseremming in grond- en stofmonsters van verschillende lokaties op bollenbedrijven voor de drie monsterperioden (random-data) zijn gegeven in de Tabellen 3.1, 3.2 en 3.3. In Tabel 3.4 zijn de resultaten gegeven van de gerichte bemonstering in de periode mei/juni/juli.

Incidenteel hoge concentraties voor in schuurstof, tot een maximum van 210 mg per kg droge stof, en in stof afkomstig van het erf, tot een maximum van 38 mg per kg droge stof. Beide piekwaarden vallen in het voorjaar (begin zomer) als er bespuitingen plaatsvinden in de bollen- en bloementeelt met cholinesteraseremmers met name tegen luis (o.a met parathion, pyrazofos en pirimicarb).
De concentraties komen, afgezien van de genoemde piekwaarden, niet boven de 10 mg/kg. De meeste waarden liggen rond de 1 mg/kg.

De concentraties in grond van bollenvelden en bloementeeltpercelen zijn in alle perioden, zelfs in voorjaar/begin zomer en vlak na bespuiting, opvallend laag in vergelijking tot de concentraties in schuurstof en in stof van het erf. Een verklaring hiervoor zou kunnen zijn, dat middelen met cholinesteraseremmende werking gespoten worden als de planten volgroeid zijn. Hierdoor zullen de middelen voornamelijk op de planten terecht komen en niet op de bodem. Bovendien gaat het hier over het

Tabel 3.1:
Cholinesteraseremming uitgedrukt in parathion-equivalenten (mg/kg droge stof) in grond/stofmonsters van verschillende lokaties op bollenbedrijven en bij woonhuizen in de Bloembollenstreek; sept. 1987.

bedrijf	erf	veld	schuur	kas	huis
1	0.2	0.1	1.4	1.8	0.2
2		0.3	1.5		0.6
3	2.0	0.2	14.7	1.4	0.3
4	0.1	1.0	2.2	0.5	7.6
5	0.2	0.1	1.7		1.1
6	3.6	0.2	1.9		4.9
7		0.3	2.4	0.8	
8		0.4	2.0		
9		0.7			
gem.	1.2	0.4	3.5	1.2	2.4
max.	3.6	1.0	14.7	1.8	7.6

woonhuis	veld	tuin	zandbak	huis
10	0.4	0.1	0.1	
11	0.1		0.1	

Grondmonster uit Keukenhofbos ("blanco") 0.01 mg/kg

Tabel 3.2:
Cholinesteraseremming uitgedrukt in concentratie parathion-equivalenten (mg/kg droge stof) in grond/stofmonsters van verschillende lokaties op bollenbedrijven in de Bloembollenstreek; januari 1988.

bedrijf	erf	veld	schuur	kas
2	0.1	0.1	0.3	
3	1.2	0.1	11.1	1.1
4	0.6	0.1	0.6	0.1
6	22.8	0.1	1.9	
gem.	6.2	0.1	3.5	0.6
max.	22.8	0.1	11.1	1.1

Tabel 3.3:
Cholinesteraseremming uitgedrukt in parathion-equivalenten (mg/kg droge stof) in grond/stofmonsters van verschillende lokaties op bollenbedrijven en bij woonhuizen in de Bloembollenstreek; mei/juni 1988.

bedrijf	erf	veld	schuur	kas	huis
1	0.3	0.1	1.1		0.2
2					0.3
3	1.4	0.7	2.5	1.4	0.2
4	0.2	0.4	3.5	0.3	0.2
5				0.2	0.4
6	0.4				
7	0.0				
8	0.7	0.5	7.5	0.7	4.9
9	38.6	4.0	210.3	0.3	3.5
gem.	5.9	1.2	45.0	0.6	1.4
max.	38.6	4.0	210.3	1.4	4.9

woonhuis	veld	tuin	groentetuin	zandbak	huis
10		2.2		0.1	0.3
11	2.2	0.5	0.2		0.2

Tabel 3.4:
Cholinesteraseremming uitgedrukt in parathion-equivalenten (mg/kg droge stof) in grond/stofmonsters van verschillende lokaties op bollenbedrijven op verschillende tijdstippen na toepassing (mei/juni).

bedrijf	lokatie	1/2e dag	6/7e dag
2	veld	0.1	
	schuur	1.8	
2	veld	0.1	
	schuur	1.3	
3	erf	1.4	
	schuur	2.5	
	veld	1.3	8.6
	kas	1.4	
3	veld	1.5	
	schuur	1.4	
	kas	0.8	

algemeen om (vloei)stoffen die relatief goed oplosbaar zijn en goed opgenomen worden door het gewas (Van de Fliert en Van Mourik, 1984).

De concentraties in huisstof liggen gemiddeld genomen rond de 2 mg/kg, met een maximum van 7,6 mg/kg. In huisstof uit een woonhuis buiten de bollenstreek, waar ook geen bestrijdingsmiddelen voor huishoudelijke doeleinden gebruikt worden, is een (referentie)concentratie gemeten van 2,7 mg/kg. Deze relatief hoge waarde zal waarschijnlijk het gevolg zijn van de eigen extinctie (troebelheid) van de extracten van huisstof (mond. med. Van Leeuwen). Ook bij schuurstof zullen de meetwaarden hierdoor enigszins beinvloed kunnen zijn. Door correctie van de waarden voor schuurstof en huisstof met 2 mg/kg kan met deze (systematische) fout in de analysemethode rekening gehouden worden bij de blootstellingsberekeningen.

Groenten uit groentetuinen

In Tabel 3.5 zijn de resultaten gegeven van de metingen van cholinesteraseremming in groenten (sla en wortelen) afkomstig van groentetuintjes grenzend aan bollenvelden. De meeste meetwaarden liggen dicht tegen de detectiegrens van 0,01 mg/kg. De meetwaarden voor wortelen zijn mogelijk iets minder betrouwbaar, als gevolg van de sterke kleuring van de extracten.

Drinkwater

In water dat zelf opgepompt wordt voor drinkwater is in juli een concentratie gemeten van 0,64 microgram parathion-equivalenten per liter en in sepetember 0,84 microgram per liter. De data voor gedestilleerd water en normaal leidingwater liggen beneden de detectiegrens van 0,3 microgram/l. De meetwaarden overschrijden de drinkwaternorm van 0,5 microgram/l.

Tabel 3.5: Concentratie cholinesteraseremmers (uitgedrukt in parathion-equivalenten) in verschillende gewassen uit groentetuinen grenzend aan bollenvelden.

gewas	tuin	concentratie parathion-eq. (mg/kg versgewicht)
sla	3	<0,01
sla	7	<0,01
sla	8	0,01
sla	11	0,01
		gem. 0,005 ± 0,005
wortelen	3	0,05
wortelen	8	0,02
wortelen	11	0,03
		gem. 0,03 ± 0,01

3.2.2 Dithiocarbamaten

Grond en stof

De resultaten van de analyse van dithiocarbamaten in grond en stof van verschillende lokaties op bollenbedrijven zijn voor de drie monsterperioden (random-data) gegeven in de Tabellen 3.6, 3.7 en 3.8. De resultaten van de gericht bemonstering zijn gegeven in Tabel 3.9.

In alle drie de monsterperioden zijn incidenteel hoge concentraties gemeten in schuurstof, maximaal 334 en in stof op het erf, maximaal 201 (random-data). In schuurstof is bij gerichte bemonstering in het voorjaar/begin zomer een maximale concentratie gemeten van 1616 mg/kg en op het erf een maximum van 960 mg/kg (Tabel 3.9).

Erf en schuur zijn de belangrijkste lokaties waar de spuitvloeistoffen voor de veldbespuitingen in het voorjaar en de zomer bereid worden. Uit de enquête blijkt dat erf en schuur gezamenlijk verantwoordelijk zijn voor bijna 60% van de antwoorden op de vraag waar de spuitvloeistof klaargemaakt wordt. De overige 40% betreft de antwoordcategorie "land"

Tabel 3.6:
Concentratie dithiocarbamaten uitgedrukt in maneb-equivalenten (mg/kg droge stof) in grond/stofmonsters van verschillende lokaties op bollenbedrijven en bij woonhuizen in de Bloembollenstreek; sept. 1987

bedrijf	erf	veld	schuur	kas	huis
1	<3	16	<3	0	<3
2		0	4		
3	0	<3	4	<3	
4	<3	0	137	0	
5	<3	3	<3		3
6	201	0	55		123
7		<3	8	17	7
8		0	<3		0
9		<3			0
gem.	40	2	26	4	22
max.	201	16	137	17	123

woonhuis	veld	tuin	zandbak	huis
10	0	0	0	0
11	4		0	0

Bij de bereking van het gemiddelde zijn de metingen onder de detectiegrens gesteld op 0.
Grondmonster uit Keukenhofbos ("blanco") <3 mg/kg

Tabel 3.7:
Concentratie dithiocarbamaten uitgedrukt in maneb-equivalenten (mg/kg droge stof) in grond/stofmonsters van verschillende lokaties op bollenbedrijven in de Bloembollenstreek; dec. 1987/jan. 1988.

bedrijf	erf	veld	schuur	kas
2	25	0	13	
3	77	0	182	1
4	21	11	2	17
5	11			
6	18	0	170	
8	14	19	22	
gem.	28	3	78	9
max.	77	19	182	17

Tabel 3.8:
Concentratie dithiocarbamaten uitgedrukt in maneb-equivalenten (mg/kg droge stof) in grond/stofmonsters van verschillende lokaties op bollenbedrijven en bij woonhuizen in de Bloembollenstreek; mei/juni 1988.

bedrijf	erf	veld	schuur	kas	huis
1	5	4	<3		6
2	6	9	125		
3	7	3	10	4	15
4		9	16	<3	8
5					12
6					
7	18	14	7		19
8	5	8	6	<3	
9	7	4	334	3	39
gem.	8	7	71	2	17
max.	18	14	334	4	39

woonhuis	veld	tuin	groentetuin	zandbak	huis
10		<3		5	
11	17	5	9		5

Tabel 3.9:
Concentratie dithiocarbamaten uitgedrukt in maneb-equivalenten (mg/kg droge stof) in grond/stofmonsters van verschillende lokaties op bollenbedrijven op verschillende tijdstippen na veldtoepassing (mei/juni).

bedrijf	lokatie	1/2e dag	6/7e dag
2	erf	365	29
	veld	44	18
	schuur	1616	24
5	erf	98	23
	veld	42	330
6	erf	960	
	veld	51	
	schuur	60	

(zie resultaten enquête in Bijlage 10). Een dergelijke specifieke lokatie op het land is in de monstername niet meegenomen.
Een belangrijke factor die de verontreiniging in schuur en op het erf met dithiocarbamaten beinvloedt is, dat de middelen zineb en maneb hoofdzakelijk in poedervorm bestaan. Bij het bereiden van de spuitvloeistoffen en van de vloeistoffen waarin bollen gedompeld worden ten behoeve van bolontsmetting is de kans op stuiven en morsen groot. Tijdens de bezoeken van de bedrijven zijn herhaaldelijk, vooral in het voorjaar, knoeiplekken waargenomen.

De hoge concentraties op het erf en in de schuur in de nazomer bij twee bedrijven (Tabel 3.6) zijn het gevolg van activiteiten met betrekking tot bolontsmetting, die karakteristiek zijn voor de tijd van het jaar. Uit de enquête blijkt dat bij 40% van de geënquêteerde bedrijven die bollen/knollen ontsmetten (83%), dit plaatsvindt op het erf, bij 29% in de schuur, bij 21% op het land en bij 10% elders.

Uit Tabel 3.9 blijkt dat de bij de gerichte bemonstering nog hogere waarden gevonden zijn dan bij de random-bemonstering, maar ook blijkt dat deze hoge concentraties zeer snel afnemen. Opvallend is dat in één geval niet de dag na de veldbespuiting de hoogste concentratie in bollengrond gemeten werd maar pas een week later. Een verklaring hiervoor zou kunnen zijn dat er tijdens het spuiten weinig op de grond tussen de rijen terechtkomt als gevolg van de gehanteerde spuitmethode (rijenbespuiting, i.p.v. "volveld"bespuiting) en de zorgvuldigheid bij bespuiten. De stoffen komen dan pas na een regenbui of door verwaaiing, als de druppels opgedroogd zijn, op de grond terecht.

De concentratie in huisstof is in de nazomer, op een enkele uitbijter na, zowel in bedrijfssituaties als in woonhuizen zonder bedrijf onder de detectiegrens of nul (Tabel 3.6). In het voorjaar lijkt de concentratie in huisstof in bedrijfssituaties gemiddeld genomen hoger dan in woonhuizen zonder bedrijf (Tabel 3.8). Hoewel dit verschil niet significant is zou dit een aanwijzing kunnen zijn, dat waarschijnlijk vooral vanuit de bollenschuren en vanaf het erf bestrijdingsmiddelen het huis binnen kunnen komen via schoenen, kleding e.d.. Ook hier kan een belangrijke factor zijn dat middelen als zineb en maneb in poedervorm gebruikt worden.

Groenten uit groentetuinen

In Tabel 3.10 zijn de resultaten gegeven van de concentratie-metingen van dithiocarbamaten in monsters van sla en wortelen uit groentetuinen

Tabel 3.10: Concentratie dithiocarbamaten uitgedrukt in maneb-equivalenten (mg/kg versgewicht) in verschillende gewassen uit groentetuinen grenzend aan bollenvelden.

gewas	tuin		conc. maneb-eq. (mg/kg versgewicht)
sla	3		11
sla	7		<3
sla	8		6
sla	11		5
		gem.	6 ± 4.5
wortelen	3		3
wortelen	8		11
wortelen	11		12
		gem.	9 ± 5

Er is geen significant verschil in concentratie tussen beide gewassen, terwijl verwacht zou worden dat door drift van spuitnevels en depositie bladgroenten een grotere kans op verontreiniging lopen dan ondergrondse gewassen. Hierbij dient opgemerkt te worden dat zineb en maneb contactfungiciden zijn die nauwelijks opgenomen en getransporteerd worden in planten.

De detectiegrens voor deze bepalingen lag in de orde van grootte van 0,3 mg/kg monster. De gevonden meetwaarden in sla en wortelen wijzen op verontreiniging met dithiocarbamaten.

Drinkwater (opgepompt grondwater)

In grondwater dat opgepompt wordt voor drinkwater is een concentratie gemeten van 0,4 mg maneb-equivalenten per liter. Het betreft hier een éénmalige monstername in de periode waarin bollenvelden intensief met zineb en maneb bespoten werden. De waarde voor gedestilleerd water is 0,3 mg maneb-equivalenten/l.
Het verschil tussen de meetwaarde van het monster en de meetwaarde van de blanco ligt echter binnen de foutenmarge van de meetmethode. Dit zou betekenen dat het grondwatermonster uit de Bloembollenstreek na correctie voor de blanco geen meetbare concentratie aan dithiocarbamaten bevat. Dit komt overeen met de geringe kans op uitspoeling van zineb en maneb zoals die uit modelberekeningen naar voren komt (zie ook paragraaf 2.3.5).
Er zal verder alleen gerekend worden met de door het RIVM gemeten concentraties aan ethyleenthioureum (ETU) in grondwater.

Tulpenloof

In tulpenloof zijn concentraties dithiocarbamaten gemeten van 20 en 13 mg maneb-equivalenten per kg tulpenloof (natgewicht). Deze concentraties zijn uitgangspunt voor de (modelmatige) schatting van de blootstelling via de lucht bij loofverbranding (zie paragraaf 5.3.5).

4. TIJDSBESTEDINGSANALYSE: VERBLIJFTIJDEN VAN JONGE KINDEREN VOOR SPECIFIEKE LOKATIES OP BOLLENBEDRIJVEN

4.1 Opzet en methode

In totaal zijn 20 kinderen bij het onderzoek betrokken, 9 kleuters en 11 peuters. De verdeling over de leeftijdsklassen is op het moment dat het onderzoek anving als volgt:

5 jaar	6 kinderen
4 jaar	3 "
3 jaar	2 "
2 jaar	3 "
1 jaar	6 "

In de loop van de onderzoeksperiode verandert dit vanzelfsprekend. De vijfjarigen die in de loop van het jaar 6 worden, blijven gewoon meedoen. Bovendien komen er kinderen bij die nu nog geen jaar oud zijn.

Via drie methoden is getracht inzicht te krijgen in de tijdsbesteding van de kinderen:

1) via de vragen in de vragenlijst
2) via het invullen van een 'gemiddelde' of 'normale' dagindeling door de moeders tijdens ons bezoek
3) via het invullen van de werkelijke dagindeling door de moeder gedurende een week na ons bezoek (dagboekje).

We onderscheiden vier globale kategorieën van tijdsbesteding:

- slaap (geen inname van stof of grond)
- binnen (inname van huisstof)
- weg van huis (geen relevante inname)
- buiten. Deze laatste kategorie wordt opgesplitst naar verschillende verblijfplaatsen als erf, schuur, kas, tuin e.d., waaraan zo goed mogelijk een verblijftijd wordt gekoppeld. Van elk van deze plaatsen en van het huisstof wordt een monster genomen (zie par. 2.1).

4.2 Resultaten

In de Tabellen 1 t/m 5 in Bijlage 1 zijn de resultaten gegeven van het onderzoek naar de tijdsbesteding van jonge kinderen op bollenbedrijven. Gegeven zijn de verblijftijden voor de lokaties erf, veld, schuur en kas (uur/dag). Daarnaast is gegeven:

- het aantal uur per dag dat in huis doorgebracht wordt, minus het aantal uren slaap per dag (de categorie "huis"),
- het totaal aantal uur per dag dat buitenshuis op het bedrijf doorgebracht wordt (som verblijftijden voor de lokaties erf, veld, schuur en kas; de categorie "buiten totaal"),
- de som van de categorieën "huis" en "buiten totaal" (de categorie "huis + buiten").

In de Tabellen 1 t/m 5 in Bijlage 1 is een extra categorie gegeven, nl. de categorie "huis actief". Deze categorie heeft betrekking op het aantal uren dat een kind in huis spelend doorbrengt. De tijd die besteed wordt aan eten, baden, t.v.-kijken e.d., zal immers nauwelijks van belang zijn als het gaat om risico's via ingestie van stof. Deze categorie kon echter in veel gevallen niet op éénduidige wijze geschat worden op basis van de gegevens uit de dagboekjes en interviews.
In de blootstellingsberekeningen zal de categorie "huis" gecorrigeerd worden voor de gemiddelde tijd die dagelijks besteed wordt aan niet-relevante activiteiten (gemiddeld 4 uur/dag, standaarddeviatie 1), waarbij gemiddeld is over alle perioden en leeftijden.

Over de gegevens in de tabellen kan het volgende opgemerkt worden:

- De onderzochte groep kinderen speelde in de periode mei/juni en september dagelijks langdurig op het bedrijf. Dit varieert van gemiddeld 2 uur per dag voor 1-jarigen tot (gemiddeld) 3 uur per dag voor 5- tot 6-jarigen. In de winterperiode liggen deze waarden veel lager, van 0,5 uur voor 1-jarigen tot 1,5 uur voor 5-tot 6-jarigen. Het maximum aantal uren buiten op het bedrijf dat gemeten is, bedraagt 5,5 uur/dag.
- Over het algemeen blijkt het erf de meest geliefde speelplek te zijn voor kinderen. Op de tweede plaats komt de bollenschuur. Kinderen blijken nauwelijks in de kassen te komen. De verklaring hiervoor is, dat dit in de meeste gevallen door de ouders verboden wordt.

- In enkele gezinnen werkt de vrouw mee in het bedrijf, bijvoorbeeld bij het stekken van dahlia's en het bollenpellen. De kinderen in dat gezin brengen in de perioden waarin die activiteiten plaatsvinden veel tijd door bij moeder in de bollenschuur. (Zie de hoge verblijftijden voor de schuur bij bedrijf 1 in september en in mei/juni; resp. Tabel 1 en 3 in Bijlage 1).

Uit de enquête, waarin ook een vraag opgenomen is over tijdsbesteding van jonge kinderen, komen geen duidelijke verschillen naar voren in verblijftijden voor erf, veld, schuur en kas (zie Bijlage 7). Het betreft hier echter een zeer globale schatting voor de periode waarin de enquête gehouden is (maart/april 1988).

De tijdsbesteding van jonge kinderen in een niet-bedrijfssituatie (woonhuizen zonder bedrijf, omringd door bollenvelden) is gegeven in de Tabellen 4 en 5 in Bijlage 1. Er lijkt weinig verschil te zijn tussen beide groepen kinderen, wat betreft de categorieën "huis", "buiten totaal" en "huis + buiten". Opvallend is dat twee van de drie kinderen regelmatig (tot een half uur per dag) bij vriendjes op een bollenbedrijf spelen en ook op de bollenvelden komen. Het betreft hier een 4- en een 5-jarige (in de loop van het onderzoek 6).

5. BEREKENING EN BEOORDELING VAN DE BLOOTSTELLING VAN JONGE KINDEREN AAN CHOLINESTERASEREMMERS EN DITHIOCARBAMATEN

5.1 Inleiding

Naast gegevens over de concentraties in de diverse contactmedia (zie hoofdstuk 3) en gegevens over de verblijftijden (zie hoofdstuk 4) zijn gegevens nodig over innamehoeveelheden voor de verschillende contactmedia: grond/stof, water, lucht en voedsel.
In deze paragraaf zijn gegevens vermeld met betrekking tot de innamehoeveelheden die in de blootstellingsberekeningen gebruikt zijn en de motivatie voor de keuzen. Tevens is aangegeven op welke wijze de gegevens over verblijftijden van jonge kinderen op bollenbedrijven verwerkt zijn in de blootstellingsberekeningen. De blootstelling wordt uiteindelijk getoetst aan ADI-waarden om te kunnen aangeven wat wel/niet aanvaardbaar is vanuit het oogpunt van gezondheid. De gebruikte ADI-waarden zijn vermeld in paragraaf 5.1.3.

5.1.1 Innamehoeveelheden voor contactmedia

De gegevens over innamehoeveelheden kunnen grotendeels uit de literatuur gehaald worden.

Tabel 5.1 geeft een overzicht van de schattingen van ingestie van grond en stof uit de literatuur. Voor de overige routes staan de inname-hoeveelheden vermeld in Tabel 5.2.

Uit Tabel 5.1 blijkt de grote variatie in schattingen voor ingestie van grond/stof door jonge kinderen. Ook de methoden waarmee men tot een schatting komt verschillen. Mensink en Morel (1984) stellen op grond van een literatuurstudie een ingestie van 500 - 1500 mg/dag voor als een "worst-case"-waarde, terwijl Copius-Peereboom en Copius Peereboom-Stegeman (1986) kiezen voor een waarde van 250 - 500 mg. Matser en Hendriks (1987) gaan ervan uit, dat een waarde van 200 mg per dag algemeen geaccepteerd wordt als een voorzichtige schatting van het gemiddelde voor de ingestie van 1 tot 4 jarigen. Niet duidelijk is of dit op droog- of

natgewicht basis is. Zij stellen vervolgens dat vanwege de grote onzekerheid bij een "worst-case"-benadering uitgegaan zou moeten worden van een 5 x zo hoge waarde, d.w.z. 1 g/dag (waarbij pica-gedrag[1] buiten beschouwing wordt gelaten). Uit een nadere toetsing van de schattingen op basis van tracer-analyse in faeces waarmee Clausing (mond. meded.) momenteel in Wageningen bezig is, komt naar voren dat een gemiddelde van 100 tot 200 mg met een maximum van 1 g (drooggewicht) mogelijk reële waarden zijn. De andere waarden in Tabel 5.1 zijn nauwlijks empirisch gefundeerd. Zo zijn de schattingen door Kimbrough e.a. (1984) gebaseerd op "persoonlijke indrukken". De hoge schatting van gemiddeld bijna 2 g/dag op basis van tracer-analyse in faeces door Binder e.a. (1986), waarbij alleen gekeken is naar titanium, is onjuist, omdat titanium ook via voedsel binnen gekregen kan worden. De tracer-analyse methode is er juist op gebaseerd dat de laagste berekende bodemingestie per tracer een schatting is van de maximale waarde van de werkelijke ingestie (Clausing e.a., 1987).

Voor het berekenen van de inname via ingestie van grond en stof is in dit rapport uitgegaan van de volgende schattingen van ingestie van grond en stof door jonge kinderen:

1. gemiddelde ingestie van 0,2 g/dag
2. maximale ingestie van 1 g/dag (in dit rapport beschouwd als een 95-percentielwaarde)
3. extreme ingestie van 10 g/dag (bij pica; in dit rapport beschouwd als een 99,9-percentielwaarde)

Voor het berekenen van de blootstelling via het eten van groenten uit eigen tuin is gebruik gemaakt van de resultaten van het onderzoek naar groenteconsumptie van volkstuinders (Hulshof, 1988). Hieruit blijkt dat voor kinderen in de leeftijd van 1 tot 12 jaar de consumptie uit eigen tuin voor sla gemiddeld 7 tot maximaal 30 g per dag is en voor wortelen gemiddeld 8 tot maximaal 36 g per dag.

---

[1] Pica is een extreme neiging bij jonge kinderen om voortdurend dingen in de mond te steken ("mouthing"), en wordt beschouwd als abnormaal gedrag. Een minder extreme vorm van "mouthing"-gedrag komt normaal voor bij kinderen in de leeftijd van 6 tot 18 maanden.

5.1.2 Tijdgewogen gemiddelden

De berekeningen van de blootstelling via ingestie van grond en stof zijn uitgevoerd op basis van een tijdgewogen gemiddelde concentratie voor bedrijfssituaties. Op deze manier kunnen de gegevens over concentraties in grond en stof van verschillende lokaties op bollenbedrijven en de gegevens over tijdsbesteding van jonge kinderen op bollenbedrijven (verblijftijden voor verschillende lokaties) geintegreerd worden in de berekening van de blootstelling. Dit heeft het voordeel dat in plaats van een "worst-case" een meer realistische schatting gemaakt kan worden, omdat rekening gehouden wordt met het situatie-specifieke gedrag van kinderen op bollenbedrijven en de variatie in concentraties in ruimte en tijd.

Een tijdgewogen gemiddelde concentratie wordt als volgt berekend: (verblijftijd erf x conc. erf) + (verblijftijd veld x conc. veld) + (verblijftijd schuur x conc. schuur) + (verblijftijd kas x conc. kas) + (binnenspelen (=verblijftijd huis - 4) x conc. huis)/ (binnenspelen + buitenspelen)[2]

De tijdgewogen gemiddelde concentraties worden vervolgens vermenigvuldigd met de waarde voor grond/stof-ingestie (zie basisstructuur risico-analyse paragraaf 1.2).

Per stofgroep en per seizoen zijn blootstellingsberekeningen uitgevoerd, waarbij de volgende combinaties van gegevens zijn gebruikt:

- Gemiddelde concentraties voor lokaties gecombineerd met gemiddelde verblijftijden voor lokaties per leeftijdsklasse.
- Maximale concentraties voor lokaties gecombineerd met gemiddelde verblijftijden voor lokaties per leeftijdsklasse.
- Concentraties voor afzonderlijke, concrete lokaties per bedrijf gecombineerd met verblijftijden voor afzonderlijke, concrete lokaties per (individueel) kind wonende op het betreffende bedrijf.

---

[2] Het aantal uren in huis (exclusief slaap) gecorrigeerd met 4 is het aantal uren dat in huis spelend doorgebracht wordt, dus exclusief (gemiddelde) tijd die doorgebracht wordt met eten, baden en t.v.-kijken (zie ook hoofdstuk 4).

Vanwege de grote onzekerheden en het beperkte aantal onderzochte bedrijfssituaties lijkt het zinvol om naast de resultaten op basis van gemiddelden ook waarde te hechten aan de resultaten van berekeningen op basis van maximale waarden. Deze moeten dan beschouwd worden als een "worst-case", een bovengrens, die wellicht alleen in een (zeer) beperkt aantal situaties in de praktijk zal optreden, maar toch niet uitgesloten mag worden. Bij berekeningen gemiddelde en maximale concentratataties en gemiddelde verblijftijden per leeftijdsklasse kan enige informatie met betrekking tot de spreiding van waarden verloren gaan. Het is dus zinvol om ook berekeningen voor individuele kinderen in concrete situaties in de beschouwing te betrekken.

