

RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEHYGIENE
BILTHOVEN

Rapport nr. 758473006

BASISDOCUMENT ASBEST

W. Slooff en P.J. Blokzijl (eds.)

november 1987

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht en ten laste van het Directoraat-
Generaal voor de Milieuhygiëne, Directie Bodem Water Stoffen, Hoofdafdeling
Stoffen

Titel	Basisdocument asbest
Trefwoorden	Basisdocument, asbest, luchtkwaliteit, waterkwaliteit, bodemkwaliteit, normen, meetmethoden, meetstrategieën, bronnen, emissies, productie, verspreiding, omzetting, concentraties in het milieu, humane toxiciteit, ecotoxiciteit, bestrijdingstechnieken, bestrijdingskosten, risico-analyse
Samenvatting	Dit rapport bevat een systematisch overzicht en een kritische evaluatie van de belangrijkste gegevens over de prioritaire stof asbest ten behoeve van het effectgericht milieubeleid
Datum publicatie	november 1987
Opdrachtgevende organisatie	Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer
Programmacoördinator	Ir. J.P. Cornet (VROM, Directie Stoffen en Risicobeheersing)
Projektcoördinator	Drs. A.W. van der Wielen
Begeleidingscommissie	Drs. A.W. van der Wielen, Ir. R.O. Bohmann, Drs. E.C. Broekhuijzen, Ir. J.P. Cornet, Drs. R.E. Frederiksz, Dr. B.J.A. Haring, Ing. M.B.M. Koopman, Dr. K.R. Krijgsheld (DGMH), Dr. J.J. Ende (WVC), Ing. R. Faasen (RIZA), Drs. L.H.H. van Vliet (L&V)
Uitvoerende organisatie	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (RIVM), DHV Raadgevend Ingenieursbureau B.V., Nederlandse Organisatie voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek (TNO), Instituut voor Milieuvraagstukken (IVM) en Economisch en Sociaal Instituut (ESI)
Programmaleider	Dr. W. Slooff (RIVM)
Auteurs	Dr. W. Slooff en P.J. Blokzijl (eds.), Dr. Ir. A.M. van Dijk-Looyaard, Drs. C.A. van der Heijden, Dr. E. Heijna-Merkus, Dr. P.G.N. Kramers, Drs. A.J.C.M. Matthijssen, Ir. G.K. Montizaan, Ir. P.J.A. Rombout (RIVM), Ing. J. den Boeft, Dr. J.A. Duiser, Drs. J.C.T. Hollander, Ir. P. de Jong, J. Tempelman, Fl. de Vrijer (TNO), Ir. C. Anzion, Ing. P.J. van Wermeskerken, Dr. Ir. J. Venselaar (DHV), Dr. W.A. Hafkamp, Drs. K.F. van der Woerd (IVM), Drs. A.P.J. 't Gilde, Drs. J.P. Hettelingh, Ir. O.J. Kuik (ESI)
Toetsingscommissie	Ir. Tj. Hofker (vz.), Dr. Ir. T. Schneider (plv.vz.), Dr. R.M. van Aalst, Ir. N.D. van Egmond, Drs. C.A. van der Heijden, Dr. H.A. van 't Klooster, Drs. A.G.A.C. Knaap, Dr. H.A.M. de Kruijf, Ir. F. Langeweg
RIVM	

INHOUD

	blz.
<u>Samenvatting</u>	I-V
<u>Inleiding</u>	1
1. <u>Stofeigenschappen en bestaande normen</u>	3
1.1. Stofeigenschappen	3
1.2. Normen en richtwaarden	8
2. <u>Productie, toepassingen, bronnen en emissies</u>	12
2.1. Productie en toepassingen	12
2.1.1. Productie	12
2.1.2. Toepassingen	12
2.1.3. Verbruik en accumulatie	16
2.2. Bronnen en emissies	18
2.2.1. Natuurlijke bronnen	18
2.2.2. Primaire emissies	18
2.2.3. Secundaire emissies	32
2.2.4. Niet karakteristieke diffuse bronnen	34
2.2.5. Emissies in het buitenland	35
2.2.6. Emissiefactoren en -karakteristieken	36
2.3. Samenvatting en conclusies	38
3. <u>Verspreiding en omzetting</u>	42
3.1. Gedrag in bodem	42
3.2. Gedrag in oppervlaktewater	42
3.3. Gedrag in lucht	42
3.3.1. Verspreiding	42
3.3.2. Depositie	48
3.4. Samenvatting en conclusies	53
4. <u>Bepalingsmeetmethoden</u>	54
4.1. Analysetechnieken	54
4.1.1. De bepaling van asbest in bulkmonsters	54
4.1.2. Microscopische bepalingsmethoden	57
4.1.3. Kwantitatieve analyse	60
4.2. Monsterneming in lucht	61
4.2.1. Monsterneming voor lichtmicroscopie	61
4.2.2. Monsterneming voor elektronenmicroscopie	61
4.3. Prepareertechnieken voor elektronenmicroscopie	62
4.4. Samenvatting en conclusies	63
5. <u>Concentraties in het milieu en blootstellingsniveaus</u>	65
5.1. Achtergrondconcentraties	66
5.2. Voorkomen in bodem	66
5.3. Voorkomen in oppervlaktewater	67
5.4. Voorkomen in lucht	67
5.4.1. Binnenlucht	67
5.4.2. Buitenlucht	70
5.5. Voorkomen in voedsel en drinkwater	73
5.5.1. Voedingsmiddelen en dranken	73
5.5.2. Drinkwater	74
5.6. Blootstellingsniveaus	75
5.7. Samenvatting en conclusies	76

6. <u>Effecten</u>	78
6.1. Chemobiokinetiek en metabolisme	78
6.1.1. Orale opname	78
6.1.2. Inhalatie	79
6.2. Effecten op dieren	81
6.2.1. Orale studies	81
6.2.2. Inhalatie-/intratracheale studies	83
6.2.3. Interapleurale/interaperitoneale studies	86
6.2.4. Reproductie/teratogeniteit	87
6.2.5. Mutageniteit	87
6.2.6. In vitro toxiciteit	89
6.3. Effecten op de mens	90
6.3.1. Orale opname	90
6.3.2. Inhalatie	92
6.4. Effecten op organismen in het milieu	97
6.5. Effecten op materialen	98
6.6. Effecten op wereldschaal	98
6.7. Samenvatting en evaluatie	98
7. <u>Emissiebeperking en kosten</u>	105
7.1. Huidige situatie	105
7.2. Autonome ontwikkelingen	105
7.3. Vervanging van asbest	106
7.4. Emissiebeperking naar bodem	110
7.4.1. Maatregelen	110
7.4.2. Kosten	112
7.5. Emissiebeperking naar water	113
7.5.1. Maatregelen	113
7.5.2. Kosten	114
7.6. Emissiebeperking naar lucht	115
7.6.1. Maatregelen	115
7.6.2. Kosten	119
7.7. Samenvatting en conclusies	123
8. <u>Bedrijfseconomische gevolgen van emissiebeperking</u>	126
8.1. Asbestcementwarenindustrie	127
8.2. Groothandel in bouwmaterialen	129
8.3. Garages (autoreparatiebedrijven)	131
8.4. Samenvatting en conclusies	134
9. <u>Evaluatie</u>	137
9.1. Risico en risicogroepen	137
9.1.1. Risico's voor de mens	137
9.1.2. Overige risico's	141
9.2. Haalbaarheid advieswaarde	141
10. <u>Referenties</u>	143
<u>Appendix I</u> (verschillende risico-schattingen)	164

SAMENVATTING

Onderhavig document bevat gegevens over asbest inzake de bronnen en het verspreidingspatroon (bodem, water, lucht), de risico's voor met name de mens bij de huidige blootstellingsniveaus, en de technische mogelijkheden en economische gevolgen met betrekking tot reductie van deze risico's. Deze informatie dient als wetenschappelijke basis voor het formuleren van het effectgericht normstellingsbeleid. Omdat de risico's beperkt blijven tot blootstelling via de ademhalingswegen ligt het accent vooral op het compartiment lucht.

Asbest is de verzamelnaam voor een groep van fijne anorganische vezels (minerale silicaten), waarbij de subgroepen van de serpentijnen (chrysotiel) en de amfibolen (overige commerciële asbestsoorten) kunnen worden onderscheiden. Op grond van de thermische stabiliteit en chemische resistentie, het elektrisch isolerend karakter en de hoge treksterkte, had asbest in het verleden een wijdverspreid toepassingsgebied. Door de nu bekende bezwaren van asbest en de daaruit gevolgde wettelijke maatregelen is het aantal toepassingen en het totale verbruik in Nederland de laatste jaren sterk verminderd.

In Nederland wordt alleen nog chrysotiel asbest verwerkt. De vorm waarin asbest wordt geëmitteerd verschilt per milieucompartiment.

Emissie naar de bodem treedt vooral op door het storten van afvalstoffen; bodemverontreiniging door depositie en infiltratie is relatief gering. In totaal gaat het om jaarlijks ca. 4500 ton (in 1982), verdeeld over gebonden (52%) en ongebonden (13%) asbest en asbest als fractie van een zeer grote afvalstroom (35%).

De emissie naar het oppervlaktewater bedroeg in 1982 ruim 2,7 ton. Inmiddels is deze hoeveelheid teruggebracht tot 1,4 ton.

Naar de lucht werd in Nederland in 1982 ruim 1,7 ton geëmitteerd. Hiervan bestond het grootste deel uit losse asbestvezels (72%). Naast een aantal gelocaliseerde bronnen zijn er belangrijke diffuse bronnen. De belangrijkste emissies worden geleverd door remstof op de wegen (34%), productie rem- en frictiemateriaal (17%), sloop van gebouwen en puinbreken (16%) en remstof in garages (14%). Verwacht wordt dat deze emissies met ca. 50% in het jaar 2000 zullen zijn toegenomen. Oorzaken hiervan zijn (a) het voorkomen van meer asbest in gebouwen die in de komende decennia in aanmerking komen voor renovatie of sloop en (b) een toename van het wegverkeer. Bij deze emissies gaat het vooral om chrysotiel asbest; andere asbestsoorten kunnen alleen lokaal van betekenis zijn. Reëmissies van vezels kunnen een belangrijke bijdrage leveren aan de belasting in de buitenlucht; asbestvezels zijn in hoge mate inert en kunnen daarom gedurende lange tijd in het milieu circuleren. De grootte van de bijdrage van reëmissies is op dit moment echter niet in te schatten.

Asbest staat vooral in de belangstelling vanwege de effecten op de gezondheid van de mens. Het belangrijkste effect is het optreden van bronchiaal carcinomen (longkanker) en mesotheliomen van de pleura (longvlieskanker) na blootstelling via de ademhalingswegen. Er zijn geen aanwijzingen voor een carcinogene werking na opname via het maagdarmkanaal. Aangenomen wordt dat de huidige belasting via de orale route een verwaarloosbaar risico met zich meebrengt.

Het kankerverwekkend vermogen van asbest bij blootstelling via de ademhalingswegen is afhankelijk van de vezelvorm (lengte/diameter verhouding groter of gelijk aan 3), met name van de afmetingen van de vezels. De kritische fractie wordt gevormd door alle inhaleerbare chrysotiel- en amfiboolvezels met een lengte groter dan 5 μm en een diameter kleiner dan 3 μm , waarbij vezels met een diameter rond de 0,1-0,2 μm het meest gevaarlijk

III

zijn. Met betrekking tot de vorming van mesotheliomen is ook de duurzaamheid van de vezels in het lichaam van belang. Chrysotiel, dat langzaam oplost in het longweefsel, lijkt in dit verband minder gevaarlijk te zijn dan de amfibolen.

De lichtmicroscopische meetmethodiek, die routinematig wordt toegepast, voldoet niet bij de detectie van vezels van bovengenoemde kritische afmetingen. Electronenmicroscopische analysemethoden dienen hiervoor te worden ingezet, waarbij gestreefd dient te worden naar een genormaliseerde bepalingsmethode voor milieumonsters.

Gezien de carcinogene eigenschappen na inhalatie dient blootstelling via de ademhalingswegen zoveel mogelijk te worden vermeden. In Nederland bestaan voor de buitenlucht geen kwaliteitseisen. Voor een risico-schatting ten behoeve van een mogelijk toekomstige normstelling voor het milieu werd uitgegaan van de richtlijn van de WHO, met een aanpassing ten aanzien van chrysotiel asbest. De WHO richtlijn is gebaseerd op extrapolatie van gegevens uit de beroepsbevolking naar de algemene bevolking met naar schatting 30% rokers (roken verhoogt de kans op longkanker door blootstelling aan asbest). De geschatte globale risico's voor de algemene bevolking bij levenslange blootstelling aan op bovenstaande wijze gemeten asbest geven aan dat het risico bij expositie aan chrysotiel asbest vooral dat voor longkanker is, terwijl het risico verbonden aan amfibolen met name het optreden van mesotheliomen inhoudt.

Een risico gedurende het hele leven ("lifetime" risico) van 10^{-6} (1 extra sterfgeval ten gevolge van mesotheliomen of longkanker per 1000.000 totale sterfgevallen) zal worden veroorzaakt door levenslange blootstelling aan naar schatting 10 tot 100 amfiboolvezels per m^3 (mesotheliomen), en door levenslange blootstelling aan naar schatting 100 tot 1000 chrysotielvezels per m^3 (longkanker in een populatie met 30% rokers).

Vergelijking van de blootstellingsniveaus in de buitenlucht met deze toxicologische risicoschatting geeft aan dat het te verwachten "lifetime" risico voor longkanker in de directe omgeving van asbestbronnen en in sommige grote steden en industriegebieden hoger is dan 10^{-6} . In één gebied waar amfibool asbest in de buitenlucht werd aangetoond is het te verwachten "lifetime" risico voor mesotheliomen eveneens hoger dan 10^{-6} . De te verwachten risico's in Nederland blijven overal beneden de waarde van 10^{-4} (10^{-6} per jaar) die conform het IMP-milieubeheer 1986-1990 maximaal toelaatbaar wordt geacht^{*)}. In hoeverre dit maximaal toelaatbaar geachte risico wordt overschreden in de directe omgeving van de vele diffuse bronnen (garage-bedrijven, stortplaatsen e.d.) is onbekend.

Risicogroepen met een mogelijk hoge blootstelling zijn (naast de beroepsbevolking in de asbestproducerende en -verwerkende industrie) personen die vaak verkeren in openbare ruimten en kantoren waar spuitasbest is toegepast, en slopers. Zware inspanning verhoogt de ademhalingsfrequentie en daarmee de mate van blootstelling. Een risicogroep met een verhoogde gevoeligheid ten aanzien van longkanker wordt gevormd door rokers.

Bij een autonome ontwikkeling zal de emissie naar lucht in de nabije toekomst toenemen. Deze toename wordt verwacht als gevolg van het voorkomen van meer asbest in gebouwen die in aanmerking komen voor renovatie of sloop (een factor 3 hoger in het jaar 2000) en toename van het wegverkeer (50%

*) Een "lifetime"risico van 10^{-6} , vergelijkbaar met 1 op 10^8 gevallen per jaar, wordt volgens het effectgericht normstellingsbeleid, zoals vastgelegd in het IMP-Milieubeheer 1986-1990, beschouwd als het zogenaamde verwaarloosbaarheidsniveau. Een "lifetime" risico van 10^{-4} , vergelijkbaar met 1 op 10^6 gevallen per jaar, wordt binnen dit beleid maximaal toelaatbaar genoemd. Een dergelijk risico zal worden veroorzaakt door levenslange blootstelling aan naar schatting 1.000-10.000 amfiboolvezels per m^3 (mesotheliomen), en naar schatting 10.000-100.000 chrysotielvezels per m^3 (longkanker) in een populatie met 30% rokers).

hogere emissie in 2000 door toename van remstof). Zonder het nemen van maatregelen zullen binnen een aantal decennia mogelijk risico's ontstaan die de grenzen van het volgens het normstellingsbeleid maximaal toelaatbare kunnen overschrijden. Maatregelen gericht op de bestrijding van de emissie van asbest in alle stadia van de kringloop van asbesthoudende materialen zijn derhalve wenselijk. Met betrekking tot de emissies tijdens sloop- en renovatiewerkzaamheden kan een emissiereductie bereikt worden van ca. 90% tegen jaarlijkse kosten van kf. 5500 (kf.30 per vermeden kg asbest). Ten aanzien van beperking van asbestemissies in relatie tot rem- en frictiemateriaal lijkt stimulering van het gebruik van vervangende middelen gewenst. Belangrijk hierbij is echter dat het niet kan worden uitgesloten dat alternatieve materialen mogelijk een met asbest vergelijkbare biologische werking hebben. Per materiaal en toepassingsgebied zal dit moeten worden afgewogen.

INLEIDING

Het milieubeleid op rijksniveau is in de eerste plaats gericht op het bereiken en handhaven van een zodanige milieukwaliteit, dat de gezondheid en het welbevinden van mensen en de instandhouding van dieren, planten, goederen en vormen van gebruik in algemene zin gewaarborgd zijn (Indicatief Meerjaren Programma Milieubeheer 1986-1990). Bij gebrek aan toereikende kennis is het voorlopig echter niet mogelijk om de beoogde algemene milieukwaliteit volledig te omschrijven. Daarom is de aandacht geconcentreerd op factoren die waarschijnlijk grote risico's inhouden, waaronder milieu-gevaarlijke stoffen. Van de vele stoffen die van belang zijn vanwege emissie of gebruik is c.q. wordt een selectie gemaakt en een lijst van prioritaire stoffen opgesteld. In beginsel worden voor de meeste prioritaire stoffen zogenaamde basisdocumenten opgesteld.

Basisdocumenten omvatten stofs- of stofgroepsgewijs gegevens over de bronnen en het verspreidingspatroon (bodem, water, lucht, biota), de risico's van feitelijke blootstellingsconcentraties voor mens, (onderdelen van) ecosystemen en materialen, en de technische mogelijkheden en bedrijfseconomische gevolgen tot reductie van deze risico's. Deze informatie dient als de wetenschappelijke basis voor het formuleren van het effectgericht milieubeleid. Hieruit kunnen milieukwaliteitseisen en een globale taakstelling voor de emissie-reducties per bronsoort resulteren.

Onderhavig document handelt over asbest. Asbest is de verzamelnaam voor een groep van fijne anorganische vezels (minerale silicaten); op basis van het aantal vezelvormende variëteiten van de mineralen komen verschillende asbestsoorten voor. Asbest is meer dan 4000 jaar bekend en kent een wijdverspreide toepassing, met name door onbrandbaarheid en grote trekvastheid. Het gevaar voor de volksgezondheid werd ca. 60 jaar geleden onderkend. Tot ca. 1970 is vrij veel onderzoek verricht naar de belangrijkste effecten:

het optreden van asbestose (stoflong door asbeststof), longkanker en mesotheliom (vorm van kanker op buitenkant longvlies). In de daaropvolgende periode zijn er een groot aantal evaluatierapporten verschenen, die mede hebben geleid tot de huidige normering. In concreto houdt dit in dat deze normering gebaseerd is op relatief gebrekkige kennis omtrent de dosis-effect relaties in de arbeidsfeer van minstens 15 jaar geleden, waarbij als meetinstrument een optische microscoop werd gehanteerd. Hiermee kunnen alleen vezels met een diameter groter dan 3 μm worden aangetoond. Deze vezels komen nauwelijks in de buitenlucht voor. Voor dunnere vezels zijn thans nieuwere meetmethoden beschikbaar. Daarnaast kan, gezien het verschil in vorm en grootte van vezels op de werkplek en in de buitenlucht, een principieel verschillende risico-evaluatie gewenst zijn. Het accent van het onderhavige document ligt derhalve vooral op het verkrijgen van inzicht in hoeverre de beschikbare gegevens bruikbaar zijn voor het vaststellen van de (potentiële) risico's voor de algemene bevolking.

Dit document is opgesteld door het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (RIVM) met medewerking van derden, te weten: de Nederlandse Organisatie voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek (TNO), DHV Raadgevend ingenieursbureau b.v., het Instituut voor Milieuvraagstukken (IVM) en het Economisch en Sociaal Instituut (ESI).

Voor diverse onderdelen is waardevolle informatie verkregen van enkele chemische concerns; medewerking daarvan is verleend via het Bureau Milieu en Ruimtelijke Ordening van de Raad van Nederlandse Werkgevers Verbonden. Het document werd integraal getoetst door een toetsingscommissie van het RIVM en aan belangengroeperingen en adviesraden voor commentaar voorgelegd. De begeleiding bij het samenstellen van het document werd mede verzorgd door een Begeleidingsgroep met medewerk(st)ers van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, de Dienst Binnenwateren (RIZA) en het Ministerie van Landbouw en Visserij.

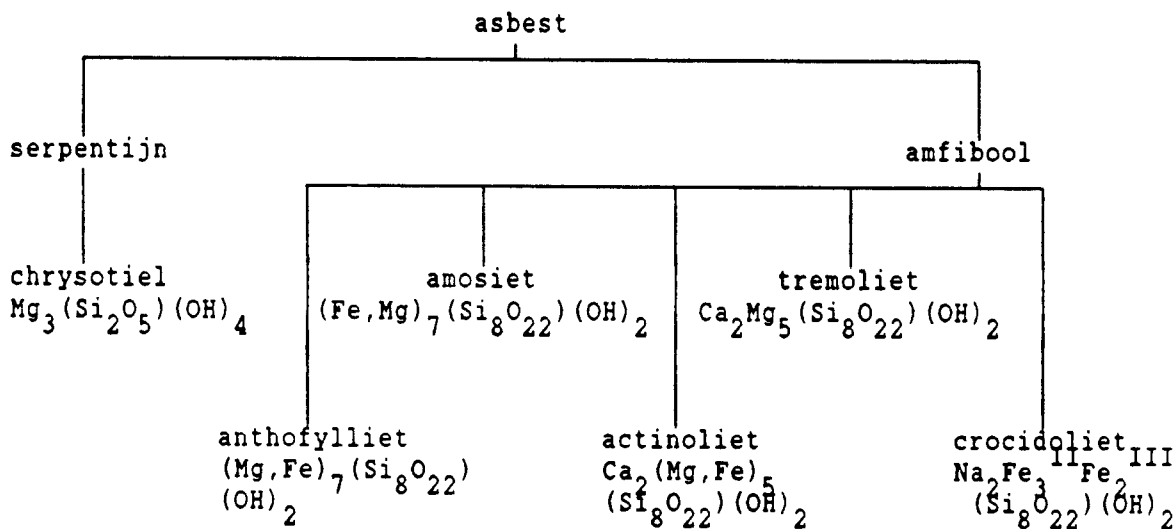
1. STOFEIGENSCHAPPEN EN BESTAANDE NORMEN

1.1. STOFEIGENSCHAPPEN

1.1.1. Structuur en theoretische formule

Asbest is de verzamelnaam voor een aantal in de natuur voorkomende anorganische silicaten. Men onderscheidt twee hoofdgroepen: de serpentijn- en de amfiboolgroep. De zes technisch belangrijkste mineralen zijn ingedeeld zoals in tabel 1.1. weergegeven (Zielhuis, 1977).