5.1.3 Beoordeling van de blootstelling

ADI-waarden

Voor de beoordeling van de blootstelling wordt gebruik gemaakt van gezondheidkundige advieswaarden voor de aanvaardbare dagelijkse inname, "Acceptable Daily Intake" (ADI -waarden), opgesteld door de WHO/FAO. Een overzicht van ADI-waarden voor de in dit onderzoek beschouwde stoffen is gegeven in Tabel 1 in Bijlage 9.

Vanwege het gebruik van somparameters vindt in dit onderzoek beoordeling van de berekende blootstelling c.q. inname van cholinesteraseremmers plaats door middel van toetsing aan de ADI voor parathion (5 microgram/kg lichaamsgewicht per dag). Deze waarde wordt vermenigvuldigd met het lichaamsgewicht indien de innamehoeveelheid voor contactmedia niet uitgedrukt is per kilogram lichaamsgewicht maar per kind. De berekende blootstelling van dithiocarbamaten wordt getoetst met behulp van de ADI-waarde voor maneb (5 microgram/kg lichaamsgewicht per dag), vermenigvuldigd met het lichaamsgewicht indien de innamehoeveelheden niet uitgedrukt is per kilogram lichaamsgewicht. De aanvaardbare dagelijkse innamen per kind voor zowel parathion als maneb zijn voor de beschouwde leeftijdsklassen (ADI x lichaamsgewicht):

1-jarigen (lichaamsgewicht 9 kg)[3]	45 microgram/dag
2-jarigen (lichaamsgewicht 13 kg)	65 microgram/dag
3-jarigen (lichaamsgewicht 15 kg)	75 microgram/dag
4-jarigen (lichaamsgewicht 17,5 kg)	87,5 microgram/dag
5-jarigen (lichaamsgewicht 19,5)	97,5 microgram/dag
6-jarigen (lichaamsgewicht 22 kg)	110 microgram/dag

Om iets te kunnen zeggen over het belang van de verschillende blootstellingsroutes ten opzichte van elkaar en ten opzichte van de totale blootstelling is steeds per blootstellingsroute de relatieve bijdrage aan het risico berekend. Hiertoe wordt de inname via de betreffende route gedeeld door de aanvaardbare dagelijkse inname en uitgedrukt in procenten. Bij de uiteindelijke beoordeling van de (totale) blootstelling moet rekening gehouden worden met de bijdragen van afzonderlijke routes.

Acute toxiciteit

ADI-waarden zijn gebaseerd op chronische toxiciteit als gevolg van langdurige (levenslange) blootstelling aan relatief lage concentraties. Indien er sprake is van kortdurende hoge blootstelling dan kan ook acute toxiciteit een rol spelen. Voor beoordeling van het gezondheidsrisico met betrekking tot dit soort effecten kunnen acute toxiciteitgegevens gebruikt worden. Soms zijn deze voor de mens bekend uit gevallen van blootstelling bij ongevallen. Voor parathion is de dodelijke orale dosis voor de mens 3 tot 5 mg/kg lichaamsgewicht (WHO/FAO, 1965). Voor maneb ligt deze veel hoger (LD-50 voor de rat is >5200 mg/kg lichaamsgewicht bij orale toediening).

Aannamen

Aangenomen wordt dat de ADI van parathion een goede beoordelingsmaat is voor de groep van cholinesteraseremmers als geheel en evenzo, dat de ADI van maneb een goede beoordelingsmaat is voor de groep van dithiocarbamaten. Parathion en maneb staan dus wat betreft type effecten, resorptie,

---

[3]Bron: Groeionderzoek 1980, Wilhelmina Kinderziekenhuis.

werkingsmechanisme en toxicokinetiek model voor respectievelijk alle cholinesteraseremmers en dithiocarbamaten. In hoofdstuk 6 wordt hierop nader ingegaan.

In dit rapport wordt de ADI voor inhalatoire blootstelling gelijkgesteld aan de ADI voor orale blootstelling (bij afwezigheid van een ADI voor inhalatoire blootstelling). Dit is alleen geoorloofd voor stoffen met systemische werking. Dit zijn stoffen die na opname in het bloed een effect veroorzaken elders in het lichaam, bijvoorbeeld op inwendige organen. Verondersteld wordt dat de opname c.q. resorptie in het maag-darmkanaal gelijk is aan de resorptie in de longen en dat er geen verschillen zijn in toxicokinetiek (zie verder hoofdstuk 6).

5.2 Berekening en beoordeling van de blootstelling aan cholinesteraseremmers

5.2.1 Ingestie van grond en stof

De innamen, berekend zoals aangegeven in paragraaf 5.1.2, zijn gegeven in de Tabellen 1 t/m 3 in Bijlage 2, voor respectievelijk de monsterrondes in september 1987, januari 1988 en mei/juni 1988. De resultaten van de berekeningen zijn weergegeven per leeftijdsklasse (gemiddelde verblijftijden) voor verschillende ingestiewaarden op basis van combinatie van alle *gemiddelde waarden voor lokaties* en alle *maximale waarden voor* lokaties voor alle bedrijfssituaties gezamenlijk. Daarnaast is tevens de inname, uitgaande van verschillende ingestiewaarden, voor elk individueel kind en concrete bedrijfssituaties gegeven.

Tabel 5.1: Literatuuroverzicht van schattingen van bodem/stof-ingestie door jonge kinderen.

stof/grond-ingestie in mg/dag	schattingsmethode	referentie
20 - 40	terugweging van hoeveelheid aan duim en wijsvinger x 10 keer aflikken per dag geeft 20 - 40 mg/dag	Duggan and Williams, 1977
100	hand-'samples': 10 mg/hand x 10 keer hand in mond per dag; leeftijd 1-5 jaar[4]	Lepow e. a., 1974
0 (0-9 mnd.) 1000 (9-18 mnd.) 10.000 (1½-3½ j.) 1000 (3½-5 j.) 100 (5 j.)	?	Kimbrough e.a., 1984
200 (natgewicht)	observatie van hand-mond contacten	Loodonderzoek Arnhem, LU-Wageningen, 1978
gem. 108 ca. 121 95 perc. 386	tracer-analyse in faeces[5] schatting op basis van minimum van alle tracers	Binder e.a., 1986
gem. 1834 ca. 3091 95 perc. 9590	schatting alleen op basis van titanium (2)[6]; leeftijd gem. 1,6 j.	" "
gem. 105 ca. 67 (1) gem. 49 ca. 22 (2) gem. 56 (3)	tracer-analyse in faeces schatting op basis van minimum van alle tracers voor crèche-kinderen (1) en voor ziekenhuis-kinderen (2) schatting gecorrigeerd voor achtergrondinname (=ziekenhuis) tracers (3); leeftijd 2-4 j.	Clausing e.a., 1987

[4] Observaties van hand-mond contacten zijn niet verwerkt in de schatting.

[5] Bij deze methode is alleen de ingestie van bodem betrokken en niet van stof.

[6] De beste tracer is niet bekend.

Tabel 5.2: Berekende voedsel- en luchtinname, en gemeten waterconsumptie van verschillende leeftijdscategorieën.
Bron: Van der Naald e. a., 1988.

leeftijd Jaar	gewicht kg	energieverbruik kJ/kg dag	voedselinname g/kg dag[2] gem.	max. 90%	ademvolume l/kg dag[3] gem.	max. 90%	waterconsumptie ml/kg dag[4] gem.	max. 95%	99,5%
kinderen									
<1	7,3	470			565	x 1,3	75	x 1,7	x3
1 - 3	13,4	424	77	x 2	510	"	55	"	"
4 - 6	20,2	382	70	"	460	"	40	"	"
7 - 9	28,1	326	60	"	390	"	30	"	"
adolecenten									
Jongens									
10 - 12	36,9	297	53		355		25		
13 - 15	51,3	238	43		285		20		
16 - 19	62,9	205	39		245		17		
Meisjes									
10 - 12	38,0	259	46		310		23		
13 - 15	49,9	209	39		250		18		
16 - 19	54,4	179	32		215		15		
volwassenen									
mannen	65,0	192	35		230		20		
vrouwen	55,0	167	32		200		18		
zwangeren[1]	60	175 - 190	32 - 35		210 - 225		18		
zogenden	55	237	39		285		18		

1 Uitgegaan van een extra energieverbruik tijdens de laatste 6 maanden van 0,4 - 1,3 (zwangeren) en 2,5 (zogenden) kJ/kg bij resp. 60 en 55 kg lichaamsgewicht.
2 Uitgegaan is van een totale hoeveelheid voeding van 18-jarige jongens van 2 kg (gebaseerd op gegevens van TNO)
3 Per kJ is ongeveer 1,2 liter lucht nodig (Gezondheidsraad, 1984).
4 Bron: Haring e.a., 1979.

Bij de innameberekeningen is voor ontbrekende data de gemiddelde waarde voor de betreffende lokatie ingevuld. Tevens zijn innameberekeningen uitgevoerd, waarbij de concentraties in huis- en schuurstof gecorrigeerd zijn voor de achtergrondruis (2 mg/kg; zie paragraaf 3.2.1) en waarbij voor elke ontbrekende meetwaarde in plaats van het gemiddelde nul is ingevuld.

Als maat voor de relatieve bijdrage aan het risico via ingestie van grond en stof kan de inname uitgedrukt worden als percentage van de aanvaardbare dagelijkse inname. In Tabel 5.3 zijn de relatieve bijdragen weergegeven per periode en per leeftijdsklasse, uitgaande van verschillende ingestiewaarden, zowel voor combinatie van alle gemiddelde concentraties voor lokaties als voor combinatie van alle maximale concentraties voor lokaties.

Op grond van de metingen in <u>september/oktober</u> is een relatieve bijdrage aan het risico berekend van 0-1% (afhankelijk van de leeftijdsklasse) uitgaande van gemiddelde waarden tot maximaal 6-17% uitgaande van maximale waarden (Tabel 5.3). Alleen bij combinatie van maximale concentraties en een extreme ingestie van grond en stof van 10 g/dag (pica) is er voor de leeftijdsklasse van 1-jarigen sprake van een overschrijding van de aanvaardbare dagelijkse inname (168%).
Bij individuele kinderen is er geen sprake van inname die de aanvaardbare dagelijkse inname overschrijdt (zie Tabel 1 in Bijlage 2). De hoogste relatieve bijdrage aan het risico in concrete bedrijfssituaties is 1,5 % bij gemiddelde ingestie (7,4 % bij maximale ingestie).

De relatieve bijdrage aan het risico, berekend op basis van metingen in <u>januari</u>, is 0-1% (afhankelijk van de leeftijdsklasse) bij gemiddelde concentraties en ingestie tot maximaal 5-9% bij maximale concentraties en ingestie (Tabel 5.3).
In één concrete situatie is er sprake van een bijdrage aan het risico van 2,6% bij gemiddelde ingestie en 13 % bij maximale ingestie. Deze waarden zijn hoger dan de waarden die resulteren bij combinatie van gemiddelden en maximale concentraties. Voor kinderen met pica kan in deze specifieke-situatie de aanvaardbare dagelijkse blootstelling overschreden worden. Deze hoge blootstelling is het gevolg van een relatief hoge concentratie

Tabel 5.3:
Berekende blootstelling aan cholinesteraseremmers op basis van tijdgewogen concentraties (parathion-equivalenten) in grond/stof van bollenbedrijven, uitgedrukt als percentage van de aanvaardbare dagelijkse inname. Gerekend is met een gemiddelde, maximale en extreme grond/stof-ingestie van respectievelijk 0,2 g/dag (1), 1 g/dag (2) en 10 g/dag (3).

sept. 1987 — inname/ADI x100%

		(1)	(2)	(3)
gem. leeft.1	gem. conc.	1	5	50
gem. leeft.2	gem. conc.	1	3	29
gem. leeft.3	gem. conc.	0	2	22
gem. leeft.4	gem. conc.	0	2	24
gem. leeft.5	gem. conc.	0	2	18
gem. leeft.1	max. conc.	3	17	168
gem. leeft.2	max. conc.	2	9	92
gem. leeft.3	max. conc.	1	7	69
gem. leeft.4	max. conc.	2	8	77
gem. leeft.5	max. conc.	1	6	59

jan. 1988 — inname/ADI x 100%

		(1)	(2)	(3)
gem. leeft.1	gem. conc.	1	5	52
gem. leeft.2	gem. conc.	1	5	47
gem. leeft.3	gem. conc.	1	4	36
gem. leeft.4	gem. conc.	1	4	37
gem. leeft.5	gem. conc.	1	3	29
gem. leeft.1	max. conc.	1	7	75
gem. leeft.2	max. conc.	2	9	90
gem. leeft.3	max. conc.	1	6	61
gem. leeft.4	max. conc.	2	9	86
gem. leeft.5	max. conc.	1	5	52

mei/juni 1988 — inname/ADI x 100%

		(1)	(2)	(3)
gem. leeft.1	gem. conc.	5	24	239
gem. leeft.2	gem. conc.	2	10	104
gem. leeft.3	gem. conc.	1	7	69
gem. leeft.4	gem. conc.	3	14	141
gem. leeft.5	gem. conc.	3	15	149
gem. leeft.1	max. conc.	23	116	1156
gem. leeft.2	max. conc.	10	51	509
gem. leeft.3	max. conc.	7	33	331
gem. leeft.4	max. conc.	14	69	693
gem. leeft.5	max. conc.	15	74	736

De waarden die de aanvaardbare dagelijkse inname (= 100%) overschrijden zijn onderstreept.

in het erfstof van het betreffende bedrijf gecombineerd met een relatief lange verblijftijd voor het kind op het erf.

Op grond van de metingen in mei/juni is een relatieve bijdrage aan het risico berekend van 1-5% bij gemiddelde concentraties. Alleen voor kinderen met pica kan er sprake zijn van een overschrijding van de aanvaardbare dagelijkse inname. Uitgaande van maximale concentraties en maximale ingestie is de bijdrage aan 33-116% (Tabel 5.3). In een dergelijke situatie is er voor 1-jarigen sprake van een inname die de aanvaardbare dagelijkse inname overschrijdt als deze 1 g/d grond en/of stof binnen krijgen (maximale ingestie).
De hoogste relatieve bijdrage aan het risico in concrete situaties is 1,2% bij gemiddelde ingestie en 6% bij maximale ingestie (kinderen 2a, 2b 2c, 7a en 7b niet meegerekend). Dit laatste percentage is veel lager dan het percentage dat resulteert bij combinatie van alle maximale waarden voor concentratie en ingestie. Vanwege het beperkt aantal onderzochte concrete situaties is een dergelijke combinatie van maximale waarden toch zinvol; het kan immers niet uitgesloten worden dat deze bovengrens in de praktijk bereikt wordt.

5.2.2 Groenten uit eigen tuin

Uitgaande van de gemeten concentraties in sla en wortelen (zie Tabel 3.5) en de gegevens voor consumptie van sla en wortelen uit eigen tuin in paragraaf 5.1. kan voor alle beschouwde leeftijdsklassen de volgende inname berekend worden:

bij gemiddelde concentratie en gemiddelde consumptie:
(7 x 0,005) + (8 x 0,03) = 0,275 microgram/dag (1a)
bij gemiddelde concentratie en maximale consumptie:
(30 x 0,005) + (36 x 0,03) = 1,23 microgram/dag (1b)

bij maximale concentratie en gemiddelde consumptie:
(7 x 0,01) + (8 x 0,05) = 0,47 microgram/dag (2a)
bij maximale concentratie en maximale consumptie:
(30 x 0,01) + (36 x 0,05) = 2,1 microgram/dag (2b)

De relatieve bijdrage aan het risico via het eten van groenten uit eigen tuin is, afhankelijk van de leeftijdsklasse, 0,3-0,6% (1a) tot maximaal 2-5% (2b).

5.2.3 *Drinkwater (opgepompt grondwater)*

Op basis van de gemeten concentraties in twee monsters van drinkwater van een woonhuis dat niet aangesloten is op het waterleidingnet (paragraaf 3.2.1) en de gegevens voor waterconsumptie in Tabel 5.2 kan de volgende inname berekend worden:

- bij gemiddelde waterconsumptie en concentratie in juli:
  $47,5 \times 10^{-3} \times 0,64 = 0,030$ microgram/kg lichaamsgewicht/dag (1a)
- bij maximale waterconsumptie:
  $1,7 \times 47,5 \times 10^{-3} \times 0,64 = 0,0520$ microgram/kg lichaamsgewicht/dag 1b)
- bij gemiddelde waterconsumptie en concentratie in september:
  $47,5 \times 10^{-3} \times 0,84 = 0,040$ microgram/kg lichaamsgewicht/dag (2a)
- bij maximale waterconsumptie:
  $1,7 \times 47,5 \times 10^{-3} \times 0,84 = 0,068$ microgram/kg lichaamsgewicht/dag (2b)

De relatieve bijdrage aan het risico via zelf opgepompt drinkwater is, onafhankelijk van de leeftijdsklasse, in juli 0,6% (1a) tot maximaal 1,0% (1b) en in september 0,8% (2a) tot maximaal 1,4% (2b). De metingen overschrijden dus wel de drinkwaternorm, maar vormen geen direct gevaar voor de gezondheid van jonge kinderen.

5.2.4 *Inademing van spuitnevels en damp*

Voor onderstaande blootstellingsberekeningen is gebruik gemaakt van de uitkomsten met betrekking tot concentraties in de lucht van het damp- en druppeldriftmodel van TNO (Huygen e.a., 1986). De drift wordt beinvloed door de volgende factoren:

- de apparatuur
- de wijze van bespuiting
- de structuur van het veld
- de weersomstandigheden

De verdamping vanaf de bodem en gewas wordt bepaald door de verhouding tussen op de bodem en op het gewas afgezette hoeveelheden. Deze verhouding hangt af van factoren als gewasdichtheid, soort gewas, groeistadium, apparatuur en middelen en de weersomstandigheden.

Parathion

Het model voorspelt bij een parathion-dosering van 5 kg/ha (bloementeelt) en uitgaande van een veld van 2 ha, een maximale concentratie in de lucht aan de rand van het veld van (948 + 112 =) 1.060 microgram/m^3, gedurende een half uur bij een windsnelheid van 1 m/sec (Tabel 5.4).[7]

Kinderen in de leeftijd van 1 tot 6 jaar ademen gemiddeld 0,5 m^3 en maximaal 0,6 m^3 per kg lichaamsgewicht per dag (zie Tabel 5.2). Bij een half uur buitenspelen aan de rand van het veld tijdens bespuiting en wanneer ervan wordt uitgegaan dat de rest van de dag "schone" lucht wordt ingeademd, is de parathion-inname:
bij gemiddeld ademvolume:
1/24 x 1/2 x 0,5 x 1060 = 11,04 microgram/kg lich.gew./dag, (1a)
bij maximaal ademvolume:
1/24 x 1/2 x 0,6 x 1060 = 13,25 microgram/kg lich.gew./dag, (1b)

Een 10x zo lage dosering (toepassing in de bollenteelt die nog maar zelden voorkomt) geeft een parathion-inname van:
bij gemiddeld ademvolume: 1,10 microgram/kg lich.gew./dag, (2a)
bij maximaal ademvolume: 1,33 microgram/kg lich.gew./dag, (2b)

Bij de hoogste dosering kan sprake er zijn van een overschrijding van de aanvaardbare dagelijkse inname van 5 microgram/kg lichaamsgewicht/dag als jonge kinderen, onafhankelijk van de leeftijd, in contact komen met een spuitnevel van parathion bij toepassing in de bloementeelt (voor de berekeningen 1a en 1b respectievelijk 221% en 265%). De berekende inname

---

7 De gegevens in Tabel 5.4 en 5.5 zijn gebaseerd op een veld van 4 ha. Een tweemaal zo klein veld heeft tot gevolg dat de blootstellingsduur tweemaal zo klein wordt.

ligt zo ver beneden de dodelijke orale inname van 3 tot 5 mg/kg lichaamsgewicht dat acute toxiciteit waarschijnlijk geen rol speelt.
De berekeningen met de lagere dosering (2a en 2b) resulteren in een relatieve bijdrage aan het risico van 20% (2a) tot maximaal 27% (2b).

Diazinon

Het model voorspelt bij een bespuiting van een bloementeeltperceel van 2 ha met diazinon (dosering 0,75 kg/ha) een maximale concentratie in de lucht aan de rand van het veld van (11,5 + 17,5 =) 29 microgram/m^3, gedurende een half uur (windsnelheid 1 m/s; Tabel 5.5). De inname tijdens dat half uur is dan:
bij gemiddeld ademvolume:
1/24 x 1/2 x 0,5 x 29 = 0,30 microgram/kg lich.gew./dag (3a)
bij maximaal ademvolume:
1/24 x 1/2 x 0,6 x 29 = 0,36 microgram/kg lich.gew./dag (3b)

De ADI voor diazinon is 2 microgram/kg lichaamsgewicht per dag. De relatieve bijdrage aan het risico als gevolg van contact met een spuitnevel van diazinon is 14,5% (3a) tot maximaal 18% (3b). Deze bijdrage is optelbaar bij de bijdragen als gevolg van blootstelling aan parathion via andere routes, omdat het hier eveneens een cholinesteraseremmer betreft (zelfde werkingsmechanisme).

Bij bovenstaande berekeningen van de blootstelling dienen de volgende kanttekeningen geplaatst te worden. In de praktijk wordt bij de bespuitingen van bloementeeltpercelen gebruik gemaakt van een rugspuit en niet van de in het model gehanteerde trekkerspuit, zoals in de bollenteelt gebruikelijk is. Ook de gewashoogte van bloemen is veel groter dan bij bolgewassen. Het gebruik van een rugspuit en de grotere gewashoogte heeft tot gevolg dat de afstand tot het gewas bij bespuiting relatief klein zal zijn, waardoor waarschijnlijk minder drift zal optreden (zie ook Huygen e.a., 1986).

Tabel 5.4 : Concentraties parathion in de lucht (microgram/m^3) op verschillende afstanden van de bron (dosering actieve stof 5 kg/ha); berekend m.b.v. het damp- en druppeldriftmodel van TNO.

afstand	dampdrift windsnelheid			druppeldrift windsnelheid		
	1 m/s	4 m/s	8 m/s	1 m/s	4 m/s	8m/s
100*	948	237	119	112	112	112
110	832	208	104	0	1,3	7,7
138	592	148	74	0	0,4	7,0
150	520	130	65	0	0,13	5,1
200	332	83	42	0	0,04	2,6
250	260	65	33	0	0,006	1,3

* rand van het veld

Tabel 5.5 : Concentratie diazinon in de lucht (microgram/m^3) op verschillende afstanden van de bron (0,75 kg/ha, veld 4 ha); berekend m.b.v. het damp- en druppeldriftmodel van TNO.

afstand	dampdrift windsnelheid		druppeldrift windsnelheid		
	1 m/s	4 m/s	1 m/s	4 m/s	8 m/s
100*	11,5	2,9	17,5	17,5	17,5
110	10,1	2,5	0	0,2	1,2
138	7,2	1,8	0	0,06	1,1
150	6,9	1,7	0	0,02	0,8
200	4,0	1,0	0	0,006	0,4
^E					
250	3,2	0,8	0	0,001	0,2

* rand van het veld

5.2.5 *Inademing van stofdeeltjes in de lucht tijdens stofstormen*

De concentratie in grondmonsters van braakliggende bollenvelden (monsterronde september) is gemiddeld 0,4 mg parathion-equivalenten/kg (zie Tabel 3.6). Deze concentratie ligt een factor 75.000 onder het berekende

kritische niveau van 30 g/kg (zie paragraaf 2.3.3). Blootstelling lijkt dus verwaarloosbaar klein onder de volgende aannamen:

- de concentratie in de stuifgevoelige fractie van de bodem wordt verondersteld gelijk te zijn aan het gehalte in het bemonsterde bovenste laagje van braakliggend bollenland
- het gehalte aan stofdeeltjes in de lucht tijdens stofstorm wordt verondersteld niet meer dan 75.000 maal zo groot te zijn als de in de berekening van het kritisch niveau gehanteerde waarde van 6×10^{-2} mg/m^3.

Een beter gefundeerde uitspraak over de mate van de blootstelling via inademing van stuivende bollengrond is niet mogelijk.

5.2.6 *Voedsel (achtergrond)*

Op basis van dagelijkse innamen berekend door De Vos e.a. (1984) voor "total-diets" van jongens van 16-18 jaar (aan de hand van gemeten residuen van bestrijdingsmiddelen in groepen van levensmiddelen voor de periode van 1976-1978) is de dagelijkse inname voor jonge kinderen in de leeftijd van 1-6 jaar berekend. Hiertoe zijn de innamen voor jongens van 16-18 jaar gecorrigeerd met een factor 2 voor de hogere (gemiddelde) voedselconsumptie per kilogram lichaamsgewicht voor kinderen in de leeftijd tot 6 jaar (zie Tabel 5.2). De uitkomsten zijn vermeld in Tabel 5.6. Hieruit blijkt dat ruim 50% van de dagelijkse acceptabele hoeveelheid reeds binnen gekregen wordt via voedsel als uitgegaan wordt van gemiddelde concentratie en additie. Toepassing van de additieregel is hier geoorloofd, omdat het hier stoffen met identiek werkingsmechanisme betreft (zie verder hoofdstuk 6). Tevens is verondersteld, dat voor de metingen die onder de detectiegrens liggen de concentratie gelijk is aan de detectiegrens. Als voor deze metingen nul wordt ingevuld daalt het percentage tot 43%[8].

---

[8] Als alle hoogst gemeten waarden in één 'total-diët' zouden voorkomen is er sprake van een ruime overschrijding van de drempelwaarde. Dit lijkt echter gezien de relatief lage incidentie van voorkomen van aantoonbare residuen in voedsel niet realistisch.

Tabel 5.6:

Achtergrondblootstelling via voedsel en relatieve bijdrage aan het (totaal)*risico van cholinesteraeremmers voor jonge kinderen in de leeftijd* van 1 tot 6 jaar.

cholinesteraseremmers	% pos.[1]	inname kind 1-6 jr. (µg/kg.dag) gem.	max.	ADI (µg/kg.d)	inname/ADI gem.	max.
azinfosmethyl	8	< 0,17	1,77	2,5	<0,068	0,708
chlorfenvinfos	3	< 0,03	0,43	2	<0,015	0,215
diazinon	6	< 0,03	0,33	2	<0,015	0,165
ethion	0,7	< 0,03	0,67	5	<0,006	0,134
fenchlorfos	1,4	< 0,03	0,83	-	-	-
malathion	17	0,53	1,33	20	0,027	0,067
omethoate	3	0,20	3,33	0,5	0,4	6,660
fosalone	1,4	0,03	0,67	6	0,005	0,112
trichlorfon	1,4	< 0,03	1,67	5	0,006	0,334
trichloronate	1,4	< 0,03	0,33	-	-	-
carbaryl	2,8	< 0,03	1,67	10	<0,003	0,167
				ca.	0,545	8,562

Opmerkingen:

Gebaseerd op innameberekeningen van De Vos e.a. (1984) voor "total-diets" van jongens van 16-18 jaar op grond van residu-analyses per groep levensmiddelen (over 1976-1978). De innamen zijn omgerekend naar inname voor kinderen in de leeftijd van 1 tot 6 jaar d.m.v. correctie voor de hogere voedselconsumptie van kinderen per eenheid van lichaamsgewicht. De gemiddelde gehalten zijn berekend over alle monsters (inclusief de monsters waarin geen stof gedetecteerd is).

[1] Percentage positieve monsters, d.w.z., waarin stof gedetecteerd is.

5.3 Berekening en beoordeling van de blootstelling aan dithiocarbamaten

5.3.1 Ingestie van grond en stof

De resultaten van de blootstellingsberekeningen op basis van metingen van dithiocarbamaten in grond en stof van verschillende lokaties van bollenbedrijven zijn per periode per leeftijdsklasse op basis van combinatie van gemiddelde en maximale waarden voor alle bedrijfssituaties gezamenlijk, en per individueel kind en per bedrijfssituatie (uitgaande van verschillende ingestiewaarden) gegeven in de Tabellen 1 t/m 3 (a, b) in Bijlage 3 (random-monsterrondes in september 1987, december 1987/-januari 1988 en mei/juni 1988).