Tabel 1.1. Asbestsoorten en chemische samenstelling



In elke asbestsoort is een relatief grote variatie aan vezelstructuur mogelijk, die waarschijnlijk wordt veroorzaakt door kleine variaties in de kristalstructuur. Door deze variaties bestaan er verschillen in fysische en chemische eigenschappen. De chemische samenstelling en de kristalstructuur van asbest zijn dan ook van essentieel belang voor de technische toepassing. Vezels met een hoog magnesiumgehalte zien er zijdeachtig wit uit en kunnen een diameter kleiner dan $0,03 \mu m$ hebben. Vezels met een hoog ijzergehalte hebben daarentegen een rechte, brosse textuur en de diameter is niet kleiner dan $0,1 \mu m$.

Chrysotiel, dat veel magnesium bevat, kan worden beschreven als een plaatsilicaat waarbij de vlakke structuur rond een as is gerold en een nauwe buis vormt, fibril geheten, waardoor sterkte en flexibiliteit wordt verkregen chrysotiel is "curly". Een macro-vezel bestaat uit een groot aantal fibrillen.

De structuur van amfibolen wordt gevormd door twee ketens van silicaatetraëders, gescheiden door een kationenband. De meest voorkomende kationen zijn Mg^{II} , Fe^{II} , Fe^{III} , Na^I en Ca^{II} . Substitutie door geringe hoeveelheden Al^{III} , Ti^{IV} , K^I en Li^I is mogelijk. Door deze starre structuur zijn deze vezels ruwer en brosser.

1.1.2. Registratienummers

Tabel 1.2. CAS- en RTECS-nummers van de verschillende soorten asbest (NIOSH, 1983)

Asbestnaam	CAS	RTECS
Asbest	1332 - 21 - 4	CL 6475000
Chrysotiel	12007 - 29 - 5	GC 2625000
Anthofylliet	17068 - 78 - 9	CA 8400000
Amosiet	12172 - 73 - 5	BT 6825000
Actinoliet	12172 - 67 - 7	AU 0550000
Tremoliet	14567 - 73 - 8	XX 2095000
Crocidoliet	12001 - 28 - 4	GP 8225000

1.1.3. Naamgeving en synoniemen

Tabel 1.3. Mineraalnamen van de belangrijkste asbestsoorten (NIOSH, 1983)

Mineraalnaam	Nederland	Engeland	Duitsland
Serpentijn	asbest	asbestos	Asbest
Anthofylliet	chrysotiel	chrysotile	Chrysotil
Grüneriet	anthofylliet	anthophyllite	Anthophyllit
Actinoliet	amosiet	amosite	Amosit
Tremoliet	actinoliet	actinolite	Actinolit
Riebeckiet	tremoliet	tremolite	Tremolit
	crocidoliet	crocidolite	Krokydolith

Chrysotiel, amosiet en crocidoliet zijn ook bekend onder respectievelijk de naam wit, bruin en blauw asbest.

1.1.4. Fysische en chemische eigenschappen

De bekendste eigenschap van alle soorten asbestvezels is de bestendigheid tegen hogere temperaturen. De asbestsoorten worden afgebroken tot eenvoudige structuren door dehydroxylering en dehydrogenering bij verhitting tot een temperatuur tussen 400 en 1000 °C.

Sterke zuren ontleden chrysotiel snel, amfiboolvezels daarentegen hebben een zekere mate van weerstand tegen zuren. Sterke basen hebben weinig invloed op alle asbestvezels, speciaal op chrysotiel wat deze vezel bijzonder geschikt maakt voor de versterking van cement.

De belangrijkste fysische eigenschappen van asbestvezels zijn de grote trekvastheid en stijfheid waardoor zij uitermate geschikt zijn voor composietstructuren. Vezel/polymeer sterkteverhoudingen in de orde van 100 tot 1 en stijfheidverhoudingen tussen de 20 en 40 op 1 zijn mogelijk.

De lengte van de asbestvezel varieert sterk en is afhankelijk van het soort asbest, de mijn van herkomst en de mate en methode van behandeling. Asbestvezels kunnen worden gespleten in kleinere vezels. In de industrie wordt van deze eigenschap gebruik gemaakt door ruw asbest chemisch of mechanisch te behandelen. De mate van "vervezeling" bepaalt het specifiek oppervlak en daarmee de industriële toepassing (tabel 1.4.). Ruw asbest heeft een specifiek oppervlak van 6000-30000 $\text{cm}^2.\text{g}^{-1}$, door industriële verwerking kan dit met een factor 5-6 toenemen.

Tabel 1.4. Gemiddelde vezellengte en -diameter bij verschillende toepassingen

	Textiel	Isolatie- platen	Asbest- cement	Remmat., papier, karton	Plastic vulmateriaal vloertegels
Vezellengte (mm)	8-24	5-17	2-13	2-4	1-3
Vezeldiameter (μm)	0,03-100	0,03-100	0,03-100	0,03-100	0,03-100

Omrekeningsfactoren

Voor de buitenlucht in de Nederlandse situatie geldt dat 1 ng overeenkomt met 2.000 tot 40.000 vezels. Afhankelijk van het soort en ouderdom van de vezel en de bron kan de ratio tussen het aantal vezels bepaald met electronmicroscopie (EM) en lichtmicroscopie (LM) aanzienlijk variëren. Zo werd door Cherrie et al. (1987) voor vezels met een lengte $> 5 \mu\text{m}$ een ratio EM/LM gevonden van 0,05 tot 13 voor de buitenlucht. Op grond van dergelijke bevindingen is het niet mogelijk een algemeen geldende omrekeningsfactor te geven; deze zal per locatie verschillen.

De karakteristieke kenmerken, samenstelling en eigenschappen van de zes belangrijkste soorten asbest zijn gepresenteerd in tabel 1.5.

Tabel 1.5. Karakteristieken van de belangrijkste soorten asbestvezel

	Chrysotiel	Crocidoliet	Amosiet	Anthofylliet	Tremoliet	Actinoliet
Gehalte(%)						
SiO ₂	38-42	49-56	49-52	53-60	55-60	51-56
Al ₂ O ₃	(0-2)*	(0-1)	(0-1)	(0-3)	(0-3)	(0-3)
Fe ₂ O ₃	(0-5)	13-18	(0-5)	(0-5)	(0-5)	(0-5)
FeO	(0-3)	3-21	35-40	3-20	(0-5)	5-15
MgO	38-42	(0-13)	5-7	17-31	20-25	12-20
CaO	(0-2)	(0-2)	(0-2)	(0-3)	10-15	10-13
Na ₂ O	(0-1)	4-8	(0-1)	(0-1)	(0-2)	(0-2)
H ₂ O ⁺	11,5-13	1,7-2,8	1,8-2,4	1,5-3,0	1,5-2,5	1,8-2,3
Kleur						
	gewoonlijk wit tot licht groen; geel, rose	blauw	licht grijs tot licht bruin	wit tot grijs licht bruin	wit tot grijs	licht tot donker groen
Ontledings-temp. (°C)						
	450-700	400-600	600-800	600-850	950-1040	620-960
Smelttemp. van rest materiaal (°C)						
	1500	1200	1400	1450	1315	1400
Dichtheid (kg.m ⁻³)						
	2550	3300-3400	3400-3500	2850-3100	2900-3100	3000-3200
Zuur-bestendigheid						
	slecht	goed	matig	erg goed	erg goed	matig
Base-bestendigheid						
	erg goed	goed	goed	erg goed	goed	goed
Treksterkte (N.m ⁻²)						
	30	34	17	(<7)	5	5
Textuur						
	gewoonlijk flexibel, zacht, glad en taai	flexibel tot bros en taai	gewoonlijk bros	gewoonlijk bros	gewoonlijk bros	

* (vaak aanwezig)

1.2. NORMEN EN RICHTWAARDEN

1.2.1. Bodem

Er bestaan ten aanzien van asbest geen normen voor de bodem.

1.2.2. Water

In de EG (1987) is een richtlijn vastgesteld waarbij afvalwater van de asbestverwerkende industrie volledig moet worden gerecirculeerd. Indien recycling bij de fabricage van asbestcement economisch niet uitvoerbaar is, is een grenswaarde van 30 g totaal zwevende deeltjes per m³ afvalwater van toepassing. Deze grenswaarde geldt ook voor reinigings- en onderhoudswerkzaamheden van de installaties bij asbestpapier en -karton producerende bedrijven. De hoeveelheid afvalwater die is toegestaan mag door de lidstaten bepaald worden.

1.2.3. Lucht

Op de werkplek

In Nederland zijn voor het werken met asbest de bepalingen van het Asbestbesluit van kracht.

De MAC-waarde voor asbest (uitgezonderd crocidoliet) bedraagt 2 vezels per ml lucht, bepaald met de fasecontrastmicroscop. Als asbestvezel wordt beschouwd een deeltje met een lengte $> 5 \mu\text{m}$ en een lengte/diameter verhouding van minstens 3 : 1 (ARBO, 1977). Ten behoeve van bewerkingen aan crocidoliethoudende asbestcementbuizen kan vrijstelling worden verleend voor het in dit besluit opgenomen verbod om crocidoliet dan wel crocidoliethoudende stoffen of produkten te bewerken (ARBO, 1984). Aan de vrijstelling is het voorschrift verbonden dat de concentratie aan crocidolietstof in de inadenslucht een waarde van 0,2 vezels per ml lucht,

bepaald met de fasecontrastmicroscop en gemeten over een referentieperiode van 10 minuten, niet mag overschrijden.

Volgens de Nationale MAC-lijst (1986) mag de blootstelling aan asbest (uitgezonderd crocidoliet) niet hoger zijn dan 2 vezels per ml lucht als tijdgewogen gemiddelde over een periode van 4 uur, waarbij over geen enkele periode van 10 minuten een grenswaarde van 12 vezels per ml lucht mag worden overschreden. De MAC-waarde is thans in behandeling. De Werkgroep van deskundigen van het Directoraat Generaal van de Arbeid heeft hiertoe een evaluatierapport uitgebracht (WGD, 1984). In tabel 1.6 zijn voor enkele toonaangevende landen de MAC-waarden gegeven.

Tabel 1.6 Luchtkwaliteit op de werkplek (MAC-waarden, tijdgewogen gemiddelden) voor enkele landen in aantal vezels per cm³

Land	Vezelsoort	MAC- waarde	Meetperiode (uur)	Opmerkingen	Referentie		
EG	crocidoliet	0,5	8		EG (1983)		
	andere soorten	1	8				
	mengsel **	0,5-1	8	**			
VS	asbest	2	8	lengte > 5 µm	ACGIH (1985)		
		10	0,25				
		0,1*	8				
		0,5*	0,25				
	amosiet	0,5	8	TLV			
	chrysotiel	2*	8				
	crocidoliet	0,2*	8				
	andere soorten	2*	8				
	Duitsland	asbest	1	8		TRK	KPADF (1987)
		asbesthoudend		8			
Engeland	fijne stof	2,0 (mg.m ⁻³)	8	1: d≥ 3:1	Zielhuis (1977)		
	chrysotiel,	2,0	4	1>5 µm			
	amosiet en vezelige antho- fylliet			1: d≥ 3:1			
		12	0,25				
	crocidoliet	0,2	0,25				
	crocidoliet	0,2*	4				
	chrysotiel	1*	4				
	amosiet	0,5	4				

* aanbevelingen

** MAC-waarde in verhouding van de samenstelling crocidoliet: andere soorten in het mengsel

Buitenlucht

In tabel 1.7. worden enkele normen gegeven voor de asbestconcentratie in de buitenlucht.