De relatieve bijdragen aan het risico, berekend per periode en per leeftijdsklasse voor verschillende ingestiewaarden, zowel op basis van *combinatie van gemiddelde* als *combinatie van maximale concentraties voor* lokaties, zijn gegeven in Tabel 5.7.

De op basis van de metingen in september berekende inname als percentage van de aanvaardbare dagelijkse iname is, afhankelijk van de leeftijdsklasse, 5-12% uitgaande van gemiddelde waarden voor concentraties en ingestie. Alleen voor kinderen met pica (extreme ingestie; in dit rapport gesteld op 10 g/d) is overschrijding van de aanvaardbare dagelijkse inname mogelijk (tot een inname als percentage van de aanvaardbare dalgelijkse inname van 511% voor 1-jarigen). Combinatie van maximale waarden voor concentraties en ingestie resulteert in een inname als percentage van de aanvaardbare dagelijkse inname van 76-230% (Tabel 5.7). In een dergelijke situatie is er voor 1, 2 en 4 jarigen sprake van een overschrijding van de aanvaardbare dagelijkse inname.
De hoogste relatieve bijdrage aan het risico in concrete situaties is 31% (bij gemiddelde ingestie). Uitgaande van maximale ingestie overschrijdt de inname van het betreffende kind de aanvaardbare dagelijkse inname (155%). Het betreft hier een bedrijf met piekwaarden voor zowel de lokaties erf als huis (Tabel 3.6).

Voor de periode december en januari is de relatieve bijdrage aan het risico via ingestie van grond en stof 5-10% (bij gemiddelde waarden) tot maximaal 36-69% (bij maximale waarden). Alleen in geval van pica wordt de

Tabel 5.7:
Berekende blootstelling aan dithiocarbamaten op basis van tijdgewogen concentraties (maneb-equivalenten) in grond/stof van bollenbedrijven, uitgedrukt als percentage van de aanvaardbare dagelijkse inname. Gerekend is met een gemiddelde, maximale en extreme grond/stof-ingestie van respectievelijk 0,2 g/dag (1), 1 g/dag (2) en 10 g/dag (3).

sept. 1987		inname/ADI x 100%		
		(1)	(2)	(3)
gem. leeft.1	gem. conc.	12	59	585
gem. leeft.2	gem. conc.	8	39	386
gem. leeft.3	gem. conc.	9	43	427
gem. leeft.4	gem. conc.	6	29	293
gem. leeft.5	gem. conc.	5	27	271
gem. leeft.1	max. conc.	46	230	2299
gem. leeft.2	max. conc.	27	135	1348
gem. leeft.3	max. conc.	17	87	873
gem. leeft.4	max. conc.	23	114	1139
gem. leeft.5	max. conc.	15	76	764

dec. 1987/jan. 1988		inname/ADI x 100%		
		(1)	(2)	(3)
gem. leeft.1	gem. conc.	10	51	511
gem leeft.2	gem. conc.	9	44	441
gem. leeft.3	gem. conc.	7	36	360
gem. leeft.4	gem. conc.	7	34	339
gem. leeft.5	gem. conc.	5	25	248
gem. leeft.1	max. conc.	14	68	677
gem. leeft.2	max. conc.	14	69	687
gem. leeft.3	max. conc.	11	54	540
gem. leeft.4	max. conc.	12	61	607
gem. leeft.5	max. conc.	7	36	356

mei/juni 1988		inname/ADI x 100%		
		(1)	(2)	(3)
gem. leeft.1	gem. conc.	11	55	545
gem. leeft.2	gem. conc.	5	26	256
gem. leeft.3	gem. conc.	4	22	222
gem. leeft.4	gem. conc.	5	27	273
gem. leeft.5	gem. conc.	5	27	272
gem. leeft.1	max. conc.	40	198	1984
gem. leeft.2	max. conc.	17	86	865
gem. leeft.3	max. conc.	14	68	683
gem. leeft.4	max. conc.	21	105	1051
gem. leeft.5	max. conc.	22	108	1077

De waarden die de aanvaardbare dagelijkse inname (= 100%) overschrijden zijn onderstreept.

aanvaardbare dagelijkse inname overschreden (alle leeftijden). In twee concrete situaties wordt een relatief hoge bijdrage aan het risico berekend, nl. 13% en 11% (bij gemiddelde ingestie; zie Bijlage 3, Tabel 3a). Het betreft hier twee bedrijven met relatief hoge concentraties in de schuur en op het erf (zie Tabel 3.7). Hieruit blijkt dat de hoge inname die resulteert bij combinatie van maximale waarden ook in de praktijk daadwerkelijk voorkomt.

De op basis van de metingen in de periode mei/juni berekende relatieve bijdrage is, uitgaande van gemiddelde waarden voor ingestie en concentraties 4-11%. Alleen in geval van pica wordt de aanvaardbare dagelijkse inname overschreden (alle leeftijden). Combinatie van maximale waarden voor ingestie en concentraties resulteert in een inname als percentage van de aanvaardbare dagelijkse inname van 68-198%; ruime overschrijding van de aanvaardbare dagelijkse inname voor 1-jarigen (198%), terwijl voor 4- en 5-jarigen de overschrijding marginaal is (105% en 108%).
In concrete situaties is er bij maximale ingestie daarentegen geen sprake van overschrijding. De hoogste bijdrage aan het risico is in concrete gevallen 16% bij gemiddelde ingestie en 78% bij maximale ingestie. In de betreffende bedrijfsituatie is in de schuur een relatief hoge concentratie gemeten.

Bij de gerichte bemonstering zijn nog hoger concentraties gemeten dan in de random-monsterronden (Tabel 3.9). Alleen de meest extreme situatie wordt hier afzonderlijk in beschouwing genomen. Berekening van de inname als percentage van de aanvaardbare dagelijkse inname voor de drie kinderen in deze bedrijfssituatie met voor erf, veld en schuur een concentratie in grond en stof van respectievelijk 365, 44 en 1616 mg maneb-equivalenten per kg grond/stof resulteert in 150% (kind 2a), 130% (kind 2b) en 82% (kind 2c). Hierbij is uitgegaan van een gemiddelde waarde voor ingestie (0,2 g/d). Bij maximale ingestie worden deze percentages nog eens vijf maal zo groot.

5.3.2 Blootstelling via groenten uit eigen tuin

Uitgaande van de gemeten concentratie in sla en wortelen uit groentetuinen grenzend aan bollenvelden (Tabel 3.4) en de gegevens voor consumptie

van groenten uit eigen tuin (paragraaf 5.1) kan de volgende inname-berekening uitgevoerd worden:
bij gemiddelde concentraties en gemiddelde consumptie:
(7 x 6) + (8 x 9) = 114 microgram/dag (1a)
bij gemiddelde concentraties en maximale consumptie
30 x 6) + (36 x 9) = 504 microgram/dag (1b)
bij maximale concentratie en gemiddelde consumptie:
(7 x 11) + (8 x 12) = 173 microgram/dag (2a)
bij maximale concentratie en maximale consumptie:
(30 x 11) + (36 x 12) = 762 microgram/dag (2b)

Alleen al via het eten van groenten uit eigen tuin kan de aanvaardbare dagelijkse inname zelfs bij gemiddelde waarden voor concentratie en consumptie voor alle leeftijdsgroepen overschreden worden (de inname als percentage van de aanvaaardbare dagelijkse inname is 117-260%, afhankelijk van de leeeftijd). Bij maximale waaarden voor concentratie en ingestie is de inname als percentage van de aanvaardbare dagelijkse inname 778-1768%

5.3.3 Drinkwater (opgepompt grondwater)

Uitgaande van de door het RIVM gemeten maximale concentratie van 20 microgram/l ETU kan de volgende inname-berekening gemaakt worden (gegevens waterconsumptie uit Tabel 5.2):
bij gemiddelde waterconsumptie:
$47,5 \times 10^{-3} \times 20 = 0,95$ microgram/kg lich.gew./dag (a)
bij maximale waterconsumptie:
$1,7 \times 47,5 \times 10^{-3} \times 20 = 1,62$ microgram/kg lich. gew./dag (b)

De ADI van ETU is 2 microgram/kg lich. gew./dag (Fao/WHO, 1985). Voor jonge kinderen met maximale waterconsumptie wordt de ADI nog niet overschreden maar wel dicht benaderd (tot 81%).

5.3.4 Inademing van spuitnevels en damp

De dosering bij toepassing van zineb/maneb in de bollenteelt is 2 kg/ha, een factor 2,5 lager dan de hoogste parathion-dosering, waarvoor de concentraties in de lucht met het damp- en druppeldriftmodel voorspeld zijn (zie paragraaf 5.2.5). Omdat de dampspanning van zineb en maneb verwaarloosbaar klein is zal alleen de druppeldrift van belang zijn. De concentratie zineb en/of maneb in de lucht aan de rand van het veld zal dus bij benadering (112 : 2,5 =) 44,8 microgram/m^3 zijn (windsnelheid 1 m/s; zie Tabel 5.4). De inname bij bespuiting is dan:
bij gemiddeld ademvolume:
1/24 x 1/2 x 0,5 x 44,8 = 0,47 microgram/kg lich.gew./dag (1a)
bij maximaal ademvolume:
1/24 x 1/2 x 0,6 x 44,8 = 0,56 microgram/kg lich.gew./dag (1b)

De ADI's voor zineb en maneb zijn beiden 5 microgram/kg lich.gew./dag. Het relatieve risico via contact met een spuitnevel van zineb en maneb bedraagt 9% (1a) tot maximaal 11% (1b).

5.3.5 Inademing van stofdeeltjes in de lucht tijdens stofstormen

De concentraties in grond van braakliggende bollenvelden varieren van 0 tot waarden beneden de detectiegrens (Tabel 3.6). Hierbij is de concentratie gemeten bij bedrijf 1 buiten beschouwing gelaten, omdat hier geen sprake was van braakland. Blootstelling aan dithiocarbamaten via inademing van stofdeeltjes bij stofstormen zal dus zeer waarschijnlijk nihil zijn, onder de aanname dat de concentratie in de stuifgevoelige fractie gelijk is aan de concentratie in het bemonsterde bovenste laagje van braakliggend bollenland.

5.3.6 Inademing van plantenrook

In monsters van plantenloof is een concentratie maneb-equivalenten gemeten van gemiddeld 16,5 mg/kg (natgewicht). De hoeveelheid plantenloof die van één roe (= 14 m^2) afkomt wordt geschat op 50 kg (schatting

bollenboer). Voor 10 ha komt dit op ongeveer 35700 kg plantenloof. Op deze hoeveelheid loof zit dan ongeveer 590 g maneb-equivalenten. Bij verbranding zal een groot deel van de middelen afgebroken worden. Geschat wordt dat ongeveer 2% onverbrandbaar produkt achterblijft (mond. med. Molag). 2% van 590 g maneb-equivalenten is 12 g. Verondersteld wordt dat deze hoeveelheid in dampvorm in de lucht terecht komt. Als al het plantenloof van 10 ha in één keer verbrand wordt dan zal dit zo'n 1 tot 8 uur branden, afhankelijk van de vochtigheid. Met behulp van het gaussische pluimmodel kan vervolgens de concentratie in de lucht op verschillende afstanden van de (punt)bron berekend worden.

Als binnen 1 uur alle loof opgebrand is, is de emissie (12/3600 =) 3300 microgram/s (emissie 1). Is hiervoor 8 uur nodig dan is de emissie (12/8x3600 =) 400 microgram/s (emissie 2). De berekende concentraties in de lucht op verschillende afstanden van de brand zijn in Tabel 5.8 gegeven.
Bij 1 uur contact met plantenrook-emissie 1 op 100 meter van de bron (en de rest van de dag schone lucht) kan voor jonge kinderen de volgende inname berekend worden:
bij gemiddeld ademvolume:
1/24 x 0.5 x 150 = 3,1 microgram/kg lich.gew./d (1a)
bij maximaal ademvolume:
1/24 x 0.6 x 150 = 3,8 microgram/kg lich.gew./d (1b)
In Tabel 5.8 zijn de berekende innamen op verschillende afstanden van de bron en voor de verschillende emissies gegeven.

Tabel 5.8 : Berekende concentraties van maneb-equivalenten in de lucht op verschillende afstanden tijdens het verbranden van plantenloof en berekende inname voor jonge kinderen bij contact met plantenrook (bij gem./max. ademvolume).

	afstand tot bron				
	100m	200m	300m	400m	500m
emissie 1 (3300 µg/s)					
concentratie (µg/m³)	150	54	30	20	14
inmame (µg/kg.d)	3,1/3,8	1,1/1,3	0,6/0,7	0,4/0,5	0,3/0,4
emissie 2 (400 µg/s)					
concentratie (µg/m³)	18	7	4	2	2
inname (µg/kg.d)	0,4/0,5	0,1/0,2	0,1/0,1	0,16/0,06	0,04/0,04

De ADI-waarde voor maneb is 5 microgram/kg lichaamsgewicht per dag. Deze waarde wordt ook op slechts 100 meter afstand niet overschreden als kinderen in contact komen met plantenrook. De inname op 100 meter afstand uitgedrukt als percentage van van de aanvaardbare inname is 62% tot 76% afhankelijk van het ademvolume (emissie 1) en 8 tot 10% (emissie 2) Bij langer contact met emissie 1 dan 1 uur kan de ADI wel overschreden worden. Het lijkt echter niet realistisch dat dit in de praktijk gebeurt. Er is geen rekening gehouden met mogelijke inname van toxische afbraakprodukten.

5.3.7 *Achtergrondblootstelling via voedsel*

De Vos e.a. (1984) hebben in het onderzoek naar het voorkomen van residuen van bestrijdingsmiddelen in voeding geen residuen gemeten van dithiocarbamaten.

5.4 Totale blootstelling

Om een totaalbeeld te verkrijgen van de blootstelling moeten de bijdragen via de afzonderlijke routes in principe bij elkaar worden opgeteld. Combinatie van alle beschouwde risicofactoren zal in de praktijk weinig voorkomen; zo zullen sommige risicofactoren slechts incidenteel in de tijd optreden, zoals bijvoorbeeld contact met spuitnevels en damp. Bovendien zullen sommige risicofactoren slechts in een enkele situatie samen met andere deelrisico's voorkomen, zoals bijvoorbeeld het niet aangesloten zijn op het waterleidingnet (2 van de 36 geënquêteerde bedrijven) en het hebben van een groentetuin (17 van de 36 geënquêteerde bedrijven). Een situatie waarin zowel een groentetuin aanwezig is als een eigen grondwaterpomp komt niet voor onder de geënquêteerde bedrijven; het is niet ondenkbaar dat een dergelijke bijzondere situatie in de praktijk voorkomt.

Ten behoeve van een totaalbeeld van de blootstelling wordt onderscheid gemaakt in blootstelling met een structureel karakter (kans op blootstelling is relatief groot), zoals via ingestie van grond/stof, via groenten uit eigen tuin en via het oppompen van grondwater voor drinkwater, en

blootstelling met een meer incidenteel karakter (kans op blootstelling is relatief klein), zoals contact met spuitnevels en damp, contact met rook tijdens verbranden van plantenloof en contact met stofstormen. Tevens worden verschillende combinaties van risicofactoren in beschouwing genomen, nl. situaties zonder groentetuin (alleen blootstelling via ingestie van grond en stof), situaties met groentetuin, situaties waar zelf grondwater opgepompt wordt voor drinkwater en situaties met zowel een groentetuin als een eigen grondwaterpomp. De consequenties van deze combinaties van risicofacoren voor de blootstelling van jonge kinderen aan cholinesteraseremmers en dithiocarbamaten zijn weergegeven in respectievelijk Tabel 5.9 en 5.10.

Over het totaalbeeld van blootstelling van jonge kinderen aan cholinesteraseremmers valt het volgende op:

- De structurele blootstelling aan cholinesteraseremmers wordt overheerst door de achtergrondblootstelling via het normale voedselpakket.
- De extra blootstelling op bollenbedrijven vindt hoofdzakelijk plaats via ingestie van grond/stof. Berekend is een marginale overschrijding van de ADI (met 16 tot 22,4%; dit laatste bij aanwezigheid van groentetuin en grondwaterpomp). Deze overschrijding vindt plaats in de periode mei/juni bij 1-jarigen met een ingestie van 1 g/dag, maar alleen in een 'worst-case' nl. als alle maximale concentraties gecombineerd worden.
- In geval van pica (in dit rapport gesteld op 10 g/dag) kan de ADI bij gemiddelde waarden voor meerdere leeftijdsklassen (en voor 1-jarigen ook in september) met maximaal 140% overschreden worden (zie Tabel 5.3). Pica komt echter zeer zelden voor (hooguit 1 op de 1000 kinderen).
- De grootste risicofactor vormt contact met spuitnevels en damp. Met name bepuitingen in de bloementeelt met parathion kunnen leiden tot een blootstelling van tweemaal de ADI. Het gaat hier echter om zeer incidenteel optredende blootstelling.

Over het totaalbeeld van de blootstelling van jonge kinderen aan dithiocarbamaten valt het volgende op:

- Structureel hoge blootstelling aan dithiocarbamaten kan plaatsvin-

den via zowel ingestie van grond/stof als via het eten van groenten uit eigen tuin.

Bij combinatie van alle maximale waarden is voor jonge kinderen van 1 jaar met een ingestie van 1 g/dag een blootstelling berekend van tweemaal de ADI in zowel september als mei/juni, indien geen groentetuin aanwezig is. Bij aanwezigheid van een groentetuin kan de blootstelling oplopen tot 20 maal de ADI.

- In geval van pica kan ook bij combinatie van gemiddelde waarden overschrijding plaatsvinden en wel in alle perioden en voor alle leeftijdsklassen (zie Tabel 5.7). Daarbij dient opgemerkt te worden dat pica zeer zelden voorkomt.
- Bij incidenteel optredende blootstelling lijkt verbranding van plantenloof een grote extra bijdrage te kunnen leveren aan de totale aanvaardbare blootstelling. Berekend is een blootstelling tot 76% van de ADI onder de aanname dat 2% van de uitgangshoeveelheid niet afbreekt maar verdampt. Rekening houdend met grote onzekerheden in de schatting kan een, zij het zeer incidentele, overschrijding van de ADI niet uitgesloten worden.
- Relatief hoge blootstelling (maximaal 81% van de ADI) aan de metaboliet van zineb en maneb, ethyleenthioureum (ETU) is mogelijk bij het drinken van water uit eigen grondwaterput.

Tabel 5.9:

Overzicht van de per route berekende blootstelling van jonge kinderen, uitgedrukt in percentages van de ADI van parathion (x lichaamsgewicht), als gevolg van het gebruik van cholinesteraseremmers op bollenbedrijven.

Structurele blootstelling	Periode		
	sept.	jan.	mei/juni
1. Achtergrondblootstelling via voedsel	50	50	50
2. Extra blootstelling op bollenbedrijven			
a. alleen via grond/stof			
- *gemiddelde waarden voor conc. en ingestie*	0-1	0-1	1-5
- maximale waarden voor conc. en ingestie	6-17	5-9	33-74 overschrijding 1-jarigen (116)
- individueel maximum: bij gem. ingestie	1,5	2,6	1,2
b. via grond/stof plus via groenten uit eigen tuin; ± 50% van bedrijven			
- gemiddelde waarden voor conc. en ingestie/cons.	0-1	0-1	1,3-5,6
- maximale waarden voor conc. en ingestie/cons.	6-17	5-9	35-79 overschrijding 1-jarigen (129)
- individueel maximum: bij gem. ingestie/cons.	1,5	2,6	1,8
c. via grond/stof plus drinkwater (grondwaterpomp); ± 5% van bedrijven			
- gemiddelde waarden voor conc. en ingestie/cons.	0,6-1,6	0,6-1,6	1,7-5,7
- maximale waarden voor conc. en ingestie/cons.	7-18	7-14	34,4-75,4 overschrijding 1-jarigen (117,4)
- individueel maximum: bij gem. ingestie/cons.	2,1	4,6	1,9

d. via grond/stof plus groenten uit eigen tuin plus drinkwater (grondwaterpomp); ± 2% van bedrijven?			
- gemiddelde waarden voor conc. en ingestie	0,6-1,6	0,6-1,6	2-6,3
- maximale waarden voor conc. en ingestie	7-18	7-14	36,4-80,4 overschrijding 1-jarigen (122,4)
- individueel maximum: bij gem. ingestie	2,1	2,6	2,5

Incidentele blootstelling op bollenbedrijven

a. via inademing van spuitnevel/damp	
- parathion (6 tot 10 x per j.) gem. ademvolume	20 (bollenteelt)/221 (bloementeelt) in voorjaar en zomer
max. ademvolume	27 (bollenteelt)/265 (bloementeelt) in voorjaar en zomer
- diazinon (6 tot 10 x per j.) gem. ademvolume	14,5 (bloementeelt) in voorjaar en zomer
max. ademvolume	18 (bloementeelt) in voorjaar en zomer
b. via inademing van stofdeeltjes bij stofstormen (1 tot enkele keren per j.)	blootstelling waarschijnlijk klein
c. via inademing van plantenrook (1 tot enkele keren per j.)	blootstelling verwaarloosbaar klein

Opmerkingen:

- Toetsingscriterium: ADI van parathion is 5 microgram/kg lichaamsgewicht/dag (WHO/FAO, 1984)
- De aangegeven spreiding is de spreiding tussen verschillende leeftijdsklassen (1 tot 6 jaar)als gevolg van verschillen in lichaamsgewicht en tijdsbesteding.
- Uitgegaan is van een gemiddelde ingestie van grond/stof van 0,2 g/dag, een maximale ingestie van 1 g/dag (verondersteld bij 5% van de kinderen) en een extreme ingestie (bij pica) van 10 g/dag (verondersteld bij minder dan 0,1% van de kinderen).
- Op grond van gegevens over tijdstippen en frequenties van bespuitingen wordt de blootstelling via groenten uit eigen tuin in september en januari nul verondersteld. De blootstelling via drinkwater (grondwater) in januari wordt gelijk verondersteld aan die in september.

Tabel 5.10:

Overzicht van de per route berekende blootstelling van jonge kinderen, uitgedrukt als percentages van de ADI van maneb (x kg lichaamsgewicht), als gevolg van het gebruik van dithiocarbamaten op bollenbedrijven.

Structurele blootstelling	Periode		
	sept.	jan.	mei/juni
1. Achtergrondblootstelling via voedsel	0	0	0
2. Extra blootstelling op bollenbedrijven			
a. alleen via grond/stof			
- gemiddelde waarden voor conc. en ingestie	5-12	5-12	4-11
- maximale waarden voor conc. en ingestie	76-230[1]	36-69	68-108; ruime overschrijding 1-jarigen (198)
- individueel maximum: bij gem. ingestie	31	13	16
b. via grond/stof plus via groenten uit eigen tuin; ± 50% van bedrijven			
- gemiddelde waarden voor conc. en ingestie/cons.	5-12	5-12	overschrijding alle leeft.; max. 261 (1-jarigen)
- maximale waarden voor conc. en ingestie/cons.	76-230[1]	36-69	overschrijding alle leeft.; max. 1898 (1-jarigen)
- individueel maximum: bij gem. ingestie/cons.	43	25	266
c. via grond/stof plus drinkwater (grondwaterpomp); ± 5% van bedrijven	idem a (blootstelling aan dithiocarbamaten via drinkwater waarschijnlijk verwaarloosbaar klein)		

[1] Overschrijding voor 1-, 2- en 4-jarigen.

d. **via grond/stof plus groenten uit eigen tuin plus drinkwater (grondwaterpomp); ± 2% van bedrijven?**	idem b (blootstelling aan dithiocarbamaten via drinkwater waarschijnlijk verwaarloosbaar klein)
Incidentele blootstelling op bollenbedrijven	
a. **via inademing** van spuitnevel/damp (6 tot 7 x per j.)	
- gem. ademvolume	9 (bollenteelt); alleen in het voorjaar
- max. ademvolume	11 (bollenteelt); alleen in het voorjaar
b. **via inademing** van stofdeeljes (1 tot enkele keren per j.)	0 tot verwaarloosbaar klein
c. via inademing van plantenrook (1 tot enkele keren per j.)	
- gem. ademvolume	8/62; alleen in de nazomer
- max. ademvolume	10/76; alleen in de nazomer

Opmerkingen:

- Toetsingscriterium: ADI van maneb is 5 microgram/kg lichaamsgewicht . dag (WHO/FAO, 1980)
- De aangegeven spreiding is de spreiding tussen verschillende leeftijdsklassen (1 tot 6 jaar)als gevolg van verschillen in lichaamsgewicht en tijdsbesteding.
- Uitgegaan is van een gemiddelde ingestie van grond/stof van 0,2 g/dag, een maximale ingestie van 1 g/dag (verondersteld bij 5% van de kinderen) en een extreme ingestie (bij pica) van 10 g/dag (verondersteld bij minder dan 0,1% van de kinderen).
- Op grond van gegevens over tijdstippen en frequenties van bespuitingen wordt de blootstelling via groenten uit eigen tuin in september en januari nul verondersteld.
- Bij de berekening van de blootstelling via inademing van plantenrook is uitgegaan van een verbrandingstijd van zowel 1 uur (waarde voor de schuine streep) als 8 uur (waarde na de schuine streep). De blootstellingstijd is in beide gevallen 1 uur.
- Op grond van metingen van ETU in grondwater door het RIVM kan blootstelling aan ETU optreden tot 81% van de ADI van ETU bij particuliere drinkwaterwinnning (eigen grondwaterpomp).

6. DISCUSSIE

In dit hoofdstuk komen de volgende punten aan de orde:
- onzekerheden in de risico-analyse methode, met nadruk op het gebruik van somparameters en ADI-waarden (paragraaf 6.1)
- het begrip gezondheidsrisico (paragraaf 6.2)
- tijdsduur van overschrijding (paragraaf 6.3)
- representativiteit van de onderzochte bedrijven (paragraaf 6.4)

6.1 Het gebruik van somparameters en ADI-waarden

6.1.1 Onzekerheden als gevolg van het gebruik van de somparameter cholinesteraseremming

In dit onderzoek zijn de cholinesteraseremmers gemeten als de totale cholinesteraseremmende werking. De mate van cholinesteraseremming is uitgedrukt in concentratie-(toxiciteit)equivalenten parathion. Dit houdt in dat inname van andere cholinesteraseremmers dan parathion met de ADI voor parathion beoordeeld wordt. In de beoordeling wordt dus alleen het effect van cholinesteraseremming meegenomen, waarop de ADI (en VF) van parathion gebaseerd is[1]. In Tabel 6.2 van Bijlage 9 zien we dat ook de ADI's van bijna alle andere cholinesteraseremmers gebaseerd zijn op cholinesteraseremming van plasma en/of rode bloedcellen.
Een lagere ADI gekoppeld aan een lagere NOAEL op basis van cholinesteraseremming wordt automatisch verdisconteerd in de sombepaling; meer remming levert bij omrekenen meer toxiciteit-equivalenten parathion op[2]. Sommige cholinesteraseremmers hebben echter een lagere ADI, terwijl de NOAELs globaal gezien overeenkomstig zijn. Dit is het geval bij stoffen die mutageen zijn (aldicarb) of waarvan niet voldoende gegevens bekend zijn (acefaat). Hiermee is rekening gehouden door middel van lagere VF dan die van parathion. Bij de beoordeling met de ADI van parathion hebben

---

[1] VF staat voor veiligheidsfactor die gebruikt wordt om toxiciteitgegevens van proefdieren te extrapoleren naar de mens.

[2] NOAEL staat voor No-Observed-Adverse-Effect Level en is die concentratie of dosis waarbij nog geen aantoonbaar irreversibel effect optreedt.

we automatisch ook de VF van parathion gehanteerd. Los van de vraag of de VF voor parathion voldoende bescherming garandeert, is nu de vraag aan de orde welke VF we voor het mengsel moeten hanteren; een mengsel waar ook stoffen met een lagere VF in kunnen zitten. Kijken we echter naar het meest waarschijnlijke mengsel dat we op de onderzochte bollenbedrijven aan kunnen treffen, nl. parathion (VF 10), malathion (VF 10), aldicarb (VF 25), propoxur en pirimicarb (VF in de onderzochte literatuur niet geëxpliciteerd maar waarschijnlijk 10), dan lijkt in dit onderzoek de VF voor parathion een redelijk goede maat. Verondersteld wordt dat de genoemde stoffen in het mengsel in ongeveer gelijke verhoudingen voorkomen. Zie voor uitgebreidere informatie over toxicologische eigenschappen (werking en effecten) en onderbouwing van ADI-waarden Bijlage 9. In Bijlage 7 wordt inzicht verschaft in de wijze waarop ADI-waarden in het algemeen tot stand komen.