Tabel 1.7. Milieukwaliteitseisen voor de buitenlucht, in mg.m^{-3}

Land	Norm	Bijzonderheden	Referenties
VS (voorstel)	0,00003	maandgemiddelde	Bruckman en Rubino (1975)
USSR	0,15	daggemiddelde	Zielhuis (1977)
	0,5	max. concentratie in stofmonster	

De concentratie van het asbest, dat tijdens het gebruik van asbest (productie van ruw asbest en vervaardiging in industriële afwerking van een aantal produkten) via lozingskanalen in de lucht wordt geëmitteerd, mag de grenswaarde van $0,1 \text{ mg per m}^3$ afvalgas niet overschrijden. Voor installaties met minder dan 5000 m^3 afvalgas per uur dient de uitworp van asbest bij normale bedrijfsomstandigheden nooit meer dan $0,5 \text{ g asbest per uur}$ te bedragen (EG, 1987).

1.2.4. Produkten en afvalstoffen

Asbestbevattende artikelen, met uitzondering van halffabrikaten, mogen slechts asbestvezels bevatten die ieder voor zich blijvend hecht gebonden zijn. Als hechtgebonden worden asbestbevattende artikelen beschouwd die, bepaald volgens een vastgestelde onderzoekingsmethode, een kwaliteitsfactor hebben van 0,35 of meer. Deze artikelen moeten zijn voorzien van één of meer aanduidingen waaruit de aanwezigheid van asbest en de in acht te nemen voorzorgsmaatregelen duidelijk blijken (Warenwet, 1983).

Speelgoed mag niet geheel of gedeeltelijk bestaan uit asbest (Warenwet, 1985). Het is verboden asbest danwel asbesthoudende stoffen of produkten te verspuiten (ARBO, 1977). Volgens de Wet Chemische Afvalstoffen (WCA, 1977) wordt afval als chemisch afval aangemerkt als de concentratie aan asbest

groter is dan 25 g. kg^{-1} .

In een richtlijn van de EG (1985) worden produkten aangegeven waarvan het op de markt brengen en het gebruik daarvan is verboden. Hieronder vallen o.m. speelgoed, verf en vernis, en materialen of preparaten bestemd om door spuiten of verstuiven te worden aangebracht.

Asbest is opgenomen in de lijst van toxische en gevaarlijke afvalstoffen van de EG, waarvoor een richtlijn geldt m.b.t. ophalen, sorteren, vervoeren en behandelen (EG, 1978).

Talk, dat als antiklontermiddel is toegestaan, kan soms actinoliet als natuurlijke verontreiniging bevatten. Het gebruik van talk is gelimiteerd (Staarink en Hakkenbrak, 1982; 1985).

2. PRODUKTIE, TOEPASSINGEN, BRONNEN EN EMISSIES

2.1. PRODUKTIE EN TOEPASSINGEN

2.1.1. Productie

De wereldproductie van ruwe asbest bedroeg in 1979 en 1980 bijna 5 miljoen ton en bedraagt sedert 1982 bijna 4 miljoen ton. De belangrijkste producerende landen zijn USSR (ca. 50% van de wereldproductie), Canada (ca. 20%) en Zuid Afrika (ca. 5%). De stabiele productie sedert 1982 en daarmee dus het gelijkblijvend verbruik, komt in belangrijke mate door het toenemende verbruik in de zich ontwikkelende industrielanden. In Europa, de VS en Japan neemt het gebruik van asbest af. Het totale verbruik in Nederland is daarvan een gering deel. In 1982 werd ruim 5 kton als ruwe asbest geïmporteerd. De netto import van asbest (inclusief asbest in produkten en minus het weer geëxporteerde asbest in produkten) was 15,6 kton.

2.1.2. Toepassingen

Op grond van de thermische stabiliteit, de grote chemische resistentie, het electrisch isolerend karakter en de hoge treksterkte is asbestvezel een veelvuldig toegepast produkt. Het is en wordt specifiek toegepast voor versteviging in produkten als asbestcement, remvoeringen, vloerbedekking, kitten, betonlijmen, verven, dakbedekkingsbitumen enz. Het is ideaal voor materialen ter bescherming tegen hitte in brandisolatie (o.a. spuitisolatie) en in kleding voor hoge temperatuur. Door de nu bekende bezwaren van asbest en de daaruit volgende wettelijke maatregelen, is het aantal toepassingen drastisch verminderd. Ook het totaal verbruik is afgenomen. Op het moment wordt asbest alleen nog gebruikt in een beperkt aantal produkten. Sinds 1977 is het gebruik van crocidoliet in Nederland, zowel in zuivere vorm als in produkten, verboden. Daarnaast is het verboden spuit-asbest-

lagen aan te brengen waardoor ook amosiet niet meer wordt toegepast. Voor toepassing van asbestcementbuizen waarin crocidoliet zit, is tot eind 1985 nog een ontheffing verleend, om bestaande voorraden te kunnen gebruiken. De situatie in 1986 is dat het grootste deel van het nog gebruikte asbest wordt toegepast in de bouw, met name in asbestcementplaten voor dakbedekking, gevelelementen, binnenspouwafdekking, e.d., en in drinkwater- en afvalwater(pers)leidingen. Een andere belangrijke resterende toepassing is in rem- en frictiematerialen (voornamelijk in remmen voor voertuigen). Een toepassing van relatief gering belang is die in afdichtingsmateriaal voor de petrochemische industrie. Toepassing als isolatie in elektrische apparaten en als versterking in voor de bouw gebruikte hulpmaterialen als kitten, lijmen en coatings is praktisch geheel gestaakt. Tot ca. 1978 werden alle hiervoor genoemde produkten ook in Nederland geproduceerd of geïmporteerd. Als resultaat van het Asbestbesluit is in Nederland de verwerking van ruwe asbest sterk afgenomen. De produktie-vermindering is waarschijnlijk mede veroorzaakt door de economische recessie, voor de overige produkten is de vermindering het gevolg van overschakelen op produkten zonder asbest. De produktie van met asbestvezel versterkte vloerbedekking en de produktie van asbestpapier, karton en produkten voor isolatie en afdichting met asbest is na 1982 gestaakt. De produktie van asbestcementleidingen is naar het buitenland verplaatst. Spuitisolatie wordt sinds 1978 niet meer toegepast. De vermindering van de toepassing van ruwe asbest en asbesthoudende produkten en vooral het stoppen van de produktie van met asbestvezel versterkte vloerbedekking komt het meest duidelijk tot uiting in de vermindering van de import (tabel 2.1.).

Tabel 2.1. Netto import cijfers van 1976 - 1985, in kton per jaar
(CBS, 1986)

Jaar	Ruwe asbest	Asbest aandeel in asbestcement	Asbest aandeel in overige produkten	Netto totaal import van asbest
1976	49,4	15,3	-20,3 *	44,4
1977	39,0	14,9	-17,0 *	36,9
1978	41,4	14,5	-16,5 *	39,3
1979	28,2	16,1	- 9,9 *	34,4
1980	18,7	19,0	- 7,1 *	30,5
1981	9,7	9,4	- 0,8 *	18,3
1982	5,0	9,8	0,8	15,6
1983	5,5	11,5	0,5	17,5
1984	8,1	11,1	1,0	20,2
1985	5,6	9,6	1,3	16,5

* export, voornamelijk van asbestpapier, -vilt en -karton met rubber, o.a. verwerkt in vloerbedekking

Indicatief is dat de import van ruwe asbest procentueel veel sterker is gedaald dan de netto totaal import. Er is een sterke relatieve verschuiving van eigen produktie naar import opgetreden onder invloed van de eerder genoemde wettelijke maatregelen. Ook het aantal bedrijven dat asbest importeert, verwerkt of op grote schaal asbesthoudende produkten levert, is afgenomen.

Tabel 2.2. geeft een overzicht van verwerking en toepassing van asbestvezels en asbesthoudende materialen in Nederland in 1982. Daaruit blijkt dat de asbestcementprodukten zowel naar totaal produktvolume als naar asbestvezelgebruik de belangrijkste produktgroep vormen.

De tabellen 2.3. en 2.4. geven een opsplitsing voor de belangrijkste produktgroepen asbestcement en remmaterialen.

Tabel 2.2. Produktie en binnenlandse afzet van asbesthoudende produkten in 1982 in kton per jaar (DHV, 1984)

	Produktie in Nederland	Netto invoer	Totaal verbruik in Nederland	Aandeel in totaal asbest verbruik
Categorie	Produkt/ Asbest	Produkt/ Asbest	Produkt/ Asbest	%
- Asbest cementpro- dukten	47,5 / 4,5	71,4 / 8,9	118,9 / 13,4	82,7
- Rem- en frictie- materialen	2,6 / 0,97	0,36/ 0,16	2,9 / 1,05	6,4
- Isolatie-, pakking- afdichtingsmateriaal (weefsel, papier, karton, vilt met of zonder rubber)	0,73/ 0,66 *	0,34/ 0,24	1,07/ 0,09	5,4
- Bitumen produkten, kitten, lijmen, coatings	13,4 / 0,40	2,7 / 0,31**	16,1 / 0,71	4,3
- Vloerbedekking (op rol, tegels)	- / -	1,05/ 0,17****	1,05/ 0,17	1,0
- Electrolysediafrag- ma's	0,03 / 0,03	- / -	0,03/ 0,03	0,2
- Vloeistoffilters	- / -	0,002/ 0,0004	0,002/ 0,0004	-
Totaal	6,50 ***	9,78	16,26	100

* na 1982 is produktie in Nederland gestopt

** geschat

*** wijkt af van netto import schatting genoemd in tabel 2.1. door interen op voorraad asbestvezels bij de primaire verwerkers

**** 0,4 kton per jaar is binnenlandse produktie op basis van geïmporteerd asbestvilt met rubber

Tabel 2.3. Verbruik van asbestcementprodukten in Nederland in 1982 (DHV, 1984)

Produkt	Verbruik ₁ (kton.j ⁻¹)	Aandeel totaal verbruik (%)	Toepassingsgebied
- Golfplaten	59,3	50	buiten
- Leien	0,3	< 1	buiten
- Platen	28,0	24	60-65% binnen (o.a. binnenspouw) 35-40% buiten o.a. gevelbekleding)
- Buizen	24,2	20	30-35% riolering
- Overige	7,1	6	65-79% drinkwater bakken, luchtkanalen
Totaal	118,9	100	

Tabel 2.4. Produktie en netto import van remvoeringen, remblokjes en frictiematerialen in 1982 (DHV, 1984)

Produkt	Produktie (kton.j ⁻¹)	Netto import (kton.j ⁻¹)	Asbest- deel (%)	Asbest accumulatie (kton.j ⁻¹)
- Schijfremblokjes	1,6	- 0,48	35	0,39
- Remvoeringen en koppelingsplaten	1,0	0,70	35	0,6
- Industrieel frictie- materiaal	-	0,15	55	0,08
Totaal	2,6	0,37		1,07

2.1.3. Verbruik en accumulatie

Op basis van bekende import-export statistieken (CBS, 1986) kan worden berekend dat sinds 1920 in Nederland 1250 kton aan asbest voor binnenlands gebruik is toegepast. Uit schattingen (De Vos, 1981) blijkt dat in gebouwen ca. 500 kton asbest is vastgelegd. In buizen zit ca. 150 kton en in de overige toepassingen (met een relatief korte levensduur) enkele ktonnen (tabel 2.5.).

Dit betekent, dat ca. 600 kton asbest reeds als afval is gestort, het grootste deel als bouw- en sloopafval. Daarnaast zal een niet onaanzienlijke hoeveelheid afval direct bij de produktie en verwerking van ruw asbest zijn ontstaan, nl. 5-10% van de totale verwerkte hoeveelheid van ca. 650 kton. Dit percentage zal in het verleden waarschijnlijk 10% of hoger zijn geweest.

Tabel 2.6. geeft een overzicht van de accumulatie van asbest.

Tabel 2.5. Asbesthoudende materialen aanwezig in gebouwen (De Vos, 1981) en leidingen voor afvalwaterpersleidingen en drinkwaterdistributie-netten (KIWA, 1986)

Produkt	Hoeveelheid (kton)	Asbestdeel (kton)
<u>Vastgelegd in gebouwen:</u>		
- asbestcement golfplaten	2.544	254
- asbestcement vlakke platen	1.504	203
- asbestcement overige produkten	561	98
- vinylasbest vloerbedekking (ca. 10^6 m^2)	3	1
- vinyl op schuim en asbestpapier ($7-10 \cdot 10^6 \text{ m}^2$)	21	1
- isolatieprodukten incl. spuitlagen	ca. 5	4
- vulmiddelen en wapening *	ca. 300	15
<u>Vastgelegd in leidingen:</u>		
- drinkwater leidingen	890 **	156
- afvalwater persleidingen	62,5 ***	11
Totaal		743

* aangenomen dat een klein deel vilt, karton en papier is met een hoog asbestgehalte (90%) en het grootste deel dakbitumen, kitten, lijmen, verven e.d. met een gemiddeld laag asbestgehalte (3%)

** per 1983 (KIWA, 1986)

*** geschat

Tabel 2.6. Totaal aanwezige hoeveelheid asbest in Nederland in 1982, in kton

Totaal binnenlands verbruik sinds 1920:	1.250
<u>Vastgelegd in:</u>	
- gebouwen	576
- asbestcement leidingen	167
- overige produkten	ca. 5
	750
<u>Reeds gestort als:</u>	
- productie- en verwerkingsafval	65
- bouw- en sloopafval	420
- overig afval *	110
	595

* Op basis van een verdeling van 90% toepassingen in asbestcement en 10% in vorige produkten met een relatief korte levensduur.

Van het nog in langdurige toepassingen aanwezige asbest is ca. 20 kton crocidoliet (voornamelijk in asbestcement drukleiding) en ca. 4 kton amosiet (voornamelijk in spuit-isolatie).

2.2. BRONNEN EN EMISSIES

2.2.1. Natuurlijke bronnen

Asbesthoudend gesteente komt vrij algemeen voor in Europa. Een grote dagbouwmine bevindt zich in Balangero (Italië) (Lanting en Den Boeft, 1979). In Nederland komt asbesthoudend gesteente echter niet voor (Den Boeft en Lanting, 1981). Daar asbestvezels zowel via lucht als via water over aanzienlijke afstanden getransporteerd kunnen worden is het niet uitgesloten dat in Nederland natuurlijke bronnen in een zeer geringe mate bijdragen aan concentratieniveaus in lucht en water. Kwantificering van de grootte is niet goed mogelijk.

2.2.2. Primaire emissies

Emissies van asbest naar bodem, water en lucht treden op in alle stadia van de levensloop van een asbesthoudend produkt. Deze produkten verschillen onderling zeer sterk in de wijze waarop het asbest erin wordt verwerkt, in de wijze waarop het erin is gebonden en in de aard van de toepassing. Het is daarom zinvol de emissies per produkt in de achtereenvolgende gebruiksfasen te bezien.

De emissiefactoren in de hierna volgende paragrafen zijn geschat aan de hand van literatuurwaarden of, als deze niet aanwezig waren, op basis van vergelijking, rekening houdend met de mate van binding van het asbest en eventueel bekende deeltjesconcentratie rond een dergelijk bron. Een andere basis voor emissiefactoren is de levensduur van een produkt en verwachte slijtage. Beide zijn zeer afhankelijk van de toepassing van het produkt en de condities waaronder. Schattingen geven dan ook niet meer dan een grove indicatie van de te verwachten emissies. De emissiefactoren gaan uit van gewichtspercentages. Over de soort asbest en de vorm van de asbest, gebon-

den of in grove of fijne vezels, is door het ontbreken van (meet) gegevens geen uitspraak te doen.

Asbestcement

- Produktie

Vast afval ontstaat bij het op maat zagen, door fouten in de produktie en uit het in de doekfilters afgevangen stof. Het totale vaste afvalvolume is 2,5 kton per jaar waarvan 1,5 kton wordt gerecirculeerd. Het asbestaandeel in dit afval is 9% of te wel 90 ton.

Daarnaast is er afval in de vorm van slib uit de bezinkputten. In deze putten wordt ook asbestcementpap gestort dat door storingen in het proces niet verwerkt kan worden. Het gaat om 10 kton slib per jaar, met ca. 10% vast stof waarin zich 10% asbest bevindt (Van der Ven, 1984). Met dit afval wordt jaarlijks zo'n 100 ton asbest afgevoerd.

Emissies naar water treden op vanwege het bij de zeven onttrokken water. Ook bedrijfswater uit andere bronnen bevat in geringe mate asbest. De emissie in 1982 was 350 kg per jaar. Dit is inmiddels gereduceerd tot minder dan 10 g per jaar als gevolg van praktisch volledige recirculatie van het proceswater (opgave volgens producent).

Emissies naar de lucht treden alleen nog op bij het op maat snijden van de geproduceerde platen. De totale emissie naar lucht is 0,3 kg per jaar (opgave producent). De emissiefactor is hierbij minder dan $0,1 \text{ g.ton}^{-1}$.

- Verwerking

Bij de verwerking van asbestcement ontstaat afval door breuk, niet meer bruikbaar materiaal en stof uit de doekfilters (ca. 5% van dat deel van het asbestcement dat nog een voorbewerking behoeft). Met name tijdens het op maat maken van platen, het boren en frezen van gaten zal emissie naar de lucht optreden.

Voor de berekening van de emissies zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd. Veelal worden asbestcementprodukten vooraf in een centrale werkplaats op maat gemaakt; slechts ca. 20% van de bewerkingen zal op locatie gebeuren. Bij verwerking in toeleverende bedrijven zal een afzuiging met filterinstallatie aanwezig zijn, bij de verwerking op de bouwlocatie niet. Geschat wordt dat 15% van het asbestcement (14,5 kton, met 12,5% asbest) nog op locatie zal worden bewerkt. Zonder filter zal de emissie 1 kg stof per ton bewerkt asbestcement zijn, met filter 1 g per ton. Het gevormde stof wordt daarbij in het filter afgevangen en is dan vast afval. Door 5% verlies ontstaat 725 ton vast afval asbestcement, dat ca. 90 ton asbest bevat. Emissies naar de lucht in de verwerkingsbedrijven bedragen ca. 0,2 kg en op locatie 55 kg asbest per jaar. Het afgevangen stof bevat 0,2 ton asbest.

- Gebruik

Tijdens het gebruik van asbestcement in de vorm van platen, leidingen, dakbedekking, zullen door verwerking, erosie of slijtage vezels vrijkomen. Metingen geven aan dat van nieuw materiaal tot een factor 10 meer vezels vrijkomen dan van oud materiaal (Lanting en Den Boeft, 1979; Spurny et al., 1980). Regenwater afkomstig van nieuw dakmateriaal zal dan ook meer vezels bevatten dan regenwater dat afstroomt van oudere daken. Dit asbest zal voor een deel via riolen worden afgevoerd en voor een deel in de bodem terecht komen. Er is aangenomen dat door wind, erosie, belopen van daken en door verstuiwen van vezels uit opgedroogd regenwater een emissie naar de lucht optreedt in dezelfde orde van grootte als door afspoeling.

Geschat wordt dat ca. 75 kton asbestcement per jaar nieuw buiten wordt toegepast (ca. $7,5 \times 10^6 \text{ m}^2$). Het in de loop van de jaren geaccumuleerd oppervlak in buiten-toepassing is $360 \times 10^6 \text{ m}^2$, hetgeen jaarlijks een emissie oplevert van 60 kg door afspoeling en van 60 kg door verstuiwing.

Van het drinkwaterleidingnet bestaat ca. 40% (35.600 km) uit asbestcementleidingen. Drinkwater bevat gemiddeld $0,2-2 \times 10^6$ vezels.l⁻¹ (Commins, 1984). In de literatuur wordt aangenomen dat slechts een deel daarvan uit de leidingen afkomstig is. Dit wijst op een asbestvezelafgifte van leidingen in dezelfde orde van grootte als van asbest platen en dakbedekking. De totale lengte van asbestcement afvalwaterpersleidingen in Nederland is minder dan 2.500 km. Aannemende dat door verwerking een gelijke hoeveelheid vezels vrijkomt als bij drinkwaterleidingen, is de bijdrage hiervan aan de emissie naar water zeer gering.

Opgemerkt moet worden dat onder voor cement corrosieve omstandigheden, met name een zuur milieu, een veel grotere emissie van vezels kan optreden. Dit zal in Nederland praktisch niet voorkomen.

- Verwijdering en sloop

Asbestcement, toegepast in duurzame toepassingen, woningbouw en leidingen zal bij sloop of renovatie als afval vrijkomen. Hergebruik van dit materiaal vindt niet plaats. Een emissie naar de lucht en eventueel naar het water, treedt op door hanteren en breken van het materiaal op de sloopplaats. De levensduur van woningen en van leidingen wordt geschat op 50 jaar of meer. Verder is aangenomen dat vanaf 1940 ca. 80% van het asbest in de bouw is toegepast. Op basis daarvan wordt door SVA (1978) geschat dat in 1982 ca. 1,6 kton asbest via asbest-cementafval in bouw- en sloopaafval zit, in het jaar 2000 ca. 5 kton en vanaf 2030 het asbest in deze afvalstroom jaarlijks zelfs ca. 25 kton zal zijn. De totale afvalstroom asbestcement zal dan als gevolg van sloop en renovatie van gebouwen, leidingen, enz., ca. 200 kton per jaar zijn.

De hoeveelheid stof die vrijkomt bij het slopen van asbestcement wordt geschat op 1 kg per ton. Een deel hiervan zal daadwerkelijk als stofemissie in de lucht terecht komen (ca. 0,1 kg per ton); voor 1982 is een emissie

van ca. 155 kg asbest geschat. Deze schatting is niet gebaseerd op meetgegevens en de feitelijke emissie zou wel een factor 10 hoger of lager kunnen zijn. Ook de hoedanigheid van de emissie en de verdeling over vrije en gebonden asbestvezels is onbekend. Voorlopig wordt een emissie van 200 kg per jaar aangehouden.

- Puinbreken

Een deel van het bouw- en sloopafval, dat overigens ook materiaal van opgebroken wegen omvat, wordt verkleind en gezeefd. Dit materiaal wordt weer in wegfundering en soms in beton verwerkt. In totaal zijn er in Nederland 63 puinbrekerinstallaties die jaarlijks ca. 3.400 kton puin verwerken; dat is ca. 55% van alle bouw- en sloopafval. Daarbij komt 1-4 kg per ton aan zeer fijn stof vrij (DHV, 1985). Een deel daarvan, geschat op 0,1 kg per ton, zal daadwerkelijk als stofemissie naar de lucht vrijkomen, ervan uitgaande dat het puin nat wordt gehouden.