De onbetrouwbaarheid in de meetwaarden als gevolg van fouten in de opwerking en meetmethode is vermeld in Bijlage 5.

6.1.2 *Onzekerheden als gevolg van het gebruik van de somparameter voor dithiocarbamaten (CS_2-methode)*

De (tijdelijke) ADI-waarden van de hier onderzochte dithiocarbamaten komen met elkaar overeen (0,005 mg/kg lichaamsgewicht.dag). Deze ADI-waarden gelden voor zowel de stoffen afzonderlijk als voor alle stoffen tezamen, waarvan niet meer dan 0,002 mg/kg dag van de metaboliet ethyleenthioureum (ETU), aanwezig mag zijn. Bekend is dat ETU mutageen, (vermoedelijk) carcinogeen en teratogeen is. Bij het vaststellen van de ADI-waarden is ETU-vorming waarschijnlijk verdisconteerd, omdat effecten bij toediening van maneb deels toegeschreven kunnen worden aan ETU en niet aan de uitgangstoffen zelf. Hoewel ETU niet meegenomen wordt in de sombepaling (ETU splitst geen CS_2 af), wordt door middel van beoordeling met de ADI van maneb impliciet rekening gehouden met ETU-vorming. Daar komt bij, dat de halfwaardetijd van ETU veel korter is dan die van zineb en maneb, nl. respectievelijk < 7 en 28 - 56 dagen. Hierdoor lijkt de kans op een onderschatting vanwege het niet meenemen van ETU in de sombepaling niet groot. Anders ligt dit bij het risico via het oppompen

van grondwater voor drinkwater, omdat de halfwaardetijd van ETU alleen geldt voor de aerobe bodemlaag.

De onbetrouwbaarheid in de meetwaarden als gevolg van fouten in de opwerking en meetmethode is vermeld in Bijlage 6.

6.1.3 Onzekerheden in de ADI-waarden

Er moet rekening gehouden worden met het feit dat er grote onzekerheden bestaan met betrekking tot de onderbouwing van de in Tabel 6.1 in Bijlage 6 vermelde ADI-waarden. Dit geldt met name de keuze van de veiligheidsfactoren. Een belangrijk punt hierbij is of de ADI's voldoende bescherming bieden aan gevoelige groepen. In dit onderzoek zijn we vooral geinteresseerd in de groep van jonge kinderen van 1 tot 6 jaar. Daartoe kunnen kinderen behoren die nog eens extra gevoelig zijn voor bepaalde stoffen (allergieën).

Opvallend is de relatief lage veiligheidsfactor 10 van enkele cholinesteraseremmers, waaronder parathion. In de evaluatie is geen rekening gehouden met recentere gegevens over teratogeniteit en neurotoxiciteit. Ook is geen rekening gehouden met mogelijke sensibilisatie (allergieën). In het literatuuronderzoek konden geen recentere evaluatierapporten van de WHO/FAO achterhaald worden. Nader onderzoek is gewenst.

Uit het literatuuronderzoek naar de (extra) gevoeligheid van jonge kinderen bij blootstelling aan toxische stoffen in het algemeen komt naar voren, dat bij gelijke dosis per eenheid van lichaamsgewicht kinderen gevoeliger kunnen zijn dan volwassenen (zie Bijlage 8). Er zijn echter voor de in dit onderzoek beschouwde stoffen geen gegevens beschikbaar uit onderzoek met jonge proefdieren of van ongevallen met jonge kinderen om dit nader empirisch te kunnen funderen.

Bij het vaststellen van ADI-waarden wordt over het algemeen geen rekening gehouden met mogelijke combinatiewerkingen. De innames van afzonderlijke stoffen met gelijk werkingsmechamisme kunnen echter, gewogen naar hun ADI, gesommeerd worden (zie ook Bijlage 7). In de sombepaling wordt reeds uitgegaan van de additionele werking van cholinesteraseremmers onderling.

Het is dus alleen relevant om na te gaan of er andere stoffen zijn waarmee, bij gelijktijdige inname met cholinesteraseremmers, combinatiewerking met cholinesteraseremmers kan optreden. Bij chronische blootstelling komen de neurologische effecten van dithiocarbamaten wel overeen met de cholinesteraseremmers, maar men mag niet uitgaan van additiviteit van cholinesteraseremmers en dithiocarbamaten vanwege het verschil in werkingsmechanismen (mond. med. Den Tonkelaar).
In Bijlage 9 worden enkele stoffen vermeld, waarmee bij gelijktijdige inname met bepaalde cholinesteraseremmers potentiëring kan optreden. Niet bekend is of deze stoffen voorkomen in de Bloembollenstreek.

Een ADI-waarde heeft in principe alleen betrekking op orale blootstelling. Sommering van inname via verschillende routes en toetsing aan een ADI is alleen geoorloofd als er sprake is van stoffen met systemische effecten, zoals cholinesteraseremming, en als er geen verschillen bestaan in resorptie (inwendige opname) tussen verschillende innameroutes (zie ook Bijlage 6). Omdat in dit onderzoek alleen gekeken wordt naar de plasma-cholinesteraseremmende werking vallen alle overige effecten, waaronder mogelijke lokale effecten als sensibilisatie van de huid of van de slijmvliezen buiten het kader van dit onderzoek. Hetzelfde geldt voor de dithiocarbamaten, waarvoor alleen enkele algemene (niet-lokale) effectparameters als uitgangspunt voor de ADI hebben gediend.
Over verschillen in resorptie van cholinesteraseremmers en dithiocarbamaten tussen de orale en inhalatoire route is weinig tot niets bekend. Resorptie in de luchtwegen van stoffen (in gasvorm) is in het algemeen veel groter dan van stoffen (via voedsel toegediend) in het maagdarmkanaal. Er kan dus sprake zijn van een onderschatting van het risico bij de beoordeling van de blootstelling via inademing van damp na bespuitingen met cholinesteraseremmers.

6.2 Het begrip gezondheidsrisico

Tot nu toe is alleen gesproken in termen van overschrijding van ADI-waarden en is er nog niets gezegd over gezondheidseffecten.
Gezien alle onzekerheden en keuzemomenten bij het vaststellen van een ADI-waarde is het onduidelijk wat voor status een ADI moet krijgen als toetsingscriterium in risico-analyse c.q. blootstellingsbeoordeling. De

vraag is: wat voor uitspraak kan met welke mate van zekerheid gedaan worden bij overschrijding van de ADI-waarden?

Doordat het toxicologisch onderzoek zich veelal richt op de NOAEL is er vaak weinig of niets bekend over de vorm en de helling van de dosis-effectrelaties bij de onderzochte stoffen en is dus het precieze niveau waarop daadwerkelijk gezondheidseffecten optreden niet bekend. In de tweede plaats kunnen onzekerheden groot zijn als gevolg van extrapolatie van effecten bij proefdieren naar effecten voor de mens. De vraag is dus eigelijk met welke mate van zekerheid kan een uitspraak gedaan worden over het optreden van een gezondheidseffect, ofwel, wat is de kans op een gezondheidseffect. In dit rapport wordt gesteld dat er bij overschrijding van de ADI een risico voor de gezondheid bestaat. Het begrip risico impliceert immers een grote onzekerheid; het kan niet uitgesloten worden dat er bij één of meerdere individuën een gezondheidseffect zal kunnen optreden. Hoe groot het risico is kan niet worden aangegeven. Het is zelfs niet zeker of er daadwerkelijk een effect zal optreden. Wil men een dergelijke uitspraak kunnen doen, dan dienen de huidige onzekerheden in de toxicologische kennis met betrekking tot dosis-effectrelaties en inzicht in de verschillen in toxicokinetiek tussen proefdier en mens opgeheven te worden. Zolang deze blijven bestaan zullen deze onzekerheden en de aannames die daar het gevolg van zijn zo expliciet mogelijk moeten worden aangegeven.

In dit rapport wordt uitgegaan van het standpunt dat overschrijding van ADI-waarden duidt op een gezondheidsrisico; er is immers geen zekerheid van veiligheid en dus een kans op gezondheidseffect.

6.3 Tijdsduur van overschrijding

De officiële definitie van de ADI luidt als volgt: (FAO Plant Production and Protection Series 1, 1975-Meeting)
"The acceptable daily intake is the daily intake, which during an entire lifetime, appears to be without appreciable risk on the basis of all known facts at the time"

De WHO voegt daar aan toe: (WHO Technical Report Series World Health Organisation, 1974, 539).
"In the opinion of the Committee, an ADI provides a sufficiëntly large margin to ensure that there need no undue concern about occasionally exceeding it provided the average intake over longer period of time does not exceed it."

De ADI geldt dus in principe als een gemiddelde voor het hele leven met een zodanig grote veiligheidsmarge dat incidentele overschrijding niet direct een gezondheidsrisico inhoudt. De ADI is dus gebaseerd op structurele, levenslange blootstelling. Dit biedt weinig houvast als het gaat om beoordeling van een concrete verontreinigingssituatie met een specifiek patroon van overschrijdingen in de tijd (al of niet aaneengesloten, mate van overschrijding etc.).
Om een specifiek blootstellingspatroon te kunnen beoordelen moet bijvoorbeeld bekend zijn in welke mate stoffen accumuleren in het lichaam en in welke mate effecten reversibel zijn.
Van cholinesteraseremmers is bekend dat ze niet ophopen in het lichaam, waardoor minder ernstige effecten als gevolg van incidentele blootstelling niet langer dan een dag duren. De acute effecten van eenmalige blootstelling aan dithiocarbamaten zijn meestal al na een paar uur verdwenen.

Gefundeerde uitspraken over de tijdsduur en de frequentie van het optreden van blootstelling en overschrijdingen van de ADI-waarden en daarmee de kans op risicovolle blootstelling van jonge kinderen aan cholinesteraseremmers en dithiocarbamaten zijn niet mogelijk, vanwege de beperkte monstername en de grote variatie in de gehalten. Wel is op grond van gegevens over spuittijdstippen en frequenties een globaal inzicht mogelijk.

Voor de dithiocarbamaten is het aannemelijk dat in die gevallen waar overschrijding van de ADI mogelijk is, dit ook gedurende een relatief lange periode (enkele weken per jaar) zal kunnen zijn, aangezien gedurende de hele voorjaarsperiode om de 7 à 10 dagen een bespuiting plaatsvindt (en daarmee morsen in de schuur en op het erf en verontreiniging van aangrenzende groentetuinen). Ook in het najaar worden deze middelen meerdere dagen tot enige weken gebruikt voor bol/knolontsmetting. Dit

houdt in dat de in Tabel 5.10 vermelde overschrijdingen van de ADI structureel in de tijd, ofwel, met een relatief grote kans optreden. In dit onderzoek is de blootstelling alleen bepaald voor kinderen in de leeftijd van 1 tot 6 jaar. Kans op blootstelling aan cholinesteraseremmers en dithiocarbamaten blijft echter ook na de leeftijd van 6 jaar aanwezig; oudere kinderen helpen vaak mee in het bedrijf, bijvoorbeeld met bollenpellen.

Met betrekking tot de cholinesteraseremmers kan in het algemeen alleen een overschrijding optreden bij contact met spuitnevels (zie Tabel 5.9). Deze overschrijding is slechts kortstondig (in de berekening is uitgegaan van één uur). Hoewel de frequentie van bespuitingen in de bloementeelt relatief hoog is (voor alle cholinesteraseremmers gezamenlijk ongeveer 25 tot 50 maal per jaar), lijkt het irreeël om ervan uit te gaan dat kinderen ook al deze keren daadwerkelijk in contact komen met de spuitnevel.

6.4 Representativiteit van de onderzochte bedrijven

De mate van representativiteit van de aan het onderzoek deelgenomen bedrijven kan als volgt worden nagegaan. Daarbij is van belang dat de bedrijven at random gekozen zijn (het enige selectiecriterium was het hebben van jonge kinderen). Gekeken is of de verhouding tussen oppervlakten van verschillende teelten voor de gekozen bedrijven overeenkomt met die voor alle bollenbedrijven in de Bloembollenstreek gezamenlijk (gegevens Landbouwtelling CBS, 1986). Hieruit blijkt dat de gekozen bedrijven als redelijk representatief voor alle bollenbedrijven in de bollenstreek beschouwd mogen worden. Alleen de Dahlia-teelt is enigszins ondervertegenwoordigd bij de in het onderzoek betrokken bedrijven.
Ook uit de enquête-resultaten blijkt dat de situatie op de onderzochte bedrijven niet afwijkend is van de bedrijven die deelgenomen hebben aan de enquête (zie enquête-resultaten in Bijlage 7). Daarbij dient opgemerkt te worden, dat ook de bedrijven die deelgenomen hebben aan de enquête niet statistisch representatief zijn voor bollenbedrijven in de Bloembollenstreek in het algemeen.

Het aantal onderzochte bedrijfssituaties is te beperkt om de representativiteit statistisch te kunnen toetsen. Op grond van het bovenstaande

echter kunnen de resultaten in ieder geval als indicatief voor de Bloembollenstreek in het algemeen beschouwd worden.

7 CONCLUSIES

Hieronder volgen de conclusies met betrekking tot blootstelling van jonge kinderen op bollenbedrijven in de Bloembollenstreek aan cholinesteraseremmers (1 t/m 6) en dithiocarbamaten (7 t/m 13).

CHOLINESTERASEREMMERS

1. Blootstelling aan cholinesteraseremmers via ingestie van grond en stof

Extra blootstelling van jonge kinderen op bollenbedrijven aan cholinesteraseremmers vindt hoofdzakelijk plaats via ingestie van grond en stof. De gemeten incidenteel hoge concentraties, met name in de periode mei/juni, zijn hoofdzakelijk het gevolg van onzorgvuldig omgaan met deze middelen in de schuur en op het erf; de gehalten in bollengrond, grond van bloementeeltpercelen en grond in aangrenzende tuinen zijn gemiddeld genomen laag t.o.v. het erf- en schuurstof.

Uit het onderzoek blijkt dat de aanvaardbare dagelijkse inname overschreden wordt alleen in een extreme situatie waarin alle maximale gemeten concentraties in de periode van 1 januari op één bedrijf voorkomen en als uitgegaan wordt van 1-jarigen met een maximale grond-ingestie van 1 g/d. De kans dat dit optreedt mag verwaarloosbaar klein geacht worden. Gemiddeld genomen lijkt er geen sprake van blootstelling, waarbij structureel de aanvaardbare dagelijkse inname (ADI) voor jonge kinderen overschreden wordt. Alleen bij kinderen met sterk afwijkend en als ziekelijk beschouwd hand-mond gedrag (pica) kan in niet-extreme verontreinigingssituaties structurele overschrijding plaatsvinden met kans op een gezondheidseffect. Pica komt echter zeer zelden voor.

2. Blootstelling aan cholinesteraseremmers via het eten van groenten uit eigen tuin

Opgemerkt moet worden dat onderstaande uitspraken gebaseerd zijn op een zeer beperkt aantal metingen met een grote onnauwkeurigheid. De bijdrage van blootstelling via het eten van groenten uit eigen tuin aan de totale blootstelling lijkt op grond van de metingen in groentetuinen grenzend aan bollenvelden in de periode mei/juni minimaal.

3. Blootstelling aan cholinesteraseremmers via particuliere drinkwaterwinning

In het onderzoek zijn slechts twee metingen verricht bij één woonhuis. De gemeten gehalten aan cholinesteraseremmers lagen boven de drinkwaternorm (0,5 microgram/l), maar geven geen aanleiding voor gezondheidsrisico's (de ADI wordt niet overschreden). De voor dit onderzoek noodzakelijk te gebruiken detectiegrens ligt relatief hoog. In hoeverre de gesignaleerde overschrijding van de drinkwaternorm voor cholinesteraseremmers een gevolg is van de hierdoor geintroduceerde onnauwkeurigheid is niet bekend. De onderzoeksresultaten geven geen aanwijzing voor het optreden van een significante bijdrage aan de totale blootstelling als gevolg van particuliere drinkwaterwinning (woonhuizen die niet aangesloten zijn op het drinkwaterleidingnet).

4. Blootstelling aan cholinesteraseremmers via contact met spuitnevels en damp

De grootste risicofactor lijkt contact met spuitnevels en damp. Uit modelberekeningen komen vooral de bespuitingen met parathion in de bloementeelt naar voren als zeer riskant voor jonge kinderen, die ermee in contact komen (overschrijding van de aanvaardbare dagelijkse inname). In tegenstelling tot blootstelling via ingestie van grond en stof is hier sprake van incidenteel in de tijd optredende en kortdurende hoge blootstelling. Hierbij dient opgemerkt te worden dat, als gevolg van het gebruik van een rugspuit in plaats van een trekkersspuit en door een grotere gewashoogte, de afstand tot het gewas mogelijk kleiner is dan in het model van uitgegaan wordt. Dit houdt in, dat de blootstelling bij contact met spuitnevel en damp (bloementeelt) in werkelijkheid lager is dan in dit rapport berekend. Onder de aanname dat acute toxiciteit geen rol speelt en dat de ADI ook geldt voor inhalatoire blootstelling lijkt in het algemeen de kans op een gezondheidseffect relatief klein, zolang het contact met spuitnevels beperkt blijft tot hooguit enkele keren per jaar.

5. Blootstelling aan cholinesteraseremmers via inademing van stofdeeltjes bij stofstormen

Blootstelling via deze route lijkt verwaarloosbaar klein. Als basis voor deze inschatting is gebruik gemaakt van de gemeten concentraties in het

bovenste laagje van de bodem van braakliggend, stuifgevoelig bollenland en geschatte stof-concentraties in de lucht tijdens storm.

6. Achtergrondblootstelling aan cholinesteraseremmers via voedsel

Opvallend is de in dit rapport berekende hoge achtergrondblootstelling via het normale voedselpakket (tot 50% van de ADI). Deze is berekend op basis van "total-diets" van 18-jarige jongens en gecorrigeerd voor de hogere voedselconsumptie (per eenheid van lichaamsgewicht) door jonge kinderen. Hierbij is uitgegaan van additie van de innamen van verschillende cholinesteraseremmers. Hieruit blijkt dat door bespuitingen in de akker- en tuinbouw residuen voor deze bestrijdingsmiddelen achter kunnen blijven in het voedsel.

DITHIOCARBAMATEN

7. Blootstelling aan dithiocarbamaten via ingestie van grond en stof

Uit het onderzoek blijkt dat de aanvaardbare dagelijkse inname ruimschoots overschreden wordt in extreme situaties waarin alle maximale gemeten concentraties op één bedrijf voorkomen en uitgaande van maximale ingestie van 1 g/d. Dit treedt op bij kinderen van verschillende leeftijden. De kans op zo'n extreme situatie lijkt relatief klein.
Gemiddeld genomen is er geen sprake van een langdurige overschrijding van de aanvaardbare dagelijkse inname en daarmee geen gezondheidsrisico voor jonge kinderen door blootstelling via ingestie van grond en stof. Alleen in éé bedrijfssituatie zijn zodanig hoge concentraties in grond en stof gemeten in het najaar dat voor jonge kinderen de aanvaardbare dagelijkse inname overschreden wordt, als deze intensief in contact komen met grond en stof (uitgaande van maximale, meer dan gemiddelde ingestie van 1 g/dag). Langdurige overschrijding en daarmee een gezondheidsrisico voor jonge kinderen is in deze situatie niet ondenkbaar. In enkele andere bedrijfssituaties zijn zowel in het voorjaar als in het najaar hoge concentraties gemeten op erven en in schuren, waar voor jonge kinderen die inintensief in contact komen met het stof ongeveer 70% van de ADI-waarde opgevuld wordt. Het gaat hier vooral om bedrijfssituaties, waar onzorgvuldig omgegaan wordt met de (poedervormige) middelen zineb en maneb, met name in de schuur en op het erf. Vanuit de schuur komen deze middelen vervolgens via kleding en schoenen in het huis terecht.

Uit de enquête blijkt dat dit soort situaties in de Bloembollenstreek, in tegenstelling tot de situatie met betrekking tot cholinesteraseremmers, geen hoge uitzondering vormen.

8. Blootstelling aan dithiocarbamaten via het eten van groenten uit eigen tuin

Opgemerkt moet worden dat onderstaande uitspraken gebaseerd zijn op een zeer beperkt aantal metingen met een grote onnauwkeurigheid. De resultaten hebben vooral een signalerende waarde.

Uit de resultaten blijkt dat het gebruik van dithiocarbamaten via het eten van groenten uit eigen tuin aanleiding kan zijn tot gezondheidsrisico's. Dit zou vooral zo zijn als groentetuinen grenzen aan de bollenvelden, waardoor bij bespuitingen middelen in of op groenten terecht kunnen komen. Uit de enquête komt bovendien naar voren dat veel mensen met een bollenbedrijf bestrijdingsmiddelen in de eigen groentetuin gebruiken.

9. Blootstelling aan dithiocarbamaten via particuliere drinkwaterwinning

In het kader van dit onderzoek is twee keer een drinkwatermonster uit eigen grondwaterput genomen. De gehalten aan dithiocarbamaten lagen beneden de detectiegrens.

Uit onderzoek uitgevoerd door het RIVM blijkt overigens wel dat ETU in hoge gehalten in drinkwater uit eigen grondwaterput kan voorkomen. Uitgaande van de maximale waarde wordt de aanvaardbare dagelijkse inname niet overschreden, maar dit kan wel het geval zijn als meerdere routes in beschouwing worden genomen. Een andere bron van ETU is bijvoorbeeld ETU-vorming door koken van met dithiocarbamaten verontreinigde groenten.

10. Blootstelling aan dithiocarbamaten via contact met spuitnevels en damp

De bijdrage aan de totale blootstelling van blootstelling via contact met spuitnevels lijkt op grond van een modelmatige berekening van te verwachten concentraties in de lucht klein. Daarnaast is ook de kans op contact met spuitnevels klein.

11. Blootstelling aan dithiocarbamaten via inademing van stofdeeltjes bij stofstormen

Blootstelling via deze route lijkt verwaarloosbaar klein. Als basis voor deze inschatting is gebruik gemaakt van de gemeten concentraties in het bovenste laagje van de bodem van braakliggend, stuifgevoelig bollenland en geschatte stof-concentraties in de lucht tijdens storm.

12. Blootstelling aan dithiocarbamaten via inademing van plantenrook

Op grond van de gemeten concentraties in plantenloof is aan de hand van een verspreidingsmodel de concentratie in de lucht bij verbranden voorspeld, onder de aanname dat ongeveer 2% van de uitgangshoeveelheid aanwezig op het plantenloof niet verbrand maar verdampt. Bij de berekende concentraties is een blootstelling berekend van 76% van de aanvaardbare dagelijkse inname als jonge kinderen plantenrook inademen. Overschrijding van de ADI is echter niet ondenkbaar als rekening gehouden wordt met de grote onzekerheden in de berekening. Gezien de kleine kans dat kinderen in contact komen met de rook (hooguit enkele dagen per jaar) en gezien het feit dat ADIwaarden gebaseerd zijn op levenslange blootstelling lijkt de bijdrage aan het gezondheidsrisico via deze route in het algemeen gering.

13. Achtergrondblootstelling aan dithiocarbamaten via voedsel

Metingen aan residuen in levensmiddelen verricht door het RIVM geven geen aanwijzing van een achtergrondblootstelling aan dithiocarbamaten.

SAMENVATTENDE CONCLUSIES

14. Cholinesteraseremmers

In het algemeen lijkt de kans op een gezondheidseffect als gevolg van blootstelling van jonge kinderen aan cholinesteraseremmers gering, onder de aanname dat acute toxiciteit geen rol speelt en dat de ADI voor orale blootstelling ook geldt voor inhalatoire blootstelling. Er moet echter rekening gehouden worden met onzekerheden in de gehanteerde risicoanalyse methode. Door de hoge achtergrondbelasting via voedsel is de marge tussen de geschatte blootstelling en de aanvaardbare blootstelling toch zodanig klein dat toekomstige ontwikkelingen vooral met betrekking tot nieuwe (of nog onbekende) bronnen van blootstelling aan cholinestera-

seremmers en nieuwe toxicologische kennis nauwlettend gevolgd moeten worden. Zo is bij de vaststelling van de ADI voor parathion een veiligheidsfactor 10 aangehouden. Het is niet bekend of kinderen gevoeliger zijn.

15. Dithiocarbamaten

Rekening houdend met de onzekerheden in de gehanteerde risico-analyse methode en ADI-waarden, kan er in specifieke gevallen sprake zijn van een gezondheidsrisico voor jonge kinderen als gevolg van verontreiniging van schuren en erven op bollenbedrijven met dithiocarbamaten. Daarnaast kan via het eten van groenten uit eigen tuin de aanvaardbare dagelijkse inname van dithiocarbamaten overschreden worden. Dit laatste is gebaseerd op een beperkt aantal metingen met een relatief grote onbetrouwbaarheid en dient opgevat te worden als een aanwijzing voor nader onderzoek.

16. *Medisch onderzoek en klachten*

Omdat het slechts gaat om enkele risicovolle bedrijfssituaties en daarmee een beperkte groep kinderen dat risico loopt, lijkt een medisch onderzoek onder jonge kinderen op bollenbedrijven niet zinvol. Bovendien is het zeer moelijk om eventuele klachten te kunnen relateren aan blootstelling aan bestrijdingsmiddelen. Hiervoor is een zeer omvangrijk epidemiologisch onderzoek nodig. Mensen met klachten kunnen zich richten tot de Basisgezondheidsdienst in de Bloembollenstreek of de eigen huisarts. Sinds kort bestaat er een speciaal "bestrijdingsmiddelenspreekuur" in het Academisch Ziekenhuis Leiden. Dit spreekuur is bestemd voor mensen die werken met bestrijdingsmiddelen en voor mensen die ongunstig wonen en voor kinderen.

8. MAATREGELEN EN AANBEVELINGEN VOOR VERVOLGONDERZOEK

Maatregelen

Hoewel de onzekerheden met betrekking tot blootstelling aan dithiocarbamaten en cholinesteraseremmers nog relatief groot zijn en er voor sommige riskant gebleken blootstellingsroutes nader onderzoek geboden is, lijken de resultaten van het onderzoek voldoende fundament te bieden om in ieder geval enkele eenvoudige maatregelen aan te geven waarmee de blootstelling aan met name dithiocarbamaten gereduceerd kan worden.

Omdat het bij blootstelling via ingestie van grond en stof gaat om enkele zeer specifieke verontreinigde lokaties op bollenbedrijven (schuren en erven) kan gedacht worden aan de volgende maatregelen:

- beter schoonhouden van erven en schuren na het bereiden van spuitvloeistoffen en na activiteiten van bol/knolontsmetting.
- geen poedervormige middelen
- kinderen niet in schuren laten spelen in de periode dat er gewerkt wordt met bestrijdingsmiddelen.
- betere contrôle op de dagelijkse hygiëne (vaker handjes laten wassen e.d.)

Deze maatregelen zijn eenvoudig te bewerkstelligen via goede voorlichting. Uit de enquête blijkt dat al bij 3 tot 7 van de 28 geenquêteerde bedrijven met jonge kinderen één of meerdere voorzorgsmaatregelen worden getroffen (zie Bijlage 10).

In gevallen van particuliere drinkwaterwinning (woonhuizen die niet aangesloten zijn op het waterleidingnet) lijkt het raadzaam om zich zo snel mogelijk te laten aansluiten op het waterleidingnet. Hoewel er op dit moment voor de hier onderzochte stoffen waarschijnlijk nog geen sprake is van een gezondheidsrisico, is het niet ondenkbaar dat er als gevolg van uitspoeling van nog meer bestrijdingsmiddelen naar het grondwater in de toekomst problemen te verwachten zijn.

Met betrekking tot risico's via het eten van groenten uit eigen tuin is de onzekerheid nog zo groot dat het zinvol lijkt om de resultaten van nader onderzoek af te wachten. Pas dan zal blijken of maatregelen, zoals ontraden van eten van groenten uit eigen tuin, aanpassing spuitmethoden e.d.) nodig zijn.