In principe wordt alleen niet-"verontreinigd" puin verwerkt. Er vindt meestal bij de bron een voorsortering plaats. In hoeverre dat invloed heeft op het voorkomen van asbestcement in het te breken materiaal is onbekend. Als de samenstelling van het vrijkomende stof een gemiddelde is over het geheel van het bouw- en sloopafval (dus 240 g per ton) wordt de asbestemissie naar lucht in totaal op ca. 80 kg per jaar geschat.

- Samenvatting emissies asbestcement

De emissies die optreden door de produktie en het gebruik van asbestcement zijn geïnventariseerd in tabel 2.7.

Tabel 2.7. Overzicht van de geschatte hoeveelheid asbest in emissies en afval vanwege asbestcement in Nederland in 1982

Bron	E m i s s i e s				
	Lucht (kg.j ⁻¹)	Water (kg.j ⁻¹)	Afval (ton.j ⁻¹)	In afval (%)	Totaal vast afval (ton.j ⁻¹)
<u>Productie</u>					
-doekfilters + verlies	0,3		90	9	1.000
-waterzuivering		350*	100	1	10.000
<u>Primaire verwerking</u>					
-doekfilters (bedrijven)	0,2		0,2	12,5	1,5
-op locatie	55		-		-
-verlies			90	12,5	725 **
<u>Verwerking</u>					
-bouwmaterialen	60	60	-		
-leidingen	-	<0,05	-		
<u>Sloop/vervanging</u>					
-gebouwen	200 ***		1.560***	-	-
-drinkwaterleidingen	3 ***		300***	17,5	1.700***
-afvalwaterleidingen	0,3***		25***	17,5	145***
<u>Puinbreken</u>	80	n.b.	-		
Totaal	710	410	2.800		

* inmiddels teruggebracht tot 10 g per jaar

** komt merendeels in het bouw- en sloofafval terecht

*** kan in de komende 50 jaar sterk toenemen

Remvoeringen, remblokjes en frictiemateriaal

- Productie

Bij de productie van remblokjes worden asbestvezels gemengd met kunststoffen. Dit mengsel wordt op stalen plaatjes geperst en daarop uitgehard. Na deze harding worden de onderdelen bewerkt. De belangrijkste emissiepunten naar de lucht zijn het loswerken van de aangevoerde vezel uit de verpakkingen en het mengen met de harscomponenten. Bij het slijpen en boren zullen slechts zeer geringe hoeveelheden vezels vrijkomen.

Bij de productie van frictiematerialen voor koppelingen wordt uitgegaan van asbest-siliconengarens. Deze worden gedrenkt in mengsels van kunsthars, metaalpoeders en rubber. Dit wordt gewikkeld, geperst en ge vulcaniseerd. Ook hier vindt nadien slijpen en boren plaats. Vast afval wordt gevormd

door afgekeurde produkten, afgevangen stof en frees-, slijp- en zaagresten. Dit produktieafval is ca. 12,5% (Lanting en Den Boeft, 1979), hetgeen in 1982 320 ton afval opleverde met ca. 110 ton asbest.

De belangrijkste emissiebron naar de lucht is het afwikkelen van het asbestgaren en de nabewerkingen bij de produktie van bovengenoemde materialen: een emissie van ca. 300 kg per jaar.

- Gebruik en onderhoud

Asbestvezels kunnen vrijkomen door slijtage bij het gebruik van frictie- en remmateriaal. Het Nederlandse wagenpark is verreweg de belangrijkste bron van deze emissie. De geschatte totale emissie van remvoeringen en frictiematerialen is ca. 1.250 ton per jaar (DHV, 1984). Onder de bij afslijting optredende condities blijkt, afhankelijk van de snelheid waarbij wordt geremd, het asbest te ontleden. Rödelesperger et al. (1985) geven aan dat het vrijkomende stof gemiddeld 0,25% asbest bevat. Dat betekent dat jaarlijks ca. 3.125 kg asbest vrijkomt, bestaande uit korte en dunne chrysotielvezels (lengte/diameter verhouding gemiddeld 23). Een deel van dit asbest komt direct op de weg, een deel blijft in de remvoering achter en een deel komt als emissie naar de lucht vrij. Op basis van immissiemetingen wordt de emissie naar de lucht geschat op 600 kg per jaar (Lanting en Den Boeft, 1979). Het restant (ca. 2.500 kg per jaar) zal voornamelijk bij onderhoud aan de remmen vrijkomen. Aan te nemen valt dat onderhoud veelal zonder speciale voorzieningen plaatsvindt. Slechts bij een beperkt aantal grote onderhoudswerkplaatsten zijn afzuiginstallaties geplaatst. Een deel van dit remstof is relatief grof en zal niet verstuiven. Aangenomen wordt dat ca. 10% stof is en naar de lucht wordt geëmitteerd (250 kg per jaar). Het overige in de werkruimtes liggende asbeststof (ca. 2 kg per jaar) zal met het overige garage-afval worden afgevoerd.

- Vervanging

Versleten rem- en frictiemateriaal wordt vervangen. De totale jaarlijkse vrijkomende hoeveelheid afval zal gelijk zijn aan de som van produktie en netto import minus de slijtage. Vervanging vindt plaats na een slijtage van ca. 60%. Dit levert jaarlijks 1.140 ton afval met ca. 400 ton asbest op. Het asbest in dit afval is zeer sterk gebonden zodat emissies naar de lucht tengevolge van het hanteren van het materiaal bij vervanging niet van belang zijn. De emissie tengevolge van opgehoopte remstof is meegenomen in de schatting van de stofemissie door gebruik en onderhoud.

- Samenvatting emissies rem- en frictiemateriaal

De emissies die optreden ten gevolge van de produktie en het gebruik van asbesthoudend rem- en frictiemateriaal zijn geïnventariseerd in tabel 2.8.

Tabel 2.8. Overzicht van de geschatte hoeveelheid asbest in emissies en afval vanwege asbesthoudend rem- en frictiemateriaal in Nederland in 1982

Bron	E m i s s i e s				
	Lucht (kg.j ⁻¹)	Water (kg.j ⁻¹)	Afval (ton.j ⁻¹)	In afval (%)	Totaal vast afval (ton.j ⁻¹)
<u>Produktie</u>	300	-	110	ca.35	320
<u>Gebruik</u>					
-op de weg	600	-	-		
-in garages	250	-	2	0,25	n.b.
<u>Vervanging</u>					
-afval	-	-	400	ca.35	1.140 *
Totaal	1.150	-	512		

* zal in veel grotere afvalstroom terecht komen

Isolatie-, pakking- en afdichtingsmateriaal

- produktie

In 1982 werd in Nederland alleen nog asbestvilt en -papier geproduceerd; na 1982 is deze produktie gestopt.

- Verwerking

Asbestpapier, karton, vilt e.d. worden zowel direct toegepast als verwerkt in andere produkten, zoals in pakkingen. Ook asbestkoord en vlechtmateriaal worden toegepast voor afdichting en isolatie. Het asbestgehalte in deze produkten varieert tussen de 50 en 90%. Afval ontstaat door op maat knippen, in vorm stansen en verwerkingsfouten en kan voor de verschillende toepassingen variëren tussen de 5 en 30%. Ook de binding in de produkten is zeer variabel en daarmee ook de emissie naar de lucht, welke naar schatting tussen de 0,1 en 0,01 kg per ton bedraagt.

- Onderhoud en sloop

Aangenomen wordt dat nauwelijks uitbreiding van de toepassing van deze materialen plaatsvindt. Het afval dat ontstaat door onderhoud en vervangen van pakkingen e.d. is daarmee gelijk te stellen aan de netto import en produktie samen.

- Samenvatting isolatie en pakkingsmaterialen

De emissies die optreden ten gevolge van de produktie en het gebruik van asbesthoudende isolatie en pakkingsmaterialen zijn geïnventariseerd in tabel 2.9.

Tabel 2.9. Overzicht van de geschatte hoeveelheid asbest in emissies en afval vanwege asbesthoudend isolatie- en pakkingsmateriaal in Nederland in 1982

Bron	E m i s s i e s				
	Lucht (kg.j ⁻¹)	Water (kg.j ⁻¹)	Afval (ton.j ⁻¹)	In afval (%)	Totaal vast afval (ton.j ⁻¹)
<u>Productie *</u>					
-doekfilters	20	-	2	80	3
-waterzuivering	-	200	7	5	140
-verlies	-	-	50	80	62
<u>Verwerking</u>					
-scrap	-	-	150	80	190
-filters	54	-	5	80	6
<u>Vervanging/sloop</u>	54	-	800	70	1.150 **
Totaal	128	200	1.014		

* na 1982 gestopt

** zal in een veel grotere afvalstroom terecht komen

Asbesthoudende bitumen, coatings, kitten, betonlijmen

- Productie

Bij de productie wordt asbest los gemaakt en gemengd met bitumen en vulstoffen. Emissies naar de lucht treden op bij het los maken van het asbest en bij het mengen. Door genomen maatregelen is de emissie beperkt.

Vast afval wordt gevormd door een kleine hoeveelheid produktieverlies (1%) en het in de filters afgevangen stof (0,1 kg per ton). De emissiefactor voor emissie naar lucht (na een filter) is 0,001 kg per ton (ERL, 1982). Dit is mede zo laag door de lage concentratie in het produkt en de sterke binding.

- Verwerking

Vast afval wordt gevormd door resten produkt in blikken e.d. De hoeveelheid afval (resten en door verwerkingsfouten) wordt geschat op 5%. Door de lage concentratie en sterke binding zal de emissie naar de lucht bij toepassen van de produkten gering zijn (0,01 kg per ton).

- Gebruik

Door de sterke binding en de lage concentratie zal de emissie van asbestvezels ten gevolge van slijtage en verwerking zeer gering zijn.

- Sloop

Het belangrijkste deel van het asbest zit in bitumen voor daken. De levensduur daarvan zal ca. 15 jaar zijn. Ook voor de toepassing in tegellijmen zal dat het geval zijn. Betonlijmen zullen waarschijnlijk nog veel langer meegaan. Op basis van de huidige hoeveelheden in bestaande gebouwen (tabel 2.5.) ontstaat jaarlijks een afvalstroom van ca. 600 ton asbest. De emissie naar de lucht ten gevolge van het slopen is gering, naar schatting 0,01 kg per ton.

- Samenvatting kitten, bitumen e.d.

De emissies die optreden door de produktie en het gebruik van asbesthoudende kitten, bitumen e.d. zijn geïnventariseerd in tabel 2.10.

Tabel 2.10. Overzicht van de geschatte hoeveelheid asbest in emissies en afval vanwege asbesthoudende kitten, bitumen e.d. in Nederland in 1982

Bron	E m i s s i e s				
	Lucht	Water	Afval	In afval	Totaal vast afval
	(kg.j ⁻¹)	(kg.j ⁻¹)	(ton.j ⁻¹)	(%)	(ton.j ⁻¹)
Produktie*), verlies			3	3	100
filters	0,3	-	0,3	3	10
Verwerking	7	-	35	ca. 3	1.150
Afbraak	6	-	600	gering	**)
Totaal	13,3	-	638		

*) belangrijk deel in bitumen voor daken

**) komt voor een deel in bouw- en sloopafval terecht

Vloerbedekking

- Produktie en verbruik

Het betreft twee typen vloerbedekking: vloerbedekking op een rol met een

asbestpapier/-vilt ondergrond en asbest bevattende vinyltegels. De tegels worden geïmporteerd. De linoleum vloerbedekking op asbest werd tot 1983 nog wel in Nederland geproduceerd. Het produktieproces ging uit van elders geproduceerd asbestvilt. Beide typen vloerbedekking droegen ca. 170 ton asbest bij aan het totaal verbruik in Nederland.