Vervolgonderzoek

Hieronder zullen enkele aanbevelingen voor vervolgonderzoek puntsgewijs aangegeven worden.

- Nader onderzoek naar de verontreiniging van groentetuinen (grenzend aan bollenvelden) met bestrijdingsmiddelen, met name dithiocarbamaten.
- Nader onderzoek naar verontreiniging van het grondwater gezien het (toenemend) intensief gebruik van aldicarb in de kasteelt. Uit modelberekeningen is namelijk gebleken dat met name aldicarb een potentiële risicofactor vormt voor de drinkwaterwinning. Aanbevolen wordt om aldicarb op te nemen in een monitoringprogramma voor grondwater. In dit kader is tevens onderzoek geboden naar de mogelijkheid van permeatie van bestrijdingsmiddelen (m.n. aldicarb) door PE-waterleidingbuizen. Tot nu toe is hierover weinig bekend.
- Nader onderzoek naar blootstelling van jonge kinderen aan bestrijdingsmiddelen via hun eigen (normale) voedselpakket op basis van "total-diets" en residu-onderzoek in levensmiddelen.
- Onderzoek naar blootstelling aan ETU (ethyleenthioureum) met als waarschijnlijk belangrijkste blootstellingsroute de route via grondwater (en drinkwater).
- Systematische inventarisatie van ADI-waarden en hun achtergrond ten behoeve van gebruik als toetsingswaarden in risico-analyses.

Literatuurlijst

Anonymus, 1987.
De belasting van de mens met arseen op ijzerrijke gronden in Gelderland. Deel II. Inventarisatie en blootstellingsrisico projectnr. 90-10126.

Binder, S.M.D., e.a., 1986.
Estimating Soil Ingestion: The Use of Tracer Elements in Estimating the Amount of Soil Ingested by Young Children, Archives of Environmental Health, Vol. 41, no. 6: 341-346.

Copius Peereboom, J.W. en J.H.J. Copius Peereboom-Stegeman, 1986.
Model voor de evaluatie van het gezondheidsrisico bij bodemsanering, Milieu 1, 3: 78-86.

Clausing, P., B. Brunekreef and J.H. van Wijnen, 1987.
A method for estimating soil ingestion bij children, Int. Archives of Occupational and Environmental Health, 59: 73-82.

Drecht, G. van, 1983.
Simulatie van het verticale, niet-stationaire transport van water en een daarin opgeloste stof in de grond. RID-mededeling 83-11.

Duggan, M.J. and S. Williams, 1977.
Lead in dust in city streets, Sci. Total. Environ. 7: 91-97.

Fliert, E. van der en F. van Mourik, 1984.
Bestrijdingsmiddelen in groenten en bodem in de bollenstreek. Biologiewinkel, Utrecht, Uitgave nr. 1984-35.

Gezondheidsraad, 1985.
Advies uitgangspunten voor normstelling: de inzichtelijke opbouw van advieswaarden voor niet-mutagene, niet-carcinogene en niet-immunotoxische stoffen, rapport nr. 31. Den Haag.

Haring, e.a., 1979.
Onderzoek naar de gebruiksgewoonten bij drinkwater-consumptie in Nederland, H_2O, 10: 212-216.

Hulshof, P.J.M., 1988.
De groenteconsumptie van volkstuinders. Staatstoezicht op de volksgezondheid.

Huygen, C., J.A. Duiser, L. de Vries, 1986.
Emissie van bestrijdingsmiddelen naar lucht bij bespuiting van laag gewas. Methoden voor het schatten van concentraties en deposities in de naaste omgeving. TNO-rapport nr. R 87/227.

Kimbrough, R.D., e.a., 1984.
Health implications of 2, 3, 7, 8-TCDD contamination of residential soil, J. Toxicol. Environ. Health 14: 47-93.

Lepow, M.L., e.a., 1984.

Environmental Health Perspectives, Experimental Issue, no. 7, 99.

Liem, K.O. en W.T. de Groot, 1987.
Bestrijdingsmiddelen in de bloembollenteelt: een verkenning van risico's van bestrijdingsmiddelen voor bewoners van de bloembollenstreek.

Linden, A.M.A. van der, J.P.G. Loch, 1986.
Beoordeling van risico's van bestrijdingsmiddelen voor de drinkwatervoorziening. Prioriteitsstudie naar risico's van stoffen. RIVM-rapport nr. 72860001.

Lock, J.P.G., L.F.F. Gast, H.L.J. van Maaren, 1986.
Residuen van geselecteerde bestrijdingsmiddelen in het ondiepe grondwater van enige kwetsbare Nederlandse grondsoorten. Resultaten van de eerste onderzoeksfase. RIVM-rapport nr. 840256001.

Loodonderzoek Arnhem, 1978.
Deel IV Gedragsobservaties. Wageningen.

Matser, E. en F. Hendriks, 1987.
Gezondheidsrisico's bij bodemverontreiniging. Handleiding voor de beoordeling van het gezondheidsrisico. Nederland Gifvrij, Utrecht, en Wetenschapswinkel Universiteit van Amsterdam.

Mensink, H. en S. Morel, 1981.
Bodemverontreiniging en gezondheidsrisico's. Biologiewinkel, Utrecht, VAVM.

Naald, W. van der, R. Huele, W.T., de Groot, M. de Loor, 1988.
GRASBOL: Expertsysteem voor risico-analyse bij bodemverontreiniging. Deel I: Definitiestudie en demonstratiemodel (conceptrapport). Centrum voor Milieukunde, Werkgroep Energie en Milieu-onderzoek, Rijksuniversiteit Leiden.

Nimwegen, J.M. van, e.a., 1983.
De bepaling van cholinesteraseremmers in drink- en oppervlaktewater. RIVM-rapport.

RIVM-rapport, 1983.

Rosenblatt, D.H., J.C. Dacre and D.R. Gogly, 1982.
An environmental fate model leading to preliminary pollutant values for human health effects. In: Environmental risk analysis for chemicals. R.A. Conway (ed.). Van Nostrand Reindholt Cy, New York.

Verdam, B., J.P.G. Loch, H.L.J. van Maaren, 1988.
Bestrijdingsmiddelen in grondwater onder kwetsbare bodemtypen. RIVM-rapport nr. 728473001.

Vos, R.H. de, e.a., 1984.
Pesticides and other chemical residues in dutch total diet samples (June 1976-July 1978), Fd. Chem. Fox. Vol. 22 no. 1: 11-21.

VROM, 1985.
Richtlijn voor beoordeling van verontreinigingen in drinkwater als gevolg van permeatie. Hoofdinspectie voor de Hygiëne van het Milieu, Min. VROM, publicatie 85-02.

Vroom, E.M., 1987.
Rook van plantenverbranding in de bloembollenstreek: Gevaar voor de volksgezondheid? Scriptie, Centrum voor Milieukunde Leiden.

WHO/FAO, 1965-1985
Reports of the Joint Meetings of the FAO Committee on Pesticides in Agriculture and the WHO Expert Committee on Pesticide Residues, Evaluations of the Toxicity of Pesicide Residues in Food, Rome.

BIJLAGE 1: Verblijftijden

Tabel 1: Verblijftijden van jonge kinderen voor verschillende lokaties op bollenbedrijven (uur/dag); sept. 1987

kind	leeftijd	erf	veld	schuur	kas	huis	buiten totaal	huis + buiten
1a	1	2.0	0.0	1.5	0.0	6.0	3.5	9.5
1b	1	2.0	0.0	1.5	0.0	6.0	3.5	9.5
2a	1	0.5	0.0	0.3	0.0	7.0	1.0	7.8
2b	3	2.5	0.0	0.3	0.0	5.5	3.0	8.3
2c	5	1.3	0.3	0.5	0.0	6.5	2.0	8.5
3a	4	1.0	0.3	0.3	0.0	6.0	1.5	7.5
4a	2	1.3	0.0	0.3	0.0	8.0	2.5	9.5
4b	1							0.0
5a	5	1.0	1.0	0.0	0.0	6.5	2.0	8.5
5b	2	1.5	0.3	0.3	0.0	8.0	2.0	10.0
5c	1	0.3	0.0	0.0	0.3	7.5	0.5	8.0
6a	4	0.5	0.0	0.0	0.0	6.5	0.5	7.0
7a	5	3.0	0.5	0.5	0.0	4.0	4.0	8.0
7b	3	4.5	0.5	0.5	0.0	5.5	5.5	11.0
8a	5	0.5	0.5	0.5	0.0	4.5	1.5	6.0
8b	2	2.0	0.5	0.0	0.0	6.0	2.5	8.5
9a	1	0.5	0.0	0.0	0.0	7.5	0.5	8.0
	gem. tot	1.5	0.2	0.4	0.0	6.3	2.3	8.5
	s.d.	1.1	0.3	0.5	0.1	1.1	1.4	2.3
gem.	leeft.1 (aantal 5)	1.1	0.0	0.7	0.1	6.8	1.8	8.6
gem.	leeft.2 (aantal 3)	1.6	0.3	0.2	0.0	7.3	2.3	9.3
gem.	leeft.3 (aantal 2)	3.5	0.3	0.4	0.0	5.5	4.3	9.6
gem.	leeft.4 (aantal 2)	0.8	0.1	0.1	0.0	6.3	1.0	7.3
gem.	leeft.5 (aantal 4)	1.4	0.6	0.4	0.0	5.4	2.4	7.8

Huis = verblijftijd in huis exclusief slaap

Huis actief = binnenspelen (verblijftijd in huis exclusief eten, baden, t.v.-kijken)

Buiten totaal = buitenspelen in directe omgeving van huis/bedrijf

Bijlage 1

Tabel 2: Verblijftijden van jonge kinderen voor verschillende lokaties op bollenbedrijven (uur/dag); jan. 1988.

kind	leeftijd	erf	veld	schuur	kas	huis totaal	huis actief	buiten totaal	huis + buiten
1a	1	0.5	0.0	0.8	0.3	5.5	1.0	2.5	7.0
1b	1	0.5	0.0	0.8	0.3	5.5	1.0	2.5	7.0
2a	2	1.0	0.0	0.8	0.0	7.0	2.0	1.5	8.8
2b	4	1.0	0.0	0.5	0.0	6.5	2.0	1.5	8.0
2c	6	0.8	0.0	0.3	0.0	7.5	2.0	1.0	8.5
3a	4	1.3	0.0	0.5	0.0	6.5		1.8	8.3
4a	3	0.3	0.0	1.0	0.5	7.5		1.8	9.3
4b	1	0.0	0.0	0.0	0.0	5.5		0.0	5.5
5a	5	1.0	0.5	0.0	0.0	6.8		1.5	8.3
5b	3	0.5	0.0	0.0	0.0	9.0		0.5	9.5
5c	1	0.0	0.0	0.0	0.0	8.6		0.0	8.6
6a	4	0.5	0.3	0.3	0.0	4.0	1.0	1.0	5.0
7a	5	0.5	0.0	0.5	0.0	8.0		1.0	9.0
7b	4	0.5	0.0	0.5	0.0	8.0		1.0	9.0
8a	5	0.1	0.1	0.0	0.0	5.8	2.8	0.3	6.0
8b	2	0.0	0.0	0.0	0.0	7.5	4.3	0.0	7.5
9a	1	0.0	0.0	0.0	0.0	17.5		0.5	17.5
	gem. tot	0.5	0.1	0.3	0.1	7.4	2.0	1.1	8.4
	s.d.	0.4	0.1	0.3	0.1	2.8	1.0	0.8	2.6
gem.	leeft.1 (aantal 5)	0.2	0.0	0.3	0.1	8.5	0.4	1.1	9.1
gem.	leeft.2 (aantal 2)	0.5	0.0	0.4	0.0	7.3	3.1	0.8	8.1
gem.	leeft.3 (aantal 2)	0.4	0.0	0.5	0.3	8.3	0.0	1.1	9.4
gem.	leeft.4 (aantal 3)	0.7	0.1	0.4	0.0	6.2	1.0	1.2	7.3
gem.	leeft. 5 (aantal 3)	0.8	0.2	0.3	0.0	9.3	1.6	1.3	10.6

Huis = verblijftijd in huis exclusief slaap

Huis actief = binnenspelen (verblijftijd in huis exclusief eten, baden, t.v.-kijken)

Buiten totaal = buitenspelen in directe omgeving van huis/bedrijf

Bijlage 1

Tabel 3: Verblijftijden van jonge kinderen voor verschillende lokaties op bollenbedrijven (uur/dag); mei/juni 1988.

kind	leeftijd	erf	veld	schuur	kas	huis totaal	huis actief	buiten totaal	huis + buiten
1a	1	1.3	0.3	1.0	0.0	6.0	1.0	2.5	8.5
1b	1	1.3	0.3	1.0	0.0	6.0	1.0	2.5	8.5
2a	2	3.0	1.8	1.3	0.0	4.8	0.3	5.0	10.8
2b	4	1.8	1.0	0.8	0.0	4.5	0.0	3.5	8.0
2c	6	2.0	1.0	1.0	0.0	6.0		4.0	10.0
3a	4	0.5	0.0	0.3	0.0	5.5	2.0	1.5	6.3
4a	3	1.0	1.0	0.0	0.0	6.0	1.5	2.3	8.0
4b	1	0.0	0.0	0.0	0.0	5.5		0.0	5.5
5a	6	2.5	0.0	0.0	0.0	6.0	2.0	2.5	8.5
5b	3	0.2	0.0	0.0	0.0	8.0	3.5	1.2	8.2
5c	2	0.0	0.0	0.2	0.0	7.5	3.5	1.5	7.7
6a	4								0.0
7a	6	1.5	0.0	1.5	0.0	5.0		3.0	8.0
7b	4	1.5	0.0	1.5	0.0	5.5		3.0	8.5
8a	6	0.3	0.3	1.5	0.0	3.0	0.5	2.0	5.0
8b	3	1.0	0.5	1.0	0.0	5.5	2.5	2.5	8.0
9a	2	0.0	0.3	0.0	0.0	5.0	1.5	2.0	5.3
	gem. tot	1.1	0.4	0.7	0.0	5.6	1.6	2.4	7.8
	s.d.	0.9	0.5	0.6	0.0	1.1	1.1	1.1	2.4
gem.	leeft.1 (aantal 3)	0.8	0.2	0.7	0.0	5.8	0.7	1.7	7.5
gem.	leeft.2 (aantal 3)	1.0	0.7	0.5	0.0	5.8	1.8	2.8	7.9
gem.	leeft.3 (aantal 3)	0.7	0.5	0.3	0.0	6.5	2.5	2.0	8.1
gem.	leeft.4 (aantal 3)	1.3	0.3	0.8	0.0	5.2	0.7	2.7	7.6
gem.	leeft. 5 (aantal 4)	1.6	0.3	1.0	0.0	5.0	0.6	2.9	7.9

Huis = verblijftijd in huis exclusief slaap

Huis actief = binnenspelen (verblijftijd in huis exclusief eten, baden, t.v.-kijken)

Buiten totaal = buitenspelen in directe omgeving van huis/bedrijf

Bijlage 1

Tabel 4: Verblijftijden van jonge kinderen in niet-bedrijfssituaties (uur/dag); sept. 1987.

kind	leeft.	tuin	veld	naburig bedrijf	huis	buiten totaal	huis + buiten
10a	1	0.5	0.0	0.0	5.5	0.5	6
10b	4	0.5	0.2	0.3	6.5	1.0	7.5
11a	5		0.5	0.0	7.0	0.5	7.5

Tabel 5: Verblijftijden van jonge kinderen in niet-bedrijfssituaties (uur/dag); mei/juni 1988.

kind	leeft.	tuin	veld	naburig bedrijf	huis totaal	huis actief	buiten totaal	huis + buiten
10a	1	2.3		0.0	5.0	2.0	2.5	6.0
10b	4	2.0		0.5	4.0	1.0	3.0	7.5
11a	6		0.5	0.5	5.0		0.5	

Huis = verblijftijd in huis exclusief slaap

Huis actief = binnenspelen (verblijftijd in huis exclusief eten, baden, t.v.-kijken)

Buiten totaal = buitenspelen in directe omgeving van huis/bedrijf

BIJLAGE 2: Resultaten blootstellingsberekeningen voor cholinesteraseremmers

Tabel 1 a:
Berekende blootstelling aan cholinesteraseremmers op basis van tijdgewogen concentraties (parathion-equivalenten) in grond/stof van bollenbedrijven.
Gerekend is met een gemiddelde, maximale en extreme grond/stof-ingestie van respectievelijk 0,2 g/dag (1), 1 g/dag (2) en 10 g/dag (3).

sept. 1987		inname (microgram/dag) (1)	(2)	(3)
individueel kind	1a	0.1	0.5	4.9
	1b	0.1	0.5	4.9
	2a	0.1	0.7	6.6
	2b	0.2	0.9	9.4
	2c	0.2	0.8	8.3
	3a	0.4	1.8	18.1
	4a	1.0	4.8	47.8
	5a	0.1	0.7	6.9
	5b	0.2	0.9	8.8
	5c	0.2	1.1	10.8
	6a	0.9	4.7	46.9
	7a	0.2	1.2	12.3
	7b	0.3	1.5	14.8
	8a	0.3	1.5	15.0
	8b	0.3	1.6	16.0
	9a	0.5	2.3	22.5
	gem.	0.3	1.6	15.0
	s.d.	0.3	1.3	12.8
gem. leeft.1	gem. conc.	0.5	2.3	22.6
gem. leeft.2	gem. conc.	0.4	1.9	18.8
gem. leeft.3	gem. conc.	0.3	1.6	16.1
gem. leeft.4	gem. conc.	0.4	2.1	21.1
gem. leeft.5	gem. conc.	0.4	1.8	17.6
gem. leeft.1	max. conc.	1.5	7.5	75.4
gem. leeft.2	max. conc.	1.2	6.0	59.5
gem. leeft.3	max. conc.	1.0	5.2	51.8
gem. leeft.4	max. conc.	1.3	6.7	67.0
gem. leeft.5	max. conc.	1.2	5.8	57.9

De waarden die de aanvaardbare dagelijkse inname overschrijden zijn onderstreept.

Tabel 1 b:
Berekende blootstelling aan cholinesteraseremmers op basis van tijdgewogen concentraties (parathion-equivalenten) in grond/stof van bollenbedrijven.
Gerekend is met een gemiddelde, maximale en extreme grond/stof-ingestie van respectievelijk 0.2 g/dag (1), 1 g/dag (2) en 10 g/dag (3). De concentraties in huisstof en schuurstof zijn gecorrigeerd met 2 mg/kg.

sept. 1987		inname (microgram/dag) (1)	(2)	(3)
individueel kind	1a	0.0	0.1	0.6
	1b	0.0	0.1	0.6
	2a	0.0	0.2	1.5
	2b	0.1	0.7	6.7
	2c	0.1	0.3	3.5
	3a	0.3	1.5	15.1
	4a	0.7	3.5	34.8
	5a	0.0	0.1	0.6
	5b	0.0	0.0	0.5
	5c	0.0	0.1	0.9
	6a	0.6	3.0	30.2
	7a	0.2	1.0	9.9
	7b	0.2	1.1	11.2
	8a	0.1	0.7	7.5
	8b	0.2	1.2	12.0
	9a	0.3	1.4	13.8
	gem.	0.2	0.9	8.8
	s.d.	0.2	1.0	10.1
gem. leeft.1	gem. conc.	0.3	1.4	13.8
gem. leeft.2	gem. conc.	0.2	1.2	12.3
gem. leeft.3	gem. conc.	0.2	1.2	12.3
gem. leeft.4	gem. conc.	0.3	1.3	13.3
gem. leeft.5	gem. conc.	0.2	1.2	12.0
gem. leeft.1	max. conc.	1.2	6.1	60.5
gem. leeft.2	max. conc.	0.9	4.7	47.3
gem. leeft.3	max. conc.	0.9	4.5	45.4
gem. leeft.4	max. conc.	1.0	5.2	52.4
gem. leeft.5	max. conc.	1.0	4.9	48.7

Tabel 1 c:
Berekende blootstelling aan cholinesteraseremmers op basis van tijdgewogen concentraties (parathion-equivalenten) in grond/stof van bollenbedrijven.
Gerekend is met een gemiddelde, maximale en extreme grond/stof-ingestie van respectievelijk 0.2 g/dag (1), 1 g/dag (2) en 10 g/dag (3). De concentraties in huisstof en schuurstof zijn gecorrigeerd met 2 mg/kg. Voor elke ontbrekende meetwaarde is i.p.v. het gemiddelde nu 0 ingevuld.

sept. 1987		inname (microgram/dag) (1)	(2)	(3)
individueel kind	1a	0.0	0.1	0.6
	1b	0.0	0.1	0.6
	2a	0.0	0.0	0.0
	2b	0.0	0.0	0.0
	2c	0.0	0.0	0.2
	3a	0.3	1.5	15.1
	4a	0.7	3.5	34.8
	5a	0.0	0.1	0.6
	5b	0.0	0.0	0.5
	5c	0.0	0.0	0.1
	6a	0.6	3.0	30.2
	7a	0.0	0.1	0.9
	7b	0.0	0.1	0.5
	8a	0.0	0.1	1.0
	8b	0.0	0.0	0.4
	9a	0.0	0.0	0.0
	gem.	0.1	0.5	5.0
	s.d.	0.2	1.1	10.9
gem. leeft.1	gem. conc.	0.2	0.9	9.4
gem. leeft.2	gem. conc.	0.2	0.8	8.1
gem. leeft.3	gem. conc.	0.2	0.8	7.7
gem. leeft.4	gem. conc.	0.2	0.9	8.8
gem. leeft.5	gem. conc.	0.2	0.8	8.1
gem. leeft.1	max. conc.	1.2	6.1	60.5
gem. leeft.2	max. conc.	0.9	4.7	47.3
gem. leeft.3	max. conc.	0.9	4.5	45.4
gem. leeft.4	max. conc.	1.0	5.2	52.4
gem. leeft.5	max. conc.	1.0	4.9	48.7

Tabel 2 a:
Berekende blootstelling aan cholinesteraseremmers op basis van tijdgewogen concentraties (parathion-equivalenten) in grond/stof van bollenbedrijven.
Gerekend is met een gemiddelde, maximale en extreme grond/stof-ingestie van respectievelijk 0,2 g/dag (1), 1 g/dag (2) en 10 g/dag(3).

jan. 1988		inname (microgram/dag) (1)	(2)	(3)
individueel kind	2a	0.3	1.7	16.7
	2b	0.3	1.6	15.6
	2c	0.4	1.9	19.0
	3a	0.6	3.1	30.7
	4a	0.3	1.7	17.4
	4b	0.5	2.4	24.0
	6a	2.4	11.9	118.9
	gem.	0.7	3.5	34.6
	s.d.	0.7	3.5	34.8
gem. leeft.1	gem. conc.	0.5	2.3	23.5
gem. leeft.2	gem. conc.	0.6	3.0	30.4
gem. leeft.3	gem. conc.	0.5	2.7	26.8
gem. leeft.4	gem. conc.	0.6	3.2	32.3
gem. leeft.5	gem. conc.	0.6	2.8	28.2
gem. leeft.1	max. conc.	0.7	3.4	33.5
gem. leeft.2	max. conc.	1.2	5.8	58.4
gem. leeft.3	max. conc.	0.9	4.6	45.7
gem. leeft.4	max. conc.	1.5	7.5	75.1
gem. leeft.5	max. conc.	1.0	5.1	51.1

De waarden die de aanvaardbare dagelijkse inname overschrijden zijn onderstreept.

Tabel 2 b:
Berekende blootstelling aan cholinesteraseremmers op basis van tijdgewogen concentraties (parathion-equivalenten) in grond/stof van bollenbedrijven.
Gerekend is met een gemiddelde, maximale en extreme grond/stof-ingestie van respectievelijk 0,2 g/dag (1), 1 g/dag (2) en 10 g/dag(3). De concentraties in huisstof en schuurstof zijn gecorrigeerd met 2 mg/kg.

jan. 1988		inname (microgram/dag) (1)	(2)	(3)
individueel kind	2a	0.1	0.3	2.8
	2b	0.1	0.3	2.7
	2c	0.1	0.3	3.2
	3a	0.3	1.7	16.6
	4a	0.1	0.3	3.0
	4b	0.1	0.4	4.0
	6a	2.3	11.4	114.1
	gem.	0.4	2.1	20.9
	s.d.	0.8	3.8	38.3
gem. leeft.1	gem. conc.	0.1	0.4	3.5
gem. leeft.2	gem. conc.	0.2	1.0	9.8
gem. leeft.3	gem. conc.	0.1	0.7	6.7
gem. leeft.4	gem. conc.	0.3	1.5	15.2
gem. leeft.5	gem. conc.	0.2	0.8	8.3
gem. leeft.1	max. conc.	0.3	1.3	13.2
gem. leeft.2	max. conc.	0.7	3.7	37.0
gem. leeft.3	max. conc.	0.5	2.5	24.9
gem. leeft.4	max. conc.	1.1	5.7	57.0
gem. leeft.5	max. conc.	0.6	3.1	30.9

Tabel 2 c:
Berekende blootstelling aan cholinesteraseremmers op basis van tijdgewogen concentraties (parathion-equivalenten) in grond/stof van bollenbedrijven.
Gerekend is met een gemiddelde, maximale en extreme grond/stof-ingestie van respectievelijk 0,2 g/dag (1), 1 g/dag (2) en 10 g/dag (3). De concentraties in huisstof en schuurstof zijn gecorrigeerd met 2 mg/kg. Voor elke ontbrekende meetwaarde is i.p.v. het gemiddelde nu 0 ingevuld.

jan. 1988		inname (microgram/dag) (1)	(2)	(3)
individueel kind	2a	0.0	0.0	0.2
	2b	0.0	0.0	0.2
	2c	0.0	0.0	0.1
	3a	0.3	1.4	14.2
	4a	0.0	0.0	0.3
	4b	0.0	0.0	0.0
	6a	2.3	11.4	114.1
	gem.	0.4	1.8	18.5
	s.d.	0.8	3.9	39.3
gem. leeft.1	gem. conc.	0.1	0.3	3.5
gem. leeft.2	gem. conc.	0.2	1.0	9.8
gem. leeft.3	gem. conc.	0.1	0.7	6.6
gem. leeft.4	gem. conc.	0.3	1.5	15.2
gem. leeft.5	gem. conc.	0.2	0.8	8.3
gem. leeft.1	max. conc.	0.3	1.3	13.2
gem. leeft.2	max. conc.	0.7	3.7	37.0
gem. leeft.3	max. conc.	0.5	2.5	24.9
gem. leeft.4	max. conc.	1.1	5.7	57.0
gem. leeft.5	max. conc.	0.6	3.1	30.9

Tabel 3 a:
Berekende blootstelling aan cholinesteraseremmers op basis van tijdgewogen concentraties (parathion-equivalenten) in grond/stof van bollenbedrijven.
Gerekend is met een gemiddelde, maximale en extreme grond/stof-ingestie van respectievelijk 0,2 g/dag (1), 1 g/dag (2) en 10 g/dag (3).

mei/juni 1988		inname (microgram/dag) (1)	(2)	(3)
individueel kind	1a	0.1	0.4	4.1
	1b	0.1	0.4	4.1
	2a	2.7	13.3	132.6
	2b	2.3	11.4	113.6
	2c	2.0	9.8	97.6
	3a	0.1	0.6	5.5
	4a	0.1	0.3	2.8
	4b	0.0	0.2	2.5
	5a	0.7	3.4	34.5
	5b	0.1	0.5	5.2
	5c	0.4	2.1	20.7
	6a			
	7a	3.4	17.2	172.3
	7b	3.1	15.5	154.7
	8a	1.2	5.8	58.0
	8b	0.8	4.0	39.6
	9a	0.3	1.5	15.0
	gem.	1.1	5.4	53.9
	s.d.	1.2	5.8	58.1
gem. leeft.1	gem. conc.	2.2	10.8	107.7
gem. leeft.2	gem. conc.	1.3	6.7	67.4
gem. leeft.3	gem. conc.	1.0	5.2	51.8
gem. leeft.4	gem. conc.	2.5	12.3	123.2
gem. leeft.5	gem. conc.	2.9	14.5	145.1
gem. leeft.1	max. conc.	10.4	52.0	520.0
gem. leeft.2	max. conc.	6.6	33.1	330.6
gem. leeft.3	max. conc.	5.0	24.8	248.5
gem. leeft.4	max. conc.	12.1	60.6	606.4
gem. leeft.5	max. conc.	14.4	71.8	717.9

De waarden die de aanvaardbare dagelijkse inname overschrijden zijn onderstreept.