- Verwerking

Het totale jaarlijks gelegde oppervlak aan asbesthoudende vloerbedekking was in 1982 ca. 160.000 m² vloerbedekking op vilt en ca. 227.500 m² vinylasbesttegels. Bij het leggen komt met name bij het type met een asbestvilt-onderlaag enige asbest vrij. De feitelijke emissie naar de lucht wordt geschat op 0,001 kg per ton voor vinyltegels en 0,1 kg per ton voor vloerbedekking op vilt. Vast afval ontstaat door verlies bij het op maat knippen, e.d. Bij vloerbedekking op de rol is dat meer dan bij tegels (geschat op resp. 5 en 1%).

- Gebruik

Het huidige oppervlak aan in gebouwen gelegd asbesthoudende vloerbedekking is 7 tot 10 miljoen m² aan vloerbedekking op vilt en ca. 1 miljoen m² aan vinylasbesttegels (tabel 2.5.). Emissies treden op door slijtage en beschadiging. Uitgegaan wordt van een gemiddelde afslijting van 1% in 10 jaar tijd. Het grootste deel van het vrijkomende materiaal zal op de grond blijven liggen. Een deel daarvan zal als droge stof worden afgevoerd en een deel komt door nat reinigen als verontreiniging in het water (50% elk). De emissie naar de lucht is geschat op 0,1% van het vrijkomende materiaal.

- Vervanging en sloop

Vloerbedekking op vilt heeft een kortere levensduur dan vinylasbesttegels. Voor de eerste kan een periode van 10 jaar als gemiddelde worden aangenomen, voor tegels 20 jaar. Bij de huidige geaccumuleerde hoeveelheid vloerbedekking zou dat ca. 1150 ton afval per jaar zijn. Zoals ook voor asbest-

cement geldt, zal dat niveau pas over enige jaren worden bereikt.

De afvalstroom was in 1982 ca. 170 ton. Een belangrijk deel van dit afval zal in het huisvuil terecht komen, een deel bij het bouw- en sloopafval. Bij het verwijderen zal een relatief grote emissie naar de lucht kunnen optreden van geaccumuleerd stof en van stof dat ontstaat bij het schoon-slijpen van vloeren met restanten van aangehechte vloerbedekking (ca. 0,05 kg per ton gemiddeld voor alle typen vloerbedekking).

- Samenvatting vloerbedekking

De emissies die optreden door de produktie en het gebruik van asbesthoudende vloerbedekking zijn geïnventariseerd in tabel 2.11.

Tabel 2.11. Overzicht van de geschatte hoerveelheid asbest in emissies en afval vanwege asbesthoudende vloerbedekking in 1982

Bron	E m i s s i e s				
	Lucht	Water	Afval	In afval	Totaal vast afval
	(kg.j ⁻¹)	(kg.j ⁻¹)	(ton.j ⁻¹)	(%)	(ton.j ⁻¹)
Produktie *					
- afval			7	8	9,0
- doekfilter	1		1	8	12
Verwerking	3,5		3	ca. 15	20
Gebruik	2	900	1	gering	**
Sloop	8,5		170	ca. 15	
Totaal	15	900	182		

* na 1982 sterk teruggelopen, nu gestopt

** komt deels in grote afvalstromen terecht (bouw- en sloopafval)

Electrolyse diafragma's

Bij de chloorbereiding door middel van electrolyse wordt een diafragma toegepast, die bestaat uit asbest op een holle geperforeerde kathode. In Nederland vindt het diafragma-electrolyse-proces op één locatie plaats.

Emissies treden op bij verschillende stappen in het proces van kathode-

vernieuwing: stof bij het mengen, vezels in het afvalwater, en vast afval door het verwijderen van resten asbest uit de verbruikte slurrie. Daarnaast vormt het oude diafragma een af te voeren vast afval. In 1982 was het totaal vast afval 30 ton, de emissie naar het water 1.200 kg en naar de lucht ca. 250 g. Deze emissies zijn inmiddels verlaagd: in 1986 werd er nog 22 ton vast afval geproduceerd en 240 kg asbest naar het water en 50 g naar de lucht geëmitteerd.

Vloeistoffilters

Bij het filtreren van vloeistoffen in de levensmiddelen- en farmaceutische industrie ter verwijdering van pathogene organismen worden speciale filters toegepast. Een specifiek type is van met asbestvezels versterkte cellulose. Daaruit kunnen bij gebruik asbestvezels vrijkomen. De geschatte emissie van asbest naar de gefiltreerde vloeistoffen is 0,01% (Spurny et al., 1981) (0,044 kg per jaar), dat uiteindelijk ook in het milieu terecht zal komen. Ten gevolge van plaatsen en schoonmaken zal een slechts minimale emissie ontstaan. De totale import van 2 ton asbesthoudende filters, met 440 kg asbest, zal jaarlijks worden verbruikt en dus als vast afval moeten worden afgevoerd.

Isolatie

Het toepassen van asbest als isolatie is niet meer toegestaan. De hoeveelheid asbest in deze toepassing wordt (voor zover nog aanwezig) geschat op 5.000 ton (De Vos, 1981). Het grootste aandeel hierin heeft spuitasbest, dat nog aanwezig is in tenminste 200 objecten (Tempelman et al., 1985). Het totaal oppervlak is ca. 100.000 m² (Anthonissen et al., 1985). Emissies treden op door luchtstroming langs de lagen, door onderhoud enz. Door de reeds genomen maatregelen zal de emissie beperkt zijn (ca. 0,001 kg per

ton, dus in totaal 5 kg per jaar). Bij sloop zal ondanks alle maatregelen ook een emissie optreden, geschat op 0,01 kg per ton. Aangenomen wordt dat in de loop van de komende 10 jaar het meeste spuitasbest zal worden verwijderd. Dit houdt in dat in die periode t.g.v. de sloop van isolatie-asbest 5 kg per jaar naar de lucht zal worden geëmitteerd.

2.2.3. Secundaire emissies

Door emissies naar bodem, water en lucht, vorming van afvalstoffen en de onderlinge uitwisseling daartussen, ontstaan asbest bevattende afval- en afvalwaterstromen. Bij de verwerking daarvan ontstaan weer emissies en afvalstromen, die asbest bevatten.

Afvalverbranding

In Nederland wordt een deel van het afval verbrand. Industrieel afval dat specifiek asbest bevat zal worden gestort. Huishoudelijk afval bevat echter ook asbest. Schattingen uit 1976 geven een gehalte aan asbest in huisvuil van 750 mg.kg^{-1} (SVA, 1978; Anthonissen et al., 1985). Door het verminderen van de toepassing van asbest, zeker in huishoudelijke apparaten en materialen, zal dit minder zijn geworden. De toepassing van asbest is sinds 1976 met ruwweg een factor 10 afgenomen. Er wordt aangenomen dat de vermindering van het gehalte aan asbest in huisvuil eveneens ca. een factor 10 zal bedragen.

In 1982 werd van de 4.900 kton afval ca. 2.500 kton verbrand. Er zal daardoor een asbestemissie optreden, enerzijds naar de lucht met vliegstof, anderzijds in de vorm van een vaste afvalstroom van afgevangen vliegafval en slakken. Bij toepassing van natte slakafvoer zal er ook een geringe emissie naar water ontstaan. Per ton verbrand afval wordt 5500 m^3 afgassen geëmitteerd met 150 mg stof per m^{-3} (Anthonissen et al., 1985). Onder aanname dat

de vaste fractie van het afval (25%) 240 mg.kg^{-1} asbest bevat, dat het asbestgehalte in vliegashoudend afval gelijk is en dat het asbest in de vuilverbranding voor 90% wordt afgebroken, treedt er een emissie naar de lucht op van 50 kg asbest per jaar. Gestort wordt 83 kton vliegashoudend afval met 2 ton asbest en 625 kton slakken met 15 ton asbest.

Storten van afvalstoffen

Voor het toelaten van asbesthoudend bedrijfsafval met $\geq 5 \text{ g}$ asbest per kg afval moeten stortplaatsen een ontheffing krachtens de Wet chemische afvalstoffen bezitten. Op dit moment hebben in Nederland 6 stortplaatsen een dergelijke ontheffing. Uit een in 1983 uitgevoerde inventarisatie (Kaper, 1984) blijkt dat tenminste 8 vuilstorten asbesthoudend afval ontvangen. Voor huishoudelijk en bouw- en sloofafval geldt deze grenswaarde niet.

Voor de grootte van de optredende emissie naar de lucht is van belang in welke vorm het asbest is gebonden en op welke wijze aanvoer en stort plaatsvindt.

Lanting en Den Boeft (1979) schatten de emissie bij het storten van asbestcementafval op $0,1 \text{ kg}$ per ton. Omdat dit thans in het algemeen een te hoge waarde wordt gevonden, is hiervoor een emissiefactor van $0,01 \text{ kg}$ per ton aangehouden. Voor afval dat praktisch ongebonden asbest bevat wordt een zelfde emissiefactor van $0,01 \text{ kg}$ per ton reëel geacht, gezien de zorgvuldige behandeling.

Grote afvalstromen met asbest zullen enerzijds minder zorgvuldig worden behandeld, anderzijds weinig asbest bevatten. Ook hiervoor wordt een emissiefactor van $0,01 \text{ kg}$ per ton aangehouden.

De totale hoeveelheid asbest in de 3 bovengenoemde categorieën afval van ca. 4500 ton (zie tabel 2.12.) zal dus een emissie naar de lucht van ca. 45 kg per jaar veroorzaken.

Drinkwaterwinning

Oppervlaktewater zal een zekere concentratie asbestvezels bevatten. Bij bereiding van drinkwater uit oppervlaktewater zal een deel van de vezels in het drinkwater terecht komen, een deel blijft achter in het slib dat bij de waterzuivering ontstaat. In 1982 werd in Nederland ca. 30% van het drinkwater ($349 \times 10^6 \text{ m}^3$) uit oppervlaktewater gemaakt. Bij de zuivering hiervan wordt jaarlijks ca. 19 kton slib geproduceerd. Dit slib wordt voor het grootste deel op of buiten de locatie gestort (Koppers, 1982). Het eventuele asbestgehalte hiervan is afhankelijk van de concentratie aan asbestvezels in het oppervlaktewater. Hierover zijn voor Nederland geen metingen bekend. Het asbestgehalte in de slib zou in de orde van 100 tot 200 ppm kunnen liggen uitgaande van een vezelconcentratie van 10^7 vezels per liter in Rijnwater (Lawrence et al., 1975).

Afvalwaterzuivering

Een vergelijkbare situatie als bij de reiniging van oppervlaktewater voor drinkwater doet zich voor bij de reiniging van afvalwater. Het daarbij gevormde primaire en secundaire slib zal asbestvezels bevatten. Het gehalte aan asbestvezels van normaal afvalwater is niet bekend en daarmee evenmin de mogelijke concentratie asbest in slib. De totale slibproductie ten gevolge van afvalwaterzuivering in Nederland is ca. 2.500 kton per jaar (droge stofgehalte 5-15%). Bij storten en verwerken (bv. tot zwarte aarde en compost) kunnen verontreinigingen van bodem en oppervlaktewater optreden. Bij de verbranding van slib is de mogelijkheid van een emissie naar de lucht van met asbest verontreinigd vliegstof aanwezig.

2.2.4. Niet karakteristieke diffuse bronnen

Bij het verwerken en toepassen van stoffen en materialen die asbest als

(toevallige) component of verontreiniging bevatten, is emissie van asbestvezels mogelijk.

Asbestcementafval is in het verleden gebruikt als wegverharding van erf- en landwegen (enige honderden tonnen; Hennekam et al., 1984). Meer indirect is bouw- en sloopafval gebruikt als opvulling voor het leggen van wegen, dammen en (geluids-)wallen. Met name bij open toepassing van het afval kan door verstuiven emissie naar de lucht optreden. Daarnaast kan verontreiniging van bodem- en oppervlaktewater plaatsvinden.