Tabel 3 b:
Berekende blootstelling aan cholinesteraseremmers op basis van tijdgewogen concentraties (parathion-equivalenten) in grond/stof van bollenbedrijven.
Gerekend is met een gemiddelde, maximale en extreme grond/stof-ingestie van respectievelijk 0,2 g/dag (1), 1 g/dag (2) en 10 g/dag (3). De concentraties in huisstof en schuurstof zijn gecorrigeerd met 2 mg/kg.

mei/juni 1988		inname (microgram/dag) (1)	(2)	(3)
individueel kind	1a	0.0	0.1	0.8
	1b	0.0	0.1	0.8
	2a	2.6	12.8	127.9
	2b	2.2	10.9	109.4
	2c	1.9	9.3	93.3
	3a	0.1	0.3	2.7
	4a	0.0	0.2	1.6
	4b	0.0	0.0	0.0
	5a	0.7	3.3	32.8
	5b	0.0	0.2	2.3
	5c	0.3	1.7	17.2
	6a			
	7a	3.2	16.1	161.3
	7b	2.9	14.3	143.3
	8a	0.9	4.3	42.8
	8b	0.5	2.7	27.0
	9a	0.2	0.8	8.4
	gem.	1.0	4.8	48.2
	s.d.	1.1	5.6	56.1
gem. leeft.1	gem. conc.	2.0	9.9	99.3
gem. leeft.2	gem. conc.	1.2	6.2	62.0
gem. leeft.3	gem. conc.	0.9	4.5	45.3
gem. leeft.4	gem. conc.	2.3	11.6	116.3
gem. leeft.5	gem. conc.	2.8	13.8	137.9
gem. leeft.1	max. conc.	10.1	50.6	505.8
gem. leeft.2	max. conc.	6.4	32.1	320.8
gem. leeft.3	max. conc.	4.7	23.6	235.8
gem. leeft.4	max. conc.	11.9	59.6	596.1
gem. leeft.5	max. conc.	14.2	70.8	707.7

Bijlage 2

Tabel 3 c:
Berekende blootstelling aan cholinesteraseremmers op basis van tijdgewogen concentraties (parathion-equivalenten) in grond/stof van bollenbedrijven.
Gerekend is met een gemiddelde, maximale en extreme grond/stof-ingestie van respectievelijk 0,2 g/dag (1), 1 g/dag (2) en 10 g/dag (3). De concentraties in huisstof en schuurstof zijn gecorrigeerd met 2 mg/kg. Voor elke ontbrekende meetwaarde is i.p.v. het gemiddelde nu 0 ingevuld.

mei/juni 1988		inname (microgram/dag) (1)	(2)	(3)
individueel kind	1a	0.0	0.1	0.8
	1b	0.0	0.1	0.8
	2a	0.0	0.0	0.0
	2b	0.0	0.0	0.0
	2c	0.0	0.0	0.0
	3a	0.1	0.3	2.7
	4a	0.0	0.2	1.6
	4b	0.0	0.0	0.0
	5a	0.0	0.0	0.0
	5b	0.0	0.0	0.0
	5c	0.0	0.0	0.0
	6a			
	7a	0.0	0.0	0.0
	7b	0.0	0.0	0.0
	8a	0.9	4.3	42.8
	8b	0.5	2.7	27.0
	9a	0.2	0.8	8.4
	gem.	0.1	0.5	5.3
	s.d.	0.2	1.2	11.7
gem. leeft.1	gem. conc.	1.2	6.0	59.5
gem. leeft.2	gem. conc.	0.8	3.8	38.2
gem. leeft.3	gem. conc.	0.6	2.8	28.5
gem. leeft.4	gem. conc.	1.4	7.0	69.8
gem. leeft.5	gem. conc.	1.7	8.3	82.7
gem. leeft.1	max. conc.	10.1	50.6	505.8
gem. leeft.2	max. conc.	6.4	32.1	320.8
gem. leeft.3	max. conc.	4.7	23.6	235.8
gem. leeft.4	max. conc.	11.9	59.6	596.1
gem. leeft.5	max. conc.	14.2	70.8	707.7

BIJLAGE 3: Resultaten blootstellingsberekeningen voor dithiocarbamaten

Tabel 1 a:
Berekende blootstelling aan dithiocarbamaten op basis van tijdgewogen concentraties (maneb-equivalenten) in grond/stof van bollenbedrijven.
Gerekend is met een gemiddelde, maximale en extreme grond/stof-ingestie van respectievelijk 0.2 g/dag (1), 1 g/dag (2) en 10 g/dag (3).

sept. 1987			inname (microgram/dag) (1)	(2)	(3)
individueel kind		1a	0	0	0
		1b	0	0	0
		2a	4	22	218
		2b	6	30	298
		2c	5	24	238
		3a	3	13	129
		4a	4	19	188
		5a	0	2	25
		5b	0	2	25
		5c	1	3	30
		6a	27	136	1359
		7a	6	31	310
		7b	6	28	278
		8a	2	10	100
		8b	4	18	178
		9a	1	5	50
	gem.		4	21	201
	s.d.		6	31	314
gem. leeft.1	gem. conc.		5	26	263
gem. leeft.2	gem. conc.		5	25	251
gem. leeft.3	gem. conc.		6	32	320
gem. leeft.4	gem. conc.		5	26	256
gem. leeft.5	gem. conc.		5	26	264
gem. leeft.1	max. conc.		21	103	1035
gem. leeft.2	max. conc.		18	88	876
gem. leeft.3	max. conc.		13	66	655
gem. leeft.4	max. conc.		20	100	996
gem. leeft.5	max. conc.		15	74	744

De waarden die de aanvaardbare dagelijkse inname overschrijden zijn onderstreept.

Tabel 1 b:
Berekende blootstelling aan dithiocarbamaten op basis van tijdgewogen concentraties (maneb-equivalenten) in grond/stof van bollenbedrijven.
Gerekend is met een gemiddelde, maximale en extreme grond/stof-ingestie van respectievelijk 0.2 g/dag (1), 1 g/dag (2) en 10 g/dag (3). Voor ontbrekende meetwaarden is i.p.v. van het gemiddelde 0 ingevuld.

sept. 1987			inname (microgram/dag) (1)	(2)	(3)
individueel kind		1a	0	0	0
		1b	0	0	0
		2a	0	0	3
		2b	0	0	2
		2c	0	0	4
		3a	0	0	3
		4a	1	5	53
		5a	0	2	25
		5b	0	2	23
		5c	1	3	28
		6a	27	136	1359
		7a	0	1	10
		7b	0	2	20
		8a	0	0	0
		8b	0	0	0
		9a	0	0	0
	gem.		2	10	90
	s.d.		7	33	327
gem. leeft.1	gem. conc.		3	17	174
gem. leeft.2	gem. conc.		3	16	157
gem. leeft.3	gem. conc.		4	19	191
gem. leeft.4	gem. conc.		3	16	164
gem. leeft.5	gem. conc.		3	17	166
gem. leeft.1	max. conc.		28	140	1403
gem. leeft.2	max. conc.		27	133	1333
gem. leeft.3	max. conc.		33	164	1642
gem. leeft.4	max. conc.		27	137	1374
gem. leeft.5	max. conc.		28	138	1383

onderstreept.

Bijlage 3

Tabel 3 a:
Berekende blootstelling aan dithiocarbamaten op basis van tijdgewogen concentraties (maneb-equivalenten) in grond/stof van bollenbedrijven.
Gerekend is met een gemiddelde, maximale en extreme grond/stof-ingestie van respectievelijk 0,2 g/dag (1), 1 g/dag (2) en 10 g/dag (3).

mei/juni 1988		inname (microgram/dag) (1)	(2)	(3)
individueel kind	1a	1	4	42
	1b	1	4	42
	2a	7	35	353
	2b	6	30	304
	2c	6	30	300
	3a	2	10	96
	4a	2	8	79
	4b	2	8	81
	5a	2	10	98
	5b	2	10	95
	5c	2	11	112
	6a			
	7a	3	14	141
	7b	3	15	147
	8a	1	6	61
	8b	2	10	100
	9a	3	14	135
	gem.	3	14	137
	s.d.	2	9	93
gem. leeft.1	gem. conc.	5	25	245
gem. leeft.2	gem. conc.	3	17	167
gem. leeft.3	gem. conc.	3	17	167
gem. leeft.4	gem. conc.	5	24	239
gem. leeft.5	gem. conc.	5	27	265
gem. leeft.1	max. conc.	18	89	893
gem. leeft.2	max. conc.	11	56	562
gem. leeft.3	max. conc.	10	51	512
gem. leeft.4	max. conc.	18	92	920
gem. leeft.5	max. conc.	21	105	1050

De waarden die de aanvaardbare dagelijkse inname overschrijden zijn onderstreept.

Bijlage 3

Tabel 3 b:
Berekende blootstelling aan dithiocarbamaten op basis van tijdgewogen concentraties (maneb-equivalenten) in grond/stof van bollenbedrijven.
Gerekend is met een gemiddelde, maximale en extreme grond/stof-ingestie van respectievelijk 0,2 g/dag (1), 1 g/dag (2) en 10 g/dag (3). Voor de ontbrekende meetwaarden is i.p.v. het gemiddelde 0 ingevuld.

mei/juni 1988		inname (microgram/dag) (1)	(2)	(3)
individueel kind	1a	1	4	42
	1b	1	4	42
	2a	7	33	330
	2b	6	28	283
	2c	5	24	243
	3a	2	10	96
	4a	1	6	59
	4b	2	8	81
	5a	1	5	53
	5b	2	9	92
	5c	2	8	84
	6a			
	7a	3	14	141
	7b	3	15	147
	8a	1	6	61
	8b	1	4	36
	9a	3	14	135
	gem.	2	12	120
	s.d.	2	9	88
gem. leeft.1	gem. conc.	4	20	201
gem. leeft.2	gem. conc.	3	14	135
gem. leeft.3	gem. conc.	3	13	132
gem. leeft.4	gem. conc.	4	20	199
gem. leeft.5	gem. conc.	4	22	222
gem. leeft.1	max. conc.	18	89	893
gem. leeft.2	max. conc.	11	56	562
gem. leeft.3	max. conc.	10	51	512
gem. leeft.4	max. conc.	18	92	920
gem. leeft.5	max. conc.	21	105	1050

Tabel 2 a:
Berekende blootstelling aan dithiocarbamaten op basis van tijdgewogen concentraties (maneb-equivalenten) in grond/stof van bollenbedrijven.
Gerekend is met een gemiddelde, maximale en extreme grond/stof-ingestie van respectievelijk 0,2 g/dag (1), 1 g/dag (2) en 10 g/dag (3).

dec. 1987/jan. 1988		inname (microgram/dag) (1)	(2)	(3)
individueel kind	2a	4	22	225
	2b	4	22	217
	2c	4	22	220
	3a	11	57	572
	4a	4	18	176
	4b	4	22	220
	5a	3	17	172
	5b	4	21	210
	5c	4	22	220
	6a	10	52	516
	8a	2	10	95
	8b	2	10	99
	gem.	5	25	245
	s.d.	3	14	141
gem. leeft.1	gem. conc.	5	23	230
gem. leeft.2	gem. conc.	6	29	287
gem. leeft.3	gem. conc.	5	27	270
gem. leeft.4	gem. conc.	6	30	297
gem. leeft.5	gem. conc.	5	24	242
gem. leeft.1	max. conc.	6	30	305
gem. leeft.2	max. conc.	9	45	447
gem. leeft.3	max. conc.	8	41	405
gem. leeft.4	max. conc.	11	53	531
gem. leeft.5	max. conc.	7	35	347

De waarden die de aanvaardbare dagelijkse inname overschrijden zijn onderstreept.

Tabel 2 b:
Berekende blootstelling aan dithiocarbamaten op basis van tijdgewogen concentraties (maneb-equivalenten) in grond/stof van bollenbedrijven.
Gerekend is met een gemiddelde, maximale en extreme grond/stof-ingestie van respectievelijk 0,2 g/dag (1), 1 g/dag (2) en 10 g/dag (3). Voor de ontbrekende meetwaarden is i.p.v. het gemiddelde 0 ingevuld.

dec. 1987/jan. 1988		inname (microgram/dag) (1)	(2)	(3)
individueel kind	2a	2	8	78
	2b	2	8	79
	2c	1	5	49
	3a	9	44	442
	4a	1	3	30
	4b	0	0	0
	5a	1	3	26
	5b	0	1	10
	5c	0	0	0
	6a	10	52	516
	8a	0	1	10
	8b	0	0	0
	gem.	2	10	103
	s.d.	3	17	171
gem. leeft.1	gem. conc.	1	5	45
gem. leeft.2	gem. conc.	2	10	96
gem. leeft.3	gem. conc.	2	8	82
gem. leeft.4	gem. conc.	3	14	137
gem. leeft.5	gem. conc.	1	6	59
gem. leeft.1	max. conc.	3	13	128
gem. leeft.2	max. conc.	5	27	268
gem. leeft.3	max. conc.	5	23	231
gem. leeft.4	max. conc.	8	39	388
gem. leeft.5	max. conc.	3	17	169

BIJLAGE 4

Fysisch/chemische eigenschappen van voor het onderzoek relevante bestrijdingsmiddelen

stof	toe-passing*	oplosbaarheid (kamertemp.) g/l	dampspanning (25° C) PA	DT50 in bodem dagen
acefaat	GB	650	0,226 x 10^{-3}	10-15
chloorpyrifos	GB	0,002	2,5 x 10^{-3}	15-45[3]
fosfamidon	RO,GB	gering[3]	gering[3]	?
diazion		0,04	0,097 x 10^{-3}	15-45[3]
triazofos	GB	0,03-0,04	(55°C 13 x 10^{-3})	
pirimicarb	GB	2,7	4 x 10^{-3}	30
				aeroob anaeroob
aldicarb	GB	6	13 x 10^{-3}	7-50[1] 5-131[1] 22-44[2]
ald.sulfoxide		>330		14-70 5-131
add.sulfon = aldoxycarb.				28-70 5-131
propoxur	GB		(120°C 1,3)	< 1[1]
parathion	GB	0,024	5 x 10^{-3}	15-45[3] 30[4]
malathion	GB	0,145	5.3 x 10^{-3}	<30[3] 0,6[4]
pyrazofos	GB	0,0042	(50°C 0,22x10^{-3})	matig?
pirimifosmethyl	GB,RO	0,005	13 x 10^{-3}	?
dichloorfos	RO	10	1,6	matig tot goed[3]
tolchlofosmethyl	GO	0,0003-0,0004	57 x 10^{-3}	?
zineb/maneb	BO,GB	0,01	verwaarl.	28-56[5]
ETU				<7[5]
metam-natrium	GO			0,25[1]
methyl-isothiocyanaat	BO	722 (dihydraat)	0,112[3]	9[1]
mancozeb	OB	verwaarl.	verwaarl.	?

* GB = gewasbescherming
RO = grondontsmetting
GO = ruimte-ontsmetting
BO = bol- en knolontsmetting

1. Van der Linden en Loch (1986).
2. Loch, Gast en Van Maanen (1986)
3. Van der Fliert en Mourik (1984).
4. De Haan (1978).
5. Khan (1980).

BIJLAGE 5

Methode voor bepaling van cholinesteraseremming in grond, stof, groente en water

Zoals gezegd zijn niet de afzonderlijke stoffen gemeten, maar het totaal van hun cholinesterase-remmende werking. Gemeten wordt de mate van remming van het cholinesterase-enzym in paardeserum, dat toegevoegd wordt aan het monster-residu. De mate van remming wordt uitgedrukt in parathion concentratie-equivalenten. De bepaling van het cholinesterase-remmend vermogen is tot nu toe alleen toegepast bij de kwaliteitsbewaking van drinkwater, oppervlaktewater en effluenten van chemische bedrijven (RIVM-rapport, 1983). De toepassing voor bodemanalyse is dus nieuw. Een groot voordeel van deze methode is, dat ook eventuele metabolieten (met cholinesteraseremmende werking) meegenomen worden.

Voor analyse van het cholinesterase-remmend vermogen van grond- en stofmonsters moeten de stoffen eerst uit de bodem vrijgemaakt worden en overgebracht in een oplosmiddel (extractie).
De analyse van het cholinesteraseremmend vermogen van de bodemmonster-extracten is uitgevoerd door het RIVM zie ook RIVM, 1983).

Bij de bepaling van cholinesteraseremming moet rekening gehouden worden met een fout van enkele procenten tot $\pm$ 10% bij zeer hoge concentraties (fout in gehele analysegang, inclusief opwerking en heterogeniteit van monster). De detectiegrens is ongeveer 0,01 mg/kg bodemmonster en 0,3 microgram/ 1 watermonster.

Extractiemethode voor grond en stof
Aan 20 g grond/stof wordt 50 ml aceton toegevoegd. (Indien nodig worden plantenresten, steentjes e.d. met behulp van een grove zeef verwijderd.) Na een uur schudden op een schudmachine wordt het aceton-extract afgefiltreerd. Vervolgens werd het extract éénmaal uitgeschud in een scheitrechter met 50 ml dichloormethaan en 50 ml aquadest. Na drogen met watervrij natriumsulfaat wordt het extract ingedampt tot 3 à 4 ml (m.b.v. een Rotavapor). De laatste ml worden met stifstof afgeblazen. De droge extracten worden bewaard bij 5°C.
Uit experimenten is gebleken dat voor grond en stof de "recovery" met de gebruikte extractiemethode hoog is (80 tot 100%).
Van elk monster wordt tevens het drooggewicht bepaald.

Extractiemethode voor groenten
De groenten worden voorafgaand aan de extractie gewassen.
25 g materiaal wordt fijngewreven (sla) of fijngemalen (wortelen). Daarna wordt 50 ml ethyl-acetaat toegevoegd en 25 g watervrij natriumsulfaat. Na 15 min. schudden op een schudmachine wordt het extract afgefiltreerd en ingedampt tot 3 à 4 ml. De laatste milliliters worden met stikstof afgeblazen.

Extractiemethode voor water
250 ml water wordt 3x uitgeschud in een scheitrechter met achtereenvolgens 50, 25 en 25 ml dichloormethaan. Aan de opgevangen en verzameld extracten wordt 25 g watervrij natriumsulfaat toegevoegd. Het extract wordt afgefiltreerd en ingedampt tot 3 à 4 ml. De laatste milliliters worden met stikstof afgeblazen.

BIJLAGE 6

Methode voor bepaling van dithiocarbamaten in grond, stof, groente en water

Dithiocarbamaten binden sterk aan bodemdeeltjes. De extractie van dithiocarbamaten is daardoor niet eenvoudig. Voor dit onderzoek is een methode gebruikt waarbij de dithiocarbamaten met zwavelzuur gedestrueerd worden. Hierbij ontstaat het gas CS_2. Dit kan met behulp van de "headspace"-methode gekwantificeerd worden. Het CS_2-gehalte is dus een maat voor het totaal aan dithiocarbamaten (en eventuele metabolieten die eveneens CS_2 bevatten). Het CS_2-gehalte is uitgedrukt in maneb-concentratie-equivalenten. In tegenstelling tot de bepaling van cholinesteraseremming wordt dus nu niet de totale werking gemeten maar is de totale CS_2-produktie een maat voor de totale dosis aan dithiocarbamaten.
Bij de bepaling van dithiocarbamaten moet rekening gehouden worden met een fout van tussen de 10 en 20% (fout in gehele analysegang, inclusief opwerking en heterogeniteit in monster). Bij hogere concentraties is de fout groter. Bovendien moet bij zeer hoge concentraties rekening gehouden worden met een onderschatting omdat deze buiten het lineaire gebied van de ijklijn vallen. De detectiegrens varieert van 0,3 tot 3 mg/kg monster (dit komt overeen met 0,2 tot 2 mg CS_2/kg), afhankelijk van het type monstermateriaal (voor "schone" watermonsters $\pm$ 0,3 mg/l en voor "vuile" grond/stofmonsters $\pm$ 3 mg/kg).

Opwerking
In een infuusfles van 250 ml wordt aan 50 g bodem 100 ml gedestilleerd water, 1 g tin(II)chloride (ter voorkoming van oxidatie) en 40 ml 4N zwavelzuur toegevoegd. De dichte fles wordt vervolgens gedurende drie uur verwarmd in een waterbad bij 70° C. Met behulp van een gasinjectie wordt het CS_2 gaschromatografisch bepaald.

BIJLAGE 7

De onderbouwing van ADI-waarden met het oog op het gebruik als toetsingscriteria in risico-analyse

Een advieswaarde als de ADI is, in tegenstelling tot de MAC-waarde, in principe gebaseerd op louter gezondheidkundige overwegingen (deskundigenoordeel). Dit wil echter nog niet zeggen dat de wetenschappelijke onderbouwing van ADI's een waardevrije aangelegenheid is. De feiten en de extrapolatie hiervan naar de uiteindelijke advieswaarden bevatten veel onzekerheden en keuzemomenten. Hierdoor is het niet ondenkbaar dat ongemerkt maatschappelijke en eventueel politieke factoren het oordeel kunnen beinvloeden. Hieronder zullen aan aantal keuzemomenten en overwegingen die bij de keuze een rol spelen toegelicht worden. Het gaat daarbij om de volgende aspecten:

- keuze van type effect
- keuze van de NO-Observed-Adverse-effect-Level (NOAEL)
- gebruikte extrapolatiemethoden en veiligheidsfactoren
- nieuwe toxicologische kennis
- verschillende blootstellingeroutes
- blootstelling aan verschillende stoffen en mogelijke combinatiewerkingen

1. Keuze van effectcriteria

Welk effect moet als nadelig voor de gezondheid beschouwd worden? In de U.S.S.R. beschouwt men elke meetbare fysiologische en biochemische verandering in het lichaam als potentieel nadelig. In de V.S. en in Nederland echter neemt men aan dat er geen gezondheidsrisico is zolang de verstoring ten gevolge van blootstelling niet hoger is dan de capaciteit van de herstel- of verdedigingsmechanismen van het lichaam (De Koning, 1987). Er zijn dus verschillende opvattingen tussen diverse landen met betrekking tot het effect dat als nadelig voor de gezondheid beschouwd moet worden. Dit heeft consequenties voor de hoogte van de uiteindelijk vast te stellen advieswaarde.

2. Keuze van de NOAEL

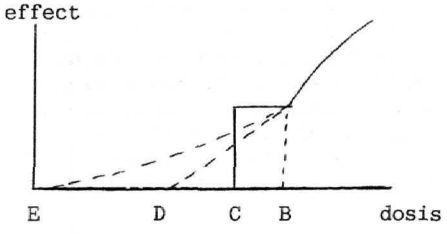
Optredende effecten bij verschillende doses van de groepen behandelde dieren worden vergeleken met die van de onbehandelde contrôlegroep. De hoogste dosis, waarbij geen significant verschil bestaat tussen experimentele en contrôlegroep, wordt als NOAEL aangemerkt. Deze waarde is dus een operationele waarde. Er wordt niet geinterpoleerd tussen dosering zonder en met gering effect. Het is zeker niet uitgesloten dat enkele gevoelige of toevallig meer geëxponeerde dieren in de groep op de NOAEL wel toxische effecten ondervonden, terwijl de waarden van de betrokken groepen groep als geheel, statistisch niet significant van die van de contrôle afwijken. De meetuitkomsten zelf zijn bij beide groepen eveneens onderhevig aan de invloed van individuele variatie en van de meetfout. Aan de andere kant stellen Zielhuis en van der Kreek (1979) dat de dosis, waarbij men geen nadelig effect observeert (de NOAEL), beneden de dosis ligt waarbij nog geen "adverse" effect optreedt. Dit zou een extra "ingebouwde" veiligheid impliceren. Ook "harde" proefdierexperimenten leiden niet altijd tot een éénduidige waarde voor een NOAEL.

3. Extrapolatiemethoden en veiligheidsfactoren

Extrapolatie is noodzakelijk, omdat bevindingen bij proefdieren niet zonder meer gelden voor de mens. Extrapolatie geschiedt meestal op basis van lichaamsgewicht en door toepassing van een veiligheidsfactor. Extrapolatie gaat uit van de veronderstelling dat er bij de mens dezelfde effecten zullen optreden als bij het dier. Het blijft altijd de vraag of de voor de mens relevante effecten zijn onderzocht. Ook de veiligheidsfactor biedt geen oplossing voor dit probleem.

Het is soms moeilijk te bepalen of een stof al dan niet genotoxisch is. De keuze voor wel of geen drempelwaardemodel is soms dan ook arbitrair. Er bestaan voor de extrapolatie bij genotoxische stoffen van hoge naar lage concentraties verscheidene modellen. In het lage-dosis-gebied zullen waarschijnlijk aanzienlijke verschillen in uitkomst te zien zijn. Dit heeft tot gevolg, dat de onzekerheid bij het vaststellen van een aanvaardbare dosis behorende bij het voor de mens aanvaarde kankerrisico groot is.[1] Slechts met kennis van het werkingsmechanisme is het mogelijk een nauwkeuriger extrapolatiemodel te selecteren.

Ook voor niet-genotoxische stoffen moet soms geëxtrapoleerd worden van hoge naar lage concentraties. Figuur 1 illustreert verschillende mogelijke schattingen (gestippeld).



Figuur 1: Dosis-effectcurve met verschillende schattingen voor de lage doses (De Koning, 1984).

Stel A is de NOAEL, vastgesteld in een experiment. Curven AB, AD en AE zijn mogelijke dosis-effectcurven bij lagere doses, met punten B,D en E als de respectievelijke drempelwaarden. Na toepassing van een veiligheidsfactor op A vinden we een ADI-concentratie C. Afhankelijk van het verloop van de werkelijke dosis-effectcurve valt deze concentratie onder of boven de drempelwaarde. Als AD of AE de werkelijke curve is, isde veiligheidsfactor te klein. In dit geval zullen enkele individuen nadelige effecten ondervinden.

De hoogte van de gehanteerde veiligheidsfactoren heeft een onvoldoende wetenschappelijke grond en wordt arbitrair vastgesteld door deskundigen. De gekozen veiligheidsfactoren lopen uiteen van 5000 tot 1 afhankelijk

---

[1] De Gezondheidsraad acht één extra kankergeval op de miljoen mensen aanvaardbaar (Gezondheidsraad, 1979).

van de beschikbare gegevens en de aard en de toepassing van de stof. De argumenten voor de keuze van een bepaalde veiligheidsfactor worden vaak niet gepubliceerd. De meest gehanteerde veiligheidsfactor van 100 biedt waarschijnlijk alleen voldoende bescherming voor gezonde mensen (Copius Peereboom, mond. med.). De Voedingsraad echter acht de gehanteerde veiligheidsfactoren groot genoeg om zelfs additie van meerdere stoffen het hoofd te kunnen bieden (Commissie Algemene Richtlijnen voor Toevoegingen, Adviesvoedseladditieven en -verontreinigingen, 1984). Dit lijkt gezien de onderbouwing van ADI-waarden volstrekt onterecht.

4. Nieuwe toxicologische gegevens

Toetsingscriteria voor risico-analyse worden geacht gebaseerd te zijn op alle op dat moment beschikbare toxicologische kennis. Van veel, minder recente ADI-waarden is vaak niet duidelijk of er inmiddels een herevaluatie heeft plaatsgevonden. Bij ADI-waarden die enige tijd geleden zijn vastgesteld is, bijvoorbeeld vaak onvoldoende rekening gehouden met teratogene en mutagene effecten (Copius Peereboom, 1986).

5. Inname van een stof via verschillende routes

Bij inname via verschillende routes is sommering slechts mogelijk onder bepaalde voorwaarden.

De eerste voorwaarde is dat de stof **systemische** effecten tot gevolg heeft. Als een stof alleen lokale effecten veroorzaakt zullen de verschillende innameroutes apart beoordeeld moeten worden.
De tweede voorwaarde is dat er geen verschil bestaat in **opname** (=interne blootstelling; de hoeveelheid die in organen, bloed of andere delen van het lichaam wordt opgenomen) tussen de verschillende routes, of dat dit verschil bekend is, zodat hiervoor gecorrigeerd kan worden.

De mate van resorptie via verschillende wegen is echter zelden onderzocht. Meestal wordt de advieswaarde gebaseerd op onderzoek waarbij slechts één route is onderzocht. In het geval van de ADI is dit de orale, bij de MAC de inhalatoire route. Opname via de huid van aan bodemdeeltjes gebonden stoffen is moeilijk te kwantificeren. Men veronderstelt dat de opname op deze manier niet groot is. De kennis hierover is echter beperkt (Matser en Hendriks, 1987).

Bij orale opname passeert de toxische stof vrijwel onmiddelijk de lever, alvorens het in aanraking kan komen met de diverse weefsels, dit in tegenstelling tot bij de inhalatoire opname. De lever speelt een cruciale rol bij de omzetting van giftige stoffen. Daarom kan, bij stoffen met een systemische werking, die betrekkelijk snel door de lever worden omgezet, de NOAEL voor orale en inhalatoire opname verschillen. Dit is afhankelijk van de snelheid van biotransformatie, de eventuele vorming van toxische metabolieten en de retentie van de stof uit de ademlucht. Als dit verschil alleen kwantitatief is en niet ook kwalitatief, dan is het in principe mogelijk om op grond van experimentele gegevens een verhoudingsfactor aan te geven voor de doseringen, die een gelijk effect hebben, zodat inhalatoire en orale inname na correctie gesommeerd kunnen worden. Deze factor zal echter per diersoort verschillen.

Het gebruik van de MAC-waarden voor de beoordeling van gezondheidsrisico's wordt afgeraden, omdat uit onderzoek gebleken is dat slechts ongeveer eenvijfde deel van de MAC-waarden voldoende toxicologisch onderbouwd is (Arbeidsinspectie, 1986). Bovendien is deze waarde opgesteld voor gezonde (mannelijke) werknemers die gedurende acht uur per dag worden blootgesteld. Met in achtneming van de hierboven aangeven kanttekeningen is het echter wel mogelijk om bij gebrek aan andere advieswaarden een algemeen gezondheidkundige waarde uit de MAC-waarde af te leiden.

6. Inname van verschillende stoffen en mogelijke combinatiewerkingen

Een mens wordt in veel situaties blootgesteld aan een groot aantal stoffen tegelijk. Het is een belangrijke vraag, of hierdoor een vergroot risico ontstaat; bijvoorbeeld doordat de stoffen elkaars werking versterken. Bij het vaststellen van ADI-waarden is geen rekening gehouden met de effecten van de gecombineerde inname van meerdere stoffen tegelijkertijd. Wanneer mensen aan meerdere stoffen zijn blootgesteld wordt meestal uitgegaan van additie. Versterking in de zin dat de combinatie sterker werkzaam is dan men op grond van een beschouwing van de afzonderlijke werking zou veronderstellen (= synergisme), is relatief zeldzaam (Koeman, 1983).

Toetsing van de inname van een aantal stoffen aan ADI's kan geschieden aan de hand van onderstaande formule. Het totaal mag niet groter zijn dan 1, anders is er sprake van gezondheidsrisico (Matser en Hendriks, 1987).

$$\frac{\text{Innamehoeveelheid (A)}}{\text{ADI(A)}} + \frac{\text{I(B)}}{\text{ADI(B)}} + \ldots + \frac{\text{I(X)}}{\text{ADI(X)}} = \ldots \text{ ADI-eenheden}$$

Dit geldt niet voor stoffen met een verschillend werkingsmechanisme. Deze additieve werking gaat bijvoorbeeld op voor cholinesteraseremmers zoals parathion en azinofosmethyl.

Voor risico-analyse mag men dus additiviteit veronderstellen voor stoffen met hetzelfde werkingsmechanisme. Deze kunnen dan gesommeerd worden, gewogen naar hun afzonderlijke ADI. Overige stoffen moeten apart worden geëvalueerd.

Literatuur

Copius Peereboom, J.W. en L. Reijnders, 1986.
Hoe gevaarlijk zijn milieugevaarlijke stoffen?, Amsterdam.

Gezondheidsraad, 1979.
Advies inzake de beoordeling van de carcinogeniteit van chemische stoffen, verslagen, adviezen en rapporten, nr. 4, Min. van Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Leidschendam.

Commissie Algemene Richtlijnen voor Toevoegingen, 1984.
Adviesvoedseladditieven en -verontreinigingen: technologische en toxicologische richtlijnen, Den Haag, 1984.

Koeman, J.H., 1983.
Algemene inleiding in de toxicologie, Wageningen.

Koning, H.W. de, 1987.

Setting Environmental Standards: Guidelines for Decision making, WHO/NS-87-6.

Matser, E. en F. Hendriks, 1987.
Gezondheidsrisico's bij bodemverontreiniging: handleiding voor de beoordeling van het gezondheidsrisico, Chemiewinkel UvA/Nederland Gifvrij, 1987.

Zielhuis, R.L. en F.W. van der Kreek, 1979.
The Use of a Safety Factor in Setting Health Based Permissible Levels for Occupational Exposure, International Archives of Occupational and Environmental Health 42.

BIJLAGE 8

Jonge kinderen als risico-groep; het gevoeligheids-aspect

1. Inleiding

Bij risico-analyse wordt rekening gehouden met risicogroepen. Tot een "risicogroep" worden in het algemeen twee groepen van mensen gerekend:
1. mensen met een grotere kans op hogere inname van een bepaalde toxische stof dan de rest van de populatie, als gevolg van specifiek gedrag, bijvoorbeeld hand-mond gedrag van jonge kinderen en
2. mensen met een verhoogde gevoeligheid in vergelijking met de rest van de bevolking.

Onder gevoeligheid wordt in dit rapport verstaan: resorptie plus gevoeligheid "senso stricto". Immers bij orale toediening in de proefdierexperimenten die ten grondslag liggen aan ADI-waarden, wordt impliciet de opname c.q. resorptie meegenomen.

Verhoogde gevoeligheid "senso stricto" wordt veroorzaakt door onder andere factoren die betrekking hebben op de ontwikkeling en variaties van fysiologische functies, genetische factoren, gebrek aan voedingsbestanddelen, ziekten en "life-style".

2. De risicogroep jonge kinderen (1-6 jaar)

Jonge kinderen vormen om beide bovengenoemde redenen een risicogroep.

Verhoogde resorptie
Hun mogelijk verhoogde resorptie ten opzichte van volwassenen wordt veroorzaakt door de volgende factoren:
- Kinderen hebben in verhouding meer lichaamsoppervlakte per eenheid lichaamsgewicht en hun huid is permeabeler, waardoor bij dermale blootstelling de kans op opname verhoogd is.
- Resorptie via het maag-darmkanaal wordt beinvloed door de pH, totale oppervlak van het darmepitheel, bloedtoevoer, perfusiesnelheid, contactduur en soort voeding. Deze condities veranderen gedurende de postnatale ontwikkeling. Tevens veranderen de dikte en de structuur van het membraan van het maag-darmkanaal. Ook van de longen verandert het membraan en zijn er aanwijzingen voor een verhoogde opname van hydrofiele stoffen (WHO, 1986).
- Vanwege hun groei worden stoffen sneller opgenomen en bij chronische blootstelling meer stoffen geincorporeerd (WHO, 1986).

Verhoogde gevoeligheid s.s.
De mogelijk verhoogde gevoeligheid voor toxische stoffen ten opzichte van volwassenen wordt veroorzaakt door de volgende factoren:
- De organen en systemen van het lichaam zijn nog niet volledig ontwikkeld, bijvoorbeeld verschillende componenten van het immuunsysteem, zoals de antilichaamproducerende lymfocyten. Het hormonale, reproductie en gastro-intestinale systeem (maag-darmkanaal), alsmede de nier- en leverfunctie, zijn onvolledig ontwikkeld bij de geboorte.
  Door de lage capaciteit van de biotransformatie van organische stoffen in de lever van jonge kinderen kunnen de bloedplasma-halfwaardetijden

van chemische stoffen aanzienlijk langer zijn. Sommige stoffen passeren de lever zonder getransformeerd te worden, waardoor ze niet door de nieren worden uitgescheiden maar blijven circuleren.
Ook het zenuwstelsel is nog niet volledig ontwikkeld bij de geboorte; de myelinisatie[1] is pas compleet in de adolescentie. Bij ratten is aangetoond, dat er gedurende myelinisatie verhoogde gevoeligheid bestaat ten aanzien van bepaalde stoffen.
- Voor de ontwikkeling van organen is dikwijls een prikkel van een hormoon vereist op een specifiek tijdstip. Het is aannemelijk, dat deze organen op dat moment gevoelig zijn voor stoffen, die de werking van het hormoon verhinderen, door bijvoorbeeld de receptor te blokkeren.
- De organen en weefsels van jonge kinderen zijn opgebouwd uit kleinere cellen (WHO, 1986). Dit betekent, net als bij kleine lichamen, een relatief groter oppervlak in verhouding tot de inhoud, waardoor chemische stoffen makkelijker de cel zouden kunnen binnendringen.

Enkele verschillen tussen jonge kinderen en volwassenen zijn als **gunstig** te bestempelen ten aanzien van hun gevoeligheid voor toxische stoffen:
- Jonge kinderen hebben in verhouding een hoger percentage water in de vetvrije lichaamsmassa. Het volume van het extracellulaire vocht per eenheid lichaamsgewicht is ongeveer twee maal zo groot. Chemische stoffen die hierin oplossen hebben een groter verdelingsvolume, resulterend in een lagere concentratie.
- De nierfunctie is vanaf het tweede levensjaar gunstig te noemen ten opzichte van volwassenen (Jonxis, pers. med.).

Blootstelling aan een toxische stof kan tot gevolg hebben dat de ontwikkeling van een orgaan of systeem wordt beinvloed, hetgeeninvloed kan hebben op het functioneren en de ontwikkeling van het lichaam als geheel. Dit effect kan zich mogelijk pas op latere leeftijd manifesteren. Er zijn is weinig literatuur over deze problematiek.

Er is weinig epidemiologisch onderzoek gedaan bij jonge kinderen. Een mogelijke oplossing kan worden geboden door onderzoek met jonge proefdieren. De resultaten verkregen uit proefdierstudies bij jonge dieren kunnen met de nodige voorzichtigheid geëxtrapoleerd worden naar jonge kinderen:

Enerzijds bestaan er **overeenkomsten** in groei en ontwikkeling tussen dier en mens: het jonge dier is kleiner dan een volwassen dier, waardoor het een relatief groot oppervlak heeft. Dit geldt eveneens voor de cellen. Het jonge dier heeft een hogere zuurstofconsumptie per eenheid lichaamsgewicht en eet meer. De lichamelijke samenstelling verschilt en de functies van organen en systemen zijn nog niet volledig ontwikkeld. Anderzijds bestaan er belangrijke kwantitatieve **verschillen** tussen jonge dieren en jonge mensen: bij de geboorte zijn jonge dieren in een minder ver gevorderd stadium van ontwikkeling wat betreft fysiologische functies, anatomische en chemische ontwikkeling (lichamelijke samenstelling). Zij zijn kleiner bij geboorte maar ontwikkelen zich sneller, groeien harder. Jonge dieren zijn beter in staat macromoleculen via het

---

[1] myelinisatie is het proces waarbij de myelineschede rondom de zenuwvezels wordt gevormd.

intestinale traject te absorberen. De leeftijd van een jong dier corresponderend met de leeftijd van een jong kind zal dus verschillen wat betreft het ontwikkelingsstadium.

Conclusie

In het algemeen kan men stellen dat jonge kinderen (an-)organische stoffen sneller zullen resorberen dan volwassenen. Dit heeft tot gevolg dat bij een overeenkomstige inname c.q. dosis per eenheid lichaamsgewicht voor volwassenen en kinderen de (inwendige) opname per eenheid lichaamsgewicht bij kinderen groter zal zijn, terwijl biotransformatie in geringere mate geschiedt. Daar komt bij dat verscheidene systemen en organen nog niet volledig ontwikkeld zijn. Deze verschillen betekenen dat kinderen gevoeliger kunnen zijn voor toxische stoffen bij een gelijke inname c.q. dosis per eenheid lichaamsgewicht, maar ook dat er een ander effect zal optreden, afhankelijk van het stadium van ontwikkeling. Bij stoffen die pas na biotransformatie toxisch worden kan er echter sprake zijn van lagere toxiciteit.

Bij het vaststellen van ADI-waarden gaat men uit van een (bij benadering) log-normale verdeling van de gevoeligheid voor een bepaalde toxische stof. Door toepassing van een veiligheidsfactor 10 voor de intraspeciesvariatie wordt alleen rekening gehouden met mensen die voor de desbetreffende stof 10 maal gevoeliger zijn dan de mediane gevoeligheid van de bevolking (Gezondheidsraad, 1985). Extreem gevoelige individuen, die meer dan 10 keer gevoeliger zijn dan de mediaan, zijn daar dus niet bij inbegrepen. Met herkenbare risicogroepen zou men wel rekening hebben gehouden. De vraag is nu of hier ook de groep van jonge kinderen onder valt.

De ADI's gaan uit van levenslange blootstelling waarbij geen nadelig effect optreedt, waarvan de kindertijd maar een kleine periode in beslag neemt. Dit neemt niet weg dat de ADI's voor kinderen (waarbij alleen het verschil in lichaamsgewicht tussen volwassene en kind verdisconteerd is) wellicht onvoldoende bescherming bieden.

Op grond van het bovenstaande wordt gesteld, dat kinderen in het algemeen gevoeliger zullen zijn voor toxische stoffen. Een uitzondering hierop vormen stoffen die pas na biotransformatie toxisch worden. In welke mate jonge kinderen gevoeliger zijn, is niet eenduidig aan te geven en zal verschillen per stof. De vraag of met de factor 10 veiligheidsmarge die aangehouden wordt bij het vaststellen van ADI-waarden ook de groep van jonge kinderen beschermd worden kan op grond van bovenstaande informatie niet beantwoord worden. Alleen indien gegevens bekend zijn uit epidemiologisch onderzoek van kinderen (bijvoorbeeld het volgen in de tijd van kinderen die accidenteel blootgesteld zijn) kan iets meer gezegd worden.

Literatuur

Gezondheidsraad, 1985a.
Advies inzake uitgangspunten voor normstelling: de inzichtelijke opbouw van advieswaarden voor niet-mutagene, niet-carcinogene en niet-immunotoxische stoffen, nr. 31, Den Haag.

WHO, 1986.
Environmental Health Criteria 59, International Programme on Chemical Safety, Principles for Evaluating Health Risks from Chemicals during Infancy and Early Childhood: the Need for a Special Approach, Genève.

BIJLAGE 9

Onderbouwing van de ADI-waarden van de cholinesteraseremmers en dithiocarbamaten die gebruikt worden in de Bloembollenstreek

In het kader van het onderzoek naar gezondheidsrisico's voor jonge kinderen in de Bloembollenstreek is inzicht nodig in de onderbouwing van de gehanteerde ADI-waarden. Eerst wordt ingegaan op de werking en effecten van respectievelijk cholinesteraseremmers en dithiocarbamaten in het algemeen. Vervolgens worden voor de afzonderlijke stoffen de ADI-waarden gegeven en de overwegingen die bij het vaststellen van de waarden een rol hebben gespeeld.

2. Werking en effecten van cholinesteraseremmers

Cholinesteraseremmers zijn over het algemeen weinig persistente, maar wel zeer toxische stoffen. Zij behoren tot de groepen organofosfaten en carbamaten, die vooral toegepast worden als insecticide of nematicide. Hun werking berust op het verhinderen van impulsoverdracht. Impulsoverdracht in de synapsen van zenuwvezels vindt plaats met behulp van neurotransmitterstoffen zoals acetylcholine. Normaliter wordt deze stof na overdracht afgebroken door acetylcholinesterase. Cholinesteraseremmers verhinderen deze afbraak, doordat zij een verbinding aangaan met het acetylcholinesterase. Bij de carbamaten is deze binding meestal snel reversibel; bij de organofosfaten meestal zeer stabiel. De remming van acetylcholinesterase leidt tot een overmaat acetylcholine in alle cholinerge synapsen, met als gevolg hyperexcitatie, later vaak uitlopend in een blokkade van de synaptische impulsoverdracht.
Er kunnen drie typen effecten worden onderscheiden:
1. Sterke toename van de parasympathische activiteit.
2. Excitatie van de skeletspieren, overgaand in spierzwakte en verlamming.
3. Aanvankelijke stimulering, later gevolgd door depressie van het centrale zenuwstelsel (Gezondheidsraad, 1985b).

Acute vergiftiging ontstaat na een latentietijd die afhankelijk is van opnameweg en dosis. De symptomen die hierbij optreden zijn te herleiden tot bovenstaande drie soorten effecten. Enkele hiervan zijn misselijkheid, hoofdpijn, zweten, spierschokjes, angst en concentratiemoeilijkheden. Verlamming van de ademhalingsspieren kan leiden tot de dood. De dodelijke dosis oraal voor de mens kan variëren van 40 mg (sulfotep), via 100-300 mg (parathion) tot 1000-5000 mg (diazinon).

Cholinesteraseremmers zijn vooral gevaarlijk bij acute intoxicaties. Lokale en minder ernstige effecten duren meestal niet langer dan een dag, omdat cholinesteraseremmers niet in hoge mate in het lichaam ophopen (WHO, 1982).

Bij **chronische** blootstelling treden voornamelijk dezelfde effecten op als bij acute intoxicatie, maar minder uitgesproken: vermoeidheid, hoofdpijn en spierzwakte. Daarnaast zijn sommige cholinesteraseremmers op de langere termijn mutageen (aldicarb). Ook teratogene effecten (parathion, dichloorvos, diazinon) en embryotoxische effecten zijn gesignaleerd (WHO, 1982). Bovendien veroorzaken enkele cholinesteraseremmers degenera-

tie van de axonen, myelineschede en Swann-cellen. Hierdoor treden ernstige stoornissen op in de motorische functies en zintuiglijke warneming. Deze stoornissen treden pas na enkele dagen tot weken op na een toxische blootstelling ("vertraagde neurotoxiciteit") en worden veroorzaakt door inhibitie van een ander esterase dan acetylcholinesterase (WHO, 1982). Over de hoogte van deze toxische dosis bestaat geen eenduidigheid in de literatuur. Volgens het Toxicologisch Handboek van Patty's (Cralley and Cralley, 1985) kan deze zowel op het niveau van acute als van subacute, chronische intoxicatie liggen.

De geremde esterase-enzymen kunnen meestal gereactiveerd worden. De duur van reactivering verschilt per cholinesteraseremmer. Sommige cholinesteraseremmers echter transformeren de esterasen op dusdanige wijze dat reactivering niet mogelijk is. Dit verschijnsel wordt "veroudering" genoemd.

Cholinesteraseremmers kunnen naast het synaptische acetylcholinesterase ook het acetylcholinesterase van de rode bloedcellen remmen en het zogenaamde pseudocholinesterase, dat voornamelijk in plasma en de lever voorkomt. De functie van deze twee cholinesterasen is onbekend. Pseudocholinesterase wordt meestal eerder geremd dan acetylcholinesterase. Bepaling van deze remming kan dienen als vroegtijdig signaal van blootstelling.

Over de mate van **resorptie** van cholinesteraseremmers in het maag-darmkanaal is weinig bekend. Aangenomen wordt dat dit 100 % is en dat er geen verschillen zijn in resorptie tussen cholinesteraseremmers.

Het **werkingsmechanisme** verschilt niet tussen verschillende overige cholinesteraseremmers wat betreft de cholinesteraseremming, zij het met dit verschil dat parathion (evenals malathion) een indirekte inhibitor is, omdat het eerst moet worden geöxideerd, alvorens het zijn werking kan uitoefenen. Bij de sombepaling van de cholinesteraseremmers is hiermee rekening gehouden door de monsters eerst te oxideren.

Over de onderlinge **combinatiewerkingen** kan het volgende gezegd worden: aangezien cholinesteraseremmers hetzelfde werkingsmechanisme vertonen mag men uitgaan van onderlinge additie, ook beneden het niveau van de NOAEL's (Matser en Hendriks, 1987). Er zijn geen gegevens bekend of zij elkaar onderling méér zouden versterken dan additie. Enkele combinatiewerkingen met andere stoffen staan wel beschreven: bekend is de potentiëring van malathion door verontreiniging met isomalathion in het mengsel, wat in 1976 in Pakistan een groot vergiftigingsincident veroorzaakte. Andere potentiërende stoffen van cholinesteraseremmers zijn methyleen-dioxyfenyleen, fosfaten en daaraan gerelateerde stoffen (Cralley and Cralley, 1985). Een antagonistisch effect op cholinesteraseremmers wordt veroorzaakt door gehalogeneerde koolwaterstoffen zoals het insecticide aldrine (WHO, 1983).

3. Werking en effecten van dithiocarbamaten

Dthiocarbamaten zijn bestrijdingsmiddelen die voornamelijk gebruikt worden als fungiciden. Zij worden matig opgenomen via de huid. Het **werkingsmechanisme** van dithiocarbamaten berust meestal op een opeenvol-

gende reactie met twee thiolverbindingen, ook wel sulfhydrylverbindingen genoemd. Deze reactie is aspecifiek en kan optreden met allerlei SH-bevattende enzymen, zoals coenzym-A en lipoinezuur. Thiolgroepen komen ook in eiwitten voor. Dit type reactie leidt tot remming van de activiteit van vele enzymen. Het metabolisme wordt daardoor op vele plaatsen geremd (Besemer e.a., 1984). Behalve reactie met thiolverbindingen verdringen sommige dithiocarbamaten de natuurlijke metaal-cofactor van het enzym. Ook dit remt de enzymactiviteit.

De metabolieten van dithiocarbamaten zijn vaak toxischer dan de dithiocarbamaten zelf. Voorbeelden hiervan zijn ethyleenthioureum (ETU), ethyleenthiorammonosulfide (ETM), CS_2 en isocyanaten (WHO, 1982).

In geval van **enkelvoudige** blootstelling zijn dithiocarbamaten matig toxisch. Er treedt irritatie en sensibilisatie op van de slijmvliezen en de huid. De **acute** toxiciteit is over het algemeen gering: LD50 variërend van 500 mg/kg voor thiram tot 17000 mg/kg voor ferbam (Gezondheidsraad, 1985b). Enkele verschijnselen zijn: tranen, bronchitis, dermatitis, misselijkheid en EEG-afwijkingen. Het verloop is meestal goedaardig. Alleen in combinatie met alcoholgebruik kunnen ademhalingsmoeilijkheden optreden, vooral bij thiram.

Bij **chronische** blootstelling zijn dithiocarbamaten gevaarlijker. Lange termijn effecten zijn onder andere mutageniteit, teratogeniteit en carcinogeniteit. Er treedt matige ophoping op in het lichaam.

Maneb, mancozeb en zineb zijn teratogeen, hoewel niet duidelijk is in hoeverre dit effect wordt veroorzaakt door de stoffen zelf of door hun metaboliet ETU. Bij maneb en zineb zijn tevens précarcinomateuze veranderingen waargenomen in de longen en schildklier.

ETU is teratogeen, mutageen in vitro en vermoedelijk carcinogeen. Het wordt gevormd bij de omzetting van maneb, zineb en mancozeb in het lichaam. Teratogeniteit treedt echter pas op bij veel hogere doses dan op het niveau van de NOAEL's waarop de ADI is gebaseerd. ETU ontstaat ook bij het bewaren van bestrijdingsmiddelen, voornamelijk bij maneb (WHO, 1982).

Maneb, zineb en mancozeb vertonen alle drie effecten op geslachtsorganen en hebben bij de helft van de LD50 een remmend effect op de schildklier.

Van metam-natrium is slechts bekend dat het niet mutageen is. Wel leidt het bij chronische blootstelling tot zenuwdegeneratie (bij kippen) (Fliert en Mourik, 1984).

Over **combinatiewerkingen** van dithiocarbamaten onderling anders dan additiviteit is niets bekend. Bij de combinatie van thiram met alcohol treedt potentiëring op (Koeman, 1983).

Resorptie-onderzoek bij zineb toonde aan dat deze stof voor 11-17% wordt opgenomen in het maagdarmkanaal.

3. De ADI-waarden en hun onderbouwing

Voor de risico-analyse voor jonge kinderen in de Bloembollenstreek ten gevolge van het gebruik van cholinesteraseremmers en dithiocarbamaten is een selectie gemaakt van te beschouwen bestrijdingsmiddelen. In Tabel 1 volgt een overzicht van die middelen, die gebruikt worden in de Bloembollenstreek (gecombineerde bollen- en bloementeelt) met hun recentste ADI-waarde, alsmede het jaartal waarin vaststelling van deze waarde plaatsvond. De gegevens berusten op rapporten van de WHO/FAO (1965-1985).

Om inzicht te krijgen in de wijze waarop de ADI-waarden onderbouwd zijn ten behoeve van de evaluatie van hun bruikbaarheid in de risico-analyse voor jonge kinderen in de Bloembollenstreek, zijn de volgende aspecten zoveel mogelijk meegenomen:

- Welke onderzoeken onderzoeken zijn uitgevoerd?
  1. (sub)acuut toxiciteitsonderzoek (vaststel/ling van de LD50)
  2. semi-chronisch onderzoek (90 dagen durende voederproeven)
  3. chronisch onderzoek: 2 jaar durend onderzoek gekoppeld aan carcinoge niteits/mutageniteitsonderzoek
  4. metabolisme-onderzoek
  5. reproductie/teratogeniteitsonderzoek
  6. onderzoek naar cholinesteraseremming en neurotoxiciteit
- Welke effecten werden onderzocht en op grond waarvan werd de NOAEL vastgesteld?
- Welke VF werd gebruikt voor de vaststelling van de ADI en waarom?
- Is er iets bekend over combinatiewerkingen van de bestrijdingsmiddelen onderling of met andere stoffen?
- Is er op de een of andere manier rekening gehouden met risicogroepen zoals jonge kinderen (is er onderzoek gedaan met jonge proefdieren)?
- Zijn er gegevens bekend van effecten op de mens?

Hierna zullen de toxicologische evaluaties ten behoeve van de ADI van de selectie cholinesteraseremmers en dithiocarbamaten worden beschreven aan de hand van de vermelde vragen. Hierbij zullen de ontbrekende onderzoeken worden vermeld. Tevens zal commentaar worden geleverd met betrekking tot de consistentie van het rapport. De volgende onderzoeken zijn over het algemeen zelden verricht en worden vermeld indien zij wèl zijn gedaan: metabolisme- en neurotoxiciteitsonderzoek, onderzoek naar combinatiewerkingen, onderzoek bij jonge proefdieren of bij de mens.

De toxicologische gegevens zijn afkomstig uit de eerder vermelde rapporten van de WHO/FAO. Deze rapporten worden sinds 1965 jaarlijks uitgegeven en zijn het resultaat van een jaarlijkse bijeenkomst waarbij een aantal stoffen (opnieuw) geëvalueerd wordt. De algemene indruk van deze rapporten is dat zij een ontoegankelijk geheel vormen. De toxicologische gegevens van elke geëvalueerde stof staan verspreid over een twintig-tal boekwerken van de afgelopen twintig jaar, waardoor veel zoekwerk en tijd gemoeid is met het krijgen van een overzicht. Wat de overzichtelijkheid ook niet ten goede komt is het inconsequent gebruik van eenheden (ppm, mg of g). Daarnaast komt het voor dat onder het kopje short-term onderzoek ook long-term onderzoek wordt besproken en omgekeerd. De nieuwe evaluaties leiden vaak tot bijstelling zonder dat vermeld wordt waarop de

Tabel 1: ADI-waarden van de cholinestarasermmers en dithiocarbamaten die gebruikt worden in de Bloembollenstreek.

cholinesteraseremmers	ADI (mg/kg dag)	jaar
Acefaat	0-0.0005 *	1984
Aldicarb	0-0.0005	1985
Chloorpyrifos	0.01	1983
Diazinon	0.002	1979
Dichloorvos	0-0.004	1977
Fosfamidon	0-0.0005 *	1985
Malathion	0.02	1984
Parathion	0.005	1984
Pirimicarb	0-0.02	1984
Pirimifosmethyl	0.01	1985
Propuxur	0.02	1983
Pyrazofos	geen ADI **	1985
Tolcofosmethyl	niet geëvalueerd	
Triazofos	0.0002 *	1984
dithiocarbamaten		
Mancozeb	0-0.005 ***	1980
Maneb	0-0.005 ***	1980
Metam-natrium	niet geëvalueerd	
Thiram	TADI verwijderd	1985
Zineb	0-0.005 ***	1980

* TADI: Tijdelijke ADI.
** Geen ADI vastgesteld in verband met gebrek aan gegevens.
*** TADI voor stoffen apart en mancozeb, maneb, zineb tezamen waarvan niet meer dan 0.002 mg/kg dag ETU (TADI ETU 1985).

vorige advieswaarde gebaseerd was. De argumentatie voor bepaalde keuzes gaat daardoor vaak verloren. Bovendien sluipen er onnauwkeurigheden in: diverse malen werden -zelfs binnen één rapport- fouten gemaakt met het aantal cijfers achter de komma.

3.1. Cholinesteraseremmers

Acefaat: Wegens inadequaat reproductie-onderzoek en het ontbreken van neurotoxiciteitsonderzoek is een tijdelijke ADI vastgesteld. Deze is gebaseerd op 0% cholinesteraseremming bij de rat bij orale toediening gedurende twee jaar. De gehanteerde VF is 500.

Aldicarb: De NOAEL is gebaseerd op 0% cholinesteraseremming van zowel rode bloedcellen als plasma, bij de rat bij orale toediening van aldicarb sulfoxide gedurende 6 maanden. Aldicarb sulfoxide ontstaat in vivo na omzetting van aldicarb en is de verantwoordelijke stof voor de enzymremming. De gehanteerde VF was 125 in 1982 en werd bij de evaluatie van 1985 verlaagd tot 25, de argumentatie hiervoor is onbekend. Er is wel onderzoek gedaan naar het metabolisme van aldicarb; aldicarb wordt zeer snel oraal opgenomen, snel geëlimineerd en er vindt geen opslag plaats in het lichaam. Er bestaat onduidelijkheid omtrent de mutageniteit van aldicarb: volgens het rapport van de WHO/FAO is aldicarb niet mutageen, volgens het rapport van de Gezondheidsraad (1985b) daarentegen wel.

Chloorpyrifos: De NOAEL is gebaseerd op 0% cholinesteraseremming van de rode bloedcellen bij de mens. Het argument voor de keuze van rode bloedcelcholinesterase ontbrak. Eerder (in 1982) was de NOAEL gebaseerd op pseudocholinesterase, dit zou leiden tot een drie maal lagere ADI. In 1983 gaat men opeens uit van een drempelwaarde; de nul voor de ADI van 1982 wordt zonder argumentatie verwijderd.
Bij enkelvoudige blootstelling is neurotoxiciteit niet aangetoond, maar hiervoor is mutiple dosering noodzakelijk. Reproductie- en mutageniteitsonderzoek ontbraken, maar zijn wellicht in voorgaande jaren uitgevoerd.

Diazinon: De NOAEL is gebaseerd op 0% cholinesteraseremming van plasma en rode bloedcellen bij de hond bij toediening via het voedsel (1965).
Nadere evaluatie heeft plaatsgevonden in 1979, maar deze gegevens waren onvindbaar. De aanvankelijk gehanteerde VF van 100 werd in 1979 verlaagd tot 10 en er werd eveneens een drempelwaarde ingesteld. Dermaal onderzoek en mutageniteitsonderzoek werden niet beschreven. In 1965 werd het lange termijnonderzoek met betrekking tot de carcinogeniteit als onvoldoende aangemerkt. Onderzoek met jonge proefdieren (kalf) toonde aan dat een jong dier ten opzichte van het volwassen exemplaar gevoeliger is: reeds bij een lagere dosis vertoonden zij effect. Bij de mens gaf een eenmalige dosis van 30 mg/kg lichaamsgewicht geen aanleiding tot effect.
Diazinon wordt aangemerkt als zijnde teratogeen, echter (nog) niet in het evaluatierapport van de WHO/FAO.

Dichloorvos: De NOAEL is gebaseerd op plasmacholinesteraseremming via de inhalatoire route bij de mens, waarschijnlijk kind. Gezonde en zieke mannen en vrouwen, baby's en zieke kinderen waren bij het onderzoek betrokken. Boven 0.1 mg/m^3 trad plasmacholinesteraseremming op zonder andere symptomen voor de gezonde volwassene en kind. Na omrekening van de concentratie in de lucht naar een dagelijkse dosis (een volwassene

ademt 10 m^3/dag, een kind 1.4 m^3/dag) wordt een NOAEL vermeld van 0.028 (volwassene)-0.030 (kind) mg/kg.dag. Hierbij wordt blijkbaar uitgegaan van 0.17 mg/m^3 en een volwassene van 60 kg. Uitgaande van deze concentratie en een kind van 6 kg wordt een waarde verkregen van 0.040 mg/kg dag (en niet 0.030), hetgeen de waarde is van de uiteindelijk bepaalde "NOAEL" die in de conclusie verschijnt. Gebaseerd dus op een 1.7 maal hogere concentratie in de lucht dan de concentratie waarbij reeds plasmacholinesteraseremming optrad, maar wel rekening houdend met de extra gevoeligheid van kinderen. De VF was 10, want de ADI werd gesteld op 0,004 kg/kg.dag.
Mutageniteit werd aangetoond in vitro. Carcinogeniteit werd niet aangetoond, waarschijnlijk ten gevolge van de snelle afbraak in vivo. In dit rapport stelt men dat er geen aanwijzingen zijn voor teratogeniteit. Dit is in een latere studie weerlegd.

Fosfamidon: De NOAEL is vastgesteld bij de rat. Het onderzochte effect staat niet in het rapport van 1985 vermeld. De gehanteerde VF is 200, maar wegens gebrek aan voldoende gegevens is de vastgestelde ADI tijdelijk. De in dit rapport aanbevolen noodzakelijke onderzoeken komen overeen met de criteria zoals gesteld in deze paragraaf.

Malathion: De NOAEL is gebaseerd op 0% cholinesteraseremming van plasma en rode bloedcellen, bij de mens bij orale toediening. Hierbij werd uitgegaan van een lichaamsgewicht van 80 kg voor de mens. De gehanteerde VF was 10. In het rapport van 1966 wordt geen dermaal en geen reproductie-onderzoek beschreven. Verder onderzoek naar teratogeniteit wordt aanbevolen. Metabolisme-onderzoek vond wel plaats: malathion wordt snel geabsorbeerd in het maagdarmkanaal en snel uitgescheiden in de urine (69% binnen vier dagen). Malathion wordt geoxideerd tot mala-oxon, dat verantwoordelijk is voor de cholinesteraseremming. Andere metabolieten zijn minder toxisch. Ook werd onderzoek verricht naar combinatiewerkingen: potentiëring werd aangetoond voor de volgende stoffen bij een hogere dosis dan de halve LD50: EPN (ethyl p-nitrofenylthionobenzeenfosfaat), fenitrothion en trichlorofon. Geen potentiëring trad op met DDT, aldrine, pyrethryne, piperonyl butoxide, 2,4-D of enkele smaakstoffen.

Parathion: De NOAEL is gebaseerd op 0% cholinesteraseremming van rode bloedcellen bij de rat na orale toediening. Het rode bloedcel-cholinesterase is de gevoeligste parameter. De menselijke gevoeligheid voor parathion blijkt gelijk aan die van de rat. Metabolisme-onderzoek toonde een snelle opname in het maagdarmkanaal aan. Parathion wordt in vivo geoxideerd tot para-oxon, de actieve vorm die leidt tot cholinesteraseremming. In het rapport van 1965 staat nog geen mutageniteits-, teratogeniteits- en reproductie-onderzoek beschreven.

Pirimicarb: Het onderbouwend onderzoek voor de NOAEL wordt niet vermeld in de rapporten van 1982 en 1984. Eerdere rapporten zijn niet gevonden. Daarbij is het onduidelijk welke NOAEL wordt gebruikt voor de ADI, dus de VF is ook niet te berekenen. Carcinogeniteit is niet onomstotelijk bewezen of weerlegd; er bestond wel een significant verschil met de contrôlegroep, maar niet met historische contrôlegegevens en er was geen duidelijke dosis-effectrelatie. Waarschijnlijk is omwille van deze onzekerheid geen drempelwaarde vastgesteld voor de ADI, dit staat echter niet vermeld. Er wordt geen melding gemaakt van reproduktie- of teratogeniteitsonderzoek, maar misschien is dit in eerdere rapporten gebeurd.

Pirimifosmethyl: De NOAEL is gebaseerd op minder dan 25% cholinesteraseremming van plasma bij de rat, toegediend in voeding. De NOAEL vastgesteld bij de mens was twee maal zo laag als bij de rat. De VF bedraagt 50. Bij deze stof is ook inhalatie-onderzoek en metabolisme-onderzoek uitgevoerd. Metabolisme-onderzoek toonde aan dat na snelle opname in het maagdarmkanaal een snelle metabolisatie plaatsvindt, 73-81% wordt binnen 24 uur uitgescheiden in de urine en faeces. Kleine hoeveelheden worden teruggevonden in vet, lever en nier. De metabolieten hebben geen cholinesteraseremmende activiteit.
Teratogeniteit wordt weerlegd, ondanks een significant verschil in incidentie van caudale vertebrae en hydronefrose, met het "argument" dat het "geisoleerde bevindingen" betreft en binnen de "normale limieten" ligt. In het samenvattende commentaar staat een storende fout: er wordt een 90-dagen onderzoek bij honden aangehaald waarbij leverbeschadiging werd geobserveerd "in de afwezigheid van cholinesteraseremming". Bedoeld wordt: cholinesteraseremming **in de hersenen.** Cholinesterase van plasma en rode bloedcellen werd significant (meer dan 20%) geremd!

Triazofos: Hiervan is een tijdelijke ADI vastgesteld gebaseerd op minder dan 20% plasmacholinesteraseremming bij de rat. De toediening vond plaats via het voedsel gedurende 13 weken en 2 jaar. De gehanteerde VF is 250. Teratogeniteitsonderzoek en carcinogeniteitsonderzoek zijn niet uitgevoerd. Vertraagde neurotoxiciteit is niet aangetoond maar de dosis was misschien te laag. Uit metabolisme-onderzoek blijkt dat binnen 48 uur totale eliminatie plaatsvindt en dat er geen ophoping in weefsels optreedt. Onderzoek bij mensen toont aan dat er grote individuele verschillen in gevoeligheid bestaan en dat de minimale effect-dosis voor de mens boven de TADI ligt. In 1984 is de nul voor de advieswaarde geschrapt zonder aanwijsbare reden.

Enige kanttekeningen

Met betrekking tot de **typen effecten** waarop de ADI-waarden van de voor het onderzoek in de Bloembollenstreek relevante cholinestraseremmers gebaseerd zijn, kan het volgende opgemerkt worden.
De meeste NOAEL's[1] van cholinesteraseremmers, die als uitgangspunt dienen voor het vaststellen van de ADI-waarden, zijn niet gebaseerd op de bekende acetylcholinesteraseremming in de synapsen maar op plasmacholinesteraseremming na orale dosis. De mate van remming die als meest gevoelig effectcriterium wordt aangemerkt, verschilt echter per stof; dit varieert van 0% tot 25%. De ADI van parathion is gebaseerd op cholinesteraseremming van de rode bloedcel, omdat deze gevoeliger bleek dan het plasmacholinesterase. Wat betreft overige effecten valt dit verschil aan te merken, dat parathion vermoedelijk teratogeen is, maar niet mutageen;

[1] Onder een No-Observed-Advers-Effect-Level verstaat men die dosis, die bij toediening gedurende het grootste deel van de normale levensduur van het proefdier voor de gevoeligste criteria geen schadelijk of ongewenste werking veroorzaakt (Gezondheidsraad, 1979). De NOAEL's zijn niet zonder meer geldig voor de mens. Er dient rekening gehouden te worden met verschillen tussen proefdier en mens door extrapolatie (meestal op basis van lichaamsgewicht) en met behulp van veiligheidsfactoren.

dit in tegenstelling tot dichloorvos, dat wel als mutageen bekend staat. Omtrent de mutageniteit van aldicarb bestaat onduidelijkheid. Effecten op reproduktie of teratogeniteit treden meestal pas op bij doseringen die veel hoger zijn dan de NOAEL's (Zielhuis en Van der Kreek, 1979).

Twee ADI-waarden zijn tijdelijke waarden wegens gebrek aan gegevens, waardoor een grote veiligheidsfactor ingebouwd is. Opvallend is dat de NOAEL van triazofos, gebaseerd op plasmacholinesteraseremming, dezelfde waarde heeft als de NOAEL van parathion, maar dat de ADI van triazofos om onduidelijke redenen lager is dan die van parathion. De ADI van dichloorvos is lager vanwege zijn mutageniteit. De lagere waarde van de ADI van diazinon kan wellicht verklaard worden uit het feit dat een gevoeliger proefdiersoort werd gebruikt (hond). De NOAEL voor cholinesteraseremming bij de rat voor diazinon ligt een factor twee hoger dan die van parathion. Dit zou echter betekenen, dat ook de NOAEL's van de andere cholinesteraseremmers en daarmee ook de ADI-waarden lager zouden komen te liggen als in plaats van de rat de hond als proefdier gebruikt zou worden.

De meeste doses werden oraal toegediend. Hierbij werd echter vaak verzuimd te vermelden of dit een pure oplossing betrof of via voedsel werd toegediend. De zuiverheid van een oplossing of de aard van het voedsel kunnen de werkzaamheid enorm beinvloeden, zoals bijvoorbeeld blijkt uit een onderzoek met malathion, waarbij voor de bepaling van de LD50 wel dit onderscheid werd gemaakt. Ook hier wordt echter het soort voedsel niet vermeld.

Hoewel in dit kader alleen chronische toxiciteit relevant is, wordt toch iets gezegd over het tot stand komen van waarden voor acute toxiciteit, de LD50-waarden. Deze waarden lopen erg uiteen voor de verschillende stoffen. Een vergelijking was soms niet te trekken omdat het verschillende proefdieren betrof. Soms echter zijn van een enkele stof LD50-waarden bepaald bij een uitgebreide reeks proefdieren. Dat neemt niet weg dat de LD50 slechts een beperkt beeld geeft van de acute toxiciteit. Een dosis-effectcurve zou meer inzicht kunnen bieden in de acute toxiciteit van een stof, maar deze is geen enkele keer weergegeven.

Bij eerste evaluaties van een stof werd meestal niet uitgegaan van het bestaan van een drempelwaarde, waarschijnlijk in verband met de onvolledigheid van de gegevens. Bij herevaluaties werd deze enkele keren ingesteld maar een argumentatie hiervoor was niet altijd vindbaar (chloorpyrifos, diazinon, malathion, parathion, pirimifosmethyl, triazofos).

Significante verschillen tussen experimentele en contrôlegroepen werden dikwijls weerlegd met het "argument" dat er geen significant verschil bestond tussen de experimentele groep en incidentiecijfers uit de statistieken van desbetreffend proefdier. De contrôlegroep zou dan afwijkend zijn (fosfamidon, pirimicarb, pirimifosmethyl). Dit lijkt onterecht omdat de controlegroep altijd uit dezelfde stock-populatie afkomstig is en elke significante verandering op een effect duidt. Een significant verschil werd ook verworpen als er geen sprake was van een eenduidige dosis-responsrelatie.

Sommige ADI's dateren van meer dan 15 jaar geleden. Enkele stoffen zijn meerdere malen opnieuw geëvalueerd, maar lang niet alle rapporten waren

vindbaar. Dit veroorzaakte menigmaal onduidelijkheid omtrent wel of niet verrichte onderzoeken.

Conclusie
Het is niet goed mogelijk gebleken op basis van een beknopte literatuurstudie een volledig en betrouwbaar inzicht te krijgen in de onderbouwing van de ADI-waarden. De literatuur bleek moeilijk te achterhalen en relatief ontoegankelijk vanwege de vele inconsistenties en impliciete keuzes.

4.2 Dithiocarbamaten

Het is onduidelijk welke effecten hebben gediend als uitgangspunt voor de vaststelling van de NOAEL van maneb en zineb. Dit is waarschijnlijk gebeurd op basis van veranderingen in algemene parameters als mortaliteit,lichaamsgewicht, gewicht van organen, groei, gedrag, uiterlijk, voedselconsumptie en dergelijke. De NOAEL is in elk geval niet gebaseerd op teratogeniteit, omdat dit effect optreedt bij veel hogere doses dan de vastgestelde NOAEL. De NOAEL van de metaboliet ETU echter is wel gebaseerd op teratogeniteit, met een VF 2500 (23). De NOAEL van mancozeb is gebaseerd op veranderingen in het plasmagebonden jodium, in het gewicht van de schildklier, histologie en metabolisme bij de rat (oraal). De VF's voor maneb, zineb en mancozeb zijn achtereenvolgens 2500, 10000 en 1000. Bij werknemers in de rubberindustrie, waarbij contact met ETU mogelijk is, is geen verhoogde incidentie van schildklierkanker aangetoond.

Opvallend is dat de veiligheidsfactoren erg hoog zijn. Hoewel argumentaties ontbreken zou dit kunnen betekenen, dat er rekening mee gehouden is dat deze stoffen het mutagene, (vermoedelijk) carcinogene en teratogene omzettingsprodukt ethyleenthioureum (ETU) kunnen vormen. Voor ETU is een aparte ADI-waarde vastgesteld.
Tevens dient opgemerkt te worden, dat ongebonden zineb voor maar 11-17% in het maagdarmkanaal van de rat opgenomen wordt.

Ook voor dithiocarbamaten bleek de toxicologische literatuur moeilijk te achterhalen in het tijdsbestek van dit onderzoek. Een uitgebreider literatuuronderzoek als basis voor een systematische evaluatie van de ADI-waarden lijkt zinvol gezien de mogelijk ernstige gezondheidseffecten verbonden met chronische blootstelling aan deze stoffen.

Literatuur

Anonymus, 1978.
"Uitgangspunten bij advisering inzake MAC-waarden", Tijdschrift voor Geneeskunde, jaargang 56, supplement 1 bij nr. 25.
Besemer, A.F.H., e.a., 1984.
Fytofarmacie: college G 200-021, Wageningen.
Cralley, J. en V. Cralley, 1985.
Patty's Industrial Hygiene and Toxicology, deel 3b.
Fliert, E. van der en F. van Mourik, 1984.
Bestrijdingsmiddelen in groenten en bodem in de bollenstreek, Utrecht.
Gezondheidsraad, 1979.

Advies inzake de beoordeling van de carcinogeniteit van chemische stoffen, verslagen, adviezen en rapporten, nr. 4, Min. van Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Leidschendam.

Gezondheidsraad, 1985b.
Advies inzake bestrijdingsmiddelen, nr.22, s'-Gravenhage, 1985.

Koeman, J.H., 1983.
Algemene inleiding in de toxicologie, Wageningen.

Matser, E. en F. Hendriks, 1987.
Gezondheidsrisico's bij bodemverontreiniging: handleiding voor de beoordeling van het gezondheidsrisico, Chemiewinkel UvA/Nederland Gifvrij, 1987.

WHO, 1982.
Health Aspects of Chemical Safety, Toxicology of Pesticides, Interim Document 9, Bulgarije.

WHO, 1983.
Combined Exposures to Chemicals, Interim Document 11.

WHO/FAO, 1965-1985.
Reports of the Joint Meetings of the FAO Committee on Pesticides in Agriculture and the WHO Expert Committee on Pesticide Residues, Evaluations of the Toxicity of Pesticide Residues in Food, Rome.

Zielhuis, R.L. en F.W. van der Kreek, 1979.
The Use of a Safety Factor in Setting Health Based Permissible Levels for Occupational Exposure, International Archives of Occupational and Environmental Health 42.

BIJLAGE 10

VRAGENLIJST OVER DE MILIEUSITUATIE VAN KINDEREN OP BOLLENBEDRIJVEN

In dit formulier treft U een aantal vragen aan die betrekking hebben op Uw kind(eren), hun speelgedrag en hun dagelijkse omgeving. Het is van groot belang dat U alle vragen nauwkeurig invult. Leest U daarom de vraag eerst in zijn geheel door voordat U het antwoord invult.

Wanneer U een bepaalde vraag onduidelijk vindt of meer informatie wilt hebben, kunt u bellen naar

mw. M. van den Berg
071-277457 (overdag)
071-126506 ('s avonds)

mw. N. Dikstaal
071-277457 (overdag)

Alle gegevens uit de vragenlijst worden strikt vertrouwelijk behandeld. Dit houdt in dat alleen de onderzoekers inzage zullen krijgen in de door U verstrekte gegevens. Ook in de rapportage zullen individuele personen en bedrijven niet herkenbaar zijn.

VOORBEELDEN

In de meeste gevallen kan als antwoord op de vragen worden volstaan met het aankruisen van het gewenste antwoord:

1. Speelt Uw kind wel eens bij andere kinderen thuis?
   JA, VAAK
   JA, SOMS
   NEE, ZELDEN OF NOOIT

Tenzij anders is aangegeven, is het de bedoeling dat U slechts één antwoord per vraag aankruist.
In andere gevallen moet U zelf gegevens invullen:

2. Hoe vaak speelt Uw kind op de hieronder genoemde plaatsen van het huis?
   S.v.p. in onderstaand schema de naam van Uw kind(eren) invullen en vervolgens voor elk kind aangeven hoe vaak zij op de genoemde plaatsen komen. Gebruik de volgende codering:

NOOIT	=1
EEN ENKELE KEER	=2
SOMS	=3
BIJNA ELKE DAG, KORTER DAN 1 UUR	=4
BIJNA ELKE DAG, LANGER DAN 1 UUR	=5

Stel U heeft een zoontje dat Jantje heet en hij speelt nooit in de gang, soms op zolder, bijna elke dag een half uurtje in de woonkamer en een enkele keer in de keuken, dan vult U het schema zo in:

NAAM	GANG	ZOLDER	WOONKAMER	KEUKEN	ANDERS,NL.....
JANTJE	1	3	4	2	

Wanneer in de vragenlijst wordt gesproken over Uw kinderen, worden daarmee alle kinderen bedoeld die bij U in huis wonen, zowel eigen als pleegkinderen.

DE VRAGENLIJST BEGINT NU:

1. Wat is de afstand van het woonhuis tot aan Uw bollenschuur?

MINDER DAN 25 M	19/36
25-50 M	3/36
51-100 M	2/36
101-250 M	2/36
MEER DAN 250 M	9/36

2. Wat is de afstand van het woonhuis tot aan het dichtstbijzijnde bollenveld of bloemenperceel?

MINDER DAN 25 M	17/36
25-50 M	5/36
51-100 M	3/36
101-250 M	3/36
MEER DAN 250 M	8/36

3. Wat is de afstand van het woonhuis tot aan Uw dichtstbijzijnde kas?

MINDER DAN 25 M	9/36
25-50 M	5/36
51-100 M	5/36
101-250 M	1/36
MEER DAN 250 M	7/36
GEEN KAS	9/36

4. Bent U aangesloten op het waterleidingnet?

JA	34/36
NEE	2/36

5. Heeft U een eigen moestuin bij Uw bedrijf?

JA	17/36	
NEE	19/36	

Zo JA, gebruikt U bestrijdingsmiddelen in Uw moestuin?

JA	6/16	
NEE	10/16	(1 niet ingevuld)

6. Vindt er op het bedrijf snijbloementeelt plaats?

JA	22/36
NEE	14/36

Zo JA, kunt U een schatting geven van de hoeveelheid middelen tegen insecten die hierbij per jaar gebruikt wordt?

....kilogram/jaar (bij vaste stof)	gem. 10 kg/j
....liter/jaar (bij vloeibare stof)	gem. 23 l/j.

7. Worden op het bedrijf zineb-maneb bevattende middelen gebruikt, o.a. tegen schimmels en vuur? (U kunt dit nagaan op de etiketten.)

JA	31/35
NEE	4/35

Zo JA, kunt U globaal aangeven hoeveel kilogram of liter U per jaar van deze middelen gebruikt?

....kilogram/jaar (bij vaste stof)	gem. 95 kg/j
....liter/jaar (bij vloeibare stof)	gem. 50 l/j

8. Worden op het bedrijf bollen en knollen ontsmet?

JA	30/36
NEE	6/36

Zo JA, waar gebeurt dit?

ERF	17/42
SCHUUR	12/42
LAND	9/42
ERGENS ANDERS,NL....	4/42.

9. Op welke plaats(en) wordt de spuitvloeistof klaargemaakt en de tank gevuld?
N.B. Bij deze vraag kunnen meerdere antwoorden aangekruist worden.

LAND	18/49
SCHUUR	13/49
ERF	16/49
ANDERS,NL.....	2/49

10. Wat gebeurt er met het loofafval na het rooien?

VERBRAND	23/46
GEHAKSELD	14/46
GECOMPOSTEERD	5/46
ANDERS, NL.....	4/46

11. Heeft U in Uw omgeving wel eens gehoord dat kinderen per ongeluk een bestrijdingsmiddel binnen hadden gekregen?

JA	3/36
NEE	33/36

12. Heeft U kinderen die jonger zijn dan 6 jaar?

JA	8/36
NEE	28/36

Zo JA, wilt u dan in het onderstaande schema de voornaam en de leeftijd van deze kinderen aangeven?

	VOORNAAM	LEEFTIJD		
KIND 1		...jaar en ...maanden	1-2 j	4/12
KIND 2		...jaar en ...maanden	2-3 j	2/12
KIND 3		...jaar en ...maanden	3-4 j	4/12
KIND 4		...jaar en ...maanden	4-5 j	2/12

KIND 5 ...jaar en ...maanden 5-6 j 0

Indien U geen kinderen van 1 tot 6 jaar heeft, kunt U de vragen 13 t/m 15 overslaan. Indien U wel kinderen van deze leeftijd heeft, gaarne verder gaan met de volgende vraag.

N.B. De vragen 13 t/m 15 hebben uitsluitend betrekking op Uw kind(eren) jonger dan 6 jaar.

13. Hoe vaak speelt Uw kind op de hieronder genoemde plaatsen van het bedrijf?
S.v.p. in onderstaand schema de naam van Uw kind(eren) invullen en vervolgens voor elk kind aangeven hoe vaak zij op de genoemde plaatsen komen. Gebruik de volgende codering:
(Zie eventueel voorbeeld 2)

NOOIT = 1
EEN ENKELE KEER = 2
SOMS = 3
BIJNA ELKE DAG, KORTER DAN 1 UUR = 4
BIJNA ELKE DAG, LANGER DAN 1 UUR = 5

NAAM KIND(EREN)	ERF	BOLLENSCHUUR	LAND	KAS	ANDERS, NL....
gem.	2	2	2	2	

Opmerkingen bij vraag 13:

14. Acht U het mogelijk dat Uw kinderen in het dagelijks leven bestrijdingsmiddelen binnenkrijgen?

DAT LIJKT ME VOLLEDIG UITGESLOTEN
DAT LIJKT ME ZEER ONWAARSCHIJNLIJK 3/7
DAT LIJKT ME VRIJ ONWAARSCHIJNLIJK, MAAR DE MOGELIJKHEID KAN NIET UITGESLOTEN WORDEN 4/7
DAT LIJKT ME WEL MOGELIJK
DAT LIJKT ME ZEKER MOGELIJK

15. Neemt U op de een of andere manier voorzorgsmaatregelen om te voorkomen dat Uw kind(eren) bestrijdingsmiddelen binnenkrijgt/krijgen?
N.B. Bij deze vraag kunnen meerdere antwoorden aangekruist worden.

GEEN VOORZORGSMAATREGELEN 0/28
EXTRA VAAK HANDJES WASSEN 3/28
KIND BINNENHOUDEN ALS OP HET LAND MET BESTRIJDINGSMIDDELEN WORDT GEWERKT 6/28
KIND WEGHOUDEN UIT SCHUUR/KAS ALS DAAR MET BESTRIJDINGSMIDDELEN WORDT GEWERKT 7/28
SCHOONMAKEN VAN PLAATSEN WAAR BESTRIJDINGSMIDDELEN TERECHT ZIJN GEKOMEN 4/28
BESTRIJDINGSMIDDELEN ACHTER SLOT EN GRENDEL HOUDEN 7/28
ANDERE,NL..... 1/28