Emissies kunnen verder optreden bij breken en sorteren van bouw- en sloopafval (tabel 2.7.), het verwerken van afvalslib en uit huisvuil bereide compost en het versproeien van leidingwater (dat tot 10^6 asbestvezels per liter kan bevatten) bij onder meer airconditioning-systemen (Lanting en Den Boeft, 1979; Commins, 1984).

Toepassen van gesteenten en mineralen die van nature enig asbest kunnen bevatten kan eveneens tot emissie leiden. Voorbeelden zijn:

- serpentijn-gesteenten voor wegverharding.
Dit wordt voor zover bekend niet in Nederland toegepast.
- talk.
Aangenomen wordt dat de meeste van de in Nederland verwerkte kwaliteiten talk geen asbest bevatten. Voor zover bekend wordt nog slechts in zeer beperkte mate talk geïmporteerd van industriële kwaliteit die asbest bevat. Onbekend is verder in hoeverre geïmporteerde talkhoudende producten asbesthoudende talk bevatten.
- ertsen, met name ijzererts.
Ruw ijzererts van specifieke locaties kan asbest bevatten. De in Nederland verwerkte ertsen zijn echter voorgescheiden ertsen en concentraten. Voor zover bekend zijn deze asbestvrij.
- absorberende middelen.
Poreus materiaal bedoeld om gemorste olie e.d. te verwijderen en ook het voor kategrit bestemde materiaal kan asbest bevatten. Dit betreft absorptiemiddelen die uit natuurlijk (veelal vulkanisch gesteente zijn gemaakt. Voor zover bekend bevatten de in Nederland gebruikte middelen attapulgiel, zeoliet en sepioliet en geen asbest.

2.2.5. Emissies in het buitenland

Het productie- en verbruikspatroon voor asbestbevattende componenten is in de naburige landen vergelijkbaar met de situatie in Nederland. Het asbest-

gebruik in de EG voor toepassing in asbestcement was in 1978 439 kton. Bij een gelijke trend als in Nederland ten aanzien van het totaalverbruik van asbest is dat in 1982 ca. 250 kton geweest. Bij een overall emissiefactor voor het totaal van het asbestcementverbruik van ca. 0,05 kg per ton betekent dit dat de emissie naar lucht in de gehele EG in 1982 ca. 13 ton is geweest, ten gevolge van het gebruik van asbestcement.

Ervan uitgaande dat het autogebruik in de EG niet afwijkt van dat in Nederland, wordt de asbestemissie in de EG ten gevolge van produktie en gebruik van rem- en friktiematerialen geschat op 21 ton per jaar. Dit is gebaseerd op een motorvoertuigenpark in de EG van 92 miljoen stuks en een emissiefactor van 0,23 g per motorvoertuig per jaar.

2.2.6. Emissiefactoren en -karakteristieken

Het aandeel van asbest in de emissies kan zeer variëren. Vaak is de emissie afkomstig van meerdere bewerkingen. De uiteindelijke emissie is dan samengesteld uit verschillende primaire emissies die niet allemaal asbest zullen bevatten (bv.: bij afzuiging boven een zaag voor asbestcement zal naast asbestcement ook een deel stof uit de werklocatie meekomen). Er is daarom bij de meeste emissiebronnen geen directe relatie te leggen tussen een totale stof emissie en een emissie van asbest. De gehanteerde emissiefactoren berusten deels op literatuurwaarden. Als geen waarden in de literatuur werden gevonden, die overigens ook veelal op schattingen berusten, is op basis van vergelijking met bekende emissies een emissiefactor geschat, rekening houdend met het asbestgehalte, de mate van binding van het asbest en met eventueel uit literatuur bekende vastgestelde deeltjesconcentraties rond een dergelijke bron (Commins, 1985; Timmerman, 1984).

Een andere basis voor emissiefactoren wordt gevormd door de levensduur van een produkt en de verwachte slijtage ervan. Beide zijn afhankelijk van de toepassing van het produkt. De opgegeven emissies, met name die naar lucht,

zijn dan ook niet meer dan globale, indicatieve waarden. Er is van uit gegaan dat er geen afbraak, chemisch of thermisch, van asbestvezels plaatsvindt, tenzij duidelijke aanwijzingen voor het tegendeel bestaan.

Asbestvezels zijn veelal in een matrix gebonden. In slechts enkele producten zoals weefsel, koord, e.d. is asbest niet in een matrix gebonden en soms is de mate van binding zeer gering (spuitasbest). Bij emissies naar lucht of water, waarbij het om fijn verdeeld materiaal gaat, zal de emissie voor een belangrijk deel uit vrije vezels bestaan. Dat zijn nog niet gebonden vezels of vezels die uit de matrix zijn losgeraakt door een bewerking of slijtage. In emissies naar de bodem, in de vorm van afval, zal het asbest net zo gebonden zijn als in het produkt waarvan het afkomstig is. Daar bestaat echter de mogelijkheid dat door mechanische bewerking of verwerking asbestvezels vrijkomen en naar lucht of water worden geëmitteerd. De belangrijkste fractie van de vrijkomende vezels bestaat uit vezels, waarvan de lengte kleiner is dan 0,5 à 1 μm . Welk percentage dat is van de totale asbestemissie is niet te voorspellen. In het algemeen zijn de deeltjes van chrysotiel kleiner dan die van de amphibolen. Daarnaast zijn zowel de voorbewerking in de produktie als de condities bij het vrijkomen van belang. Een restemissie na een goede emissiebeperkende techniek zal bijv. volledig uit zeer fijne vezels bestaan. Emissies door slijtage van asbestcement bestaan voor ca. 60% uit vezels met lengte < 5 μm (Spurny et al., 1985), waarbij moet worden opgemerkt dat grotere vezels door verwerking tot kleinere uiteen kunnen vallen.

In Nederland wordt alleen nog chrysotiel verwerkt (par. 2.1.2.). Echter bij emissies ten gevolge van oudere toepassingen zal nog crocidoliet of amosiet kunnen vrijkomen. Een gemiddelde jaarlijkse emissie van deze vezels is nauwelijks vast te stellen mede door de lange periode waarin deze vezels niet meer zijn toegepast en de verschillende levensduur van de onder-

scheiden produkten. Ook zal het maar een klein percentage van de totale emissie van asbest zijn ($< 5\%$), gezien het verbruik in het verleden. Locaal kunnen deze emissies echter groot zijn (met name waar spuitasbest is toegepast).

2.3. SAMENVATTING EN CONCLUSIES

Asbesthoudend gesteente komt vrij algemeen voor in Europa, maar niet in Nederland. De verweringsprodukten daarvan zullen mogelijk in zeer geringe mate bijdragen aan concentratieniveaus in ons land.

Van de wereldproduktie van ruwe asbest, dat in 1982 bijna 4000 kton bedroeg, importeerde Nederland dat jaar ruim 5 kton. De netto import van asbest bedroeg ruim 15,5 kton.

Door wettelijke maatregelen is het aantal toepassingen drastisch vermindert; ook het totale verbruik is afgenomen. Bij asbestemissies gaat het vooral om emissies van chrysotiel. Andere soorten asbest, amosiet en crocidoliet, werden vroeger slechts in een beperkt aantal produkten toegepast. De vorm waarin asbest wordt geëmitteerd, verschilt per milieucompartiment. Emissie naar de bodem treedt vooral op als gevolg van het storten van afvalstoffen. Veel vast afval dat asbest bevat, komt op een specifieke locatie vrij en wordt geïsoleerd afgevoerd. Voor de verwerkbaarheid en de mogelijke secundaire emissies is de vorm waarin asbest aanwezig is, los of (sterk) gebonden, en de concentratie van asbest in het totaal van de afvalstroom, essentieel. Tabel 2.12. geeft een samenvatting van afvalstromen, ingedeeld in drie typen asbesthoudende afvalstromen: (praktisch) ongebonden asbest, gebonden asbest en vrij of gebonden asbest als fractie van een grote afvalstroom. Ook door depositie en infiltratie treedt bodemverontreiniging op; dit is echter slechts een fractie van de totale belasting van de bodem met asbest.

Tabel 2.12. Asbest in afval in 1982

Soort afval	Asbest in afvalstroom (ton.j ⁻¹)	Asbest in afvalstroom (%)	Totaal afvalstroom (ton.j ⁻¹)
<u>(praktisch) Ongebonden asbest in afval bij:</u>			
- verwijdering spuitisolatie	500	80	625
- produktie bij isolatiemateriaal	50	80	62
- vervanging electrolysediafragma's	30	ca. 100	30
Totaal	580		717

Gebonden asbest in afval bij:

- sloop/vervanging isolatie, papier karton, pakkingen e.d.	800	70	1.150 *
- vervanging rem- en frictiemateriaal	400	35	1.140 *
- sloop van asbestcementleidingen a.c.	325	17,5	1.850 *
- asbestcementproduktie	190	1/9	10.000/1000
- verwijdering vloerbedekking	170	ca. 15	1.150 *
- verwerking pakkingen, papier, karton, isolatie e.d.	150	70	215
- produktie rem- en frictiemateriaal	110	35	320
- verwerken asbestcement	90	12,5	725 *
- gebruik doekfilters (totaal)	45	ca. 5	950
- produktie en verwerking bitumen, kit, coatings	38	3-10	1.180
- afvalwater (slib) van produktie pakkingen en isolatie	7	5	140
- produktie vloerbedekking	7	8	90
Totaal	ca.2330		ca. 24.000

Asbest in grote afvalstromen:

- bouw- en sloopafval	1.560	-	-
- huisvuilverbranding: slakken, vlieg-as	17	24 ppm	7,1 x 10 ⁵
- bedrijfsafval	3	zeer klein	-

* dit zal ook voor een deel in andere zeer grote afvalstromen terechtkomen zoals bouw- en sloopafval, schroot e.d.

Bij de emissies naar water en lucht zal het gaan om deels vrije vezels, deels gebonden vezels. Nog gebonden vezels zullen echter veelal slechts beperkt worden geëmitteerd of direct neerslaan. Bij deze emissies naar water of lucht is het asbest in de meeste gevallen een klein deel van een veel grotere stofemissie. Directe emissies naar water treden in slechts enkele gevallen op, veelal ten gevolge van natte productieprocessen. Daar-

naast treden grote diffuse emissies op door nat verwijderen en afspoelen van vezels, ontstaan door verwerking en slijtage (o.a. van asbestcement-golfplaten en vloerbedekkingen). Tabel 2.13. geeft de bronnen in volgorde van grootte.

Tabel 2.13. De belangrijkste asbestemissies naar water in 1982

Emissie als gevolg van:	Emissie (kg.j ⁻¹)	Bijdrage aan de totale jaarlijkse emissie (%)
- aanbrengen electrolysediafragma's	1.200 *	44
- verwerking vloerbedekking	900	33
- produktie asbestcement	350 **	13 **
- produktie pakkingen, isolatie e.d.	200	7
- verwerking asbestcement (buiten)	60	2
Totaal	2.710	100

* sedert 1986 240 kg per jaar

** inmiddels teruggebracht tot 0,01 kg per jaar

Het totaal van de emissies naar de lucht omvat een aantal sterk gelocaliseerde bronnen, met name ten gevolge van produktieprocessen en een aantal zeer diffuse bronnen. Tabel 2.14. geeft de belangrijkste bronnen in volgorde van grootte. Bij de diffuse emissies is zowel de omvang van de stofemissie als zodanig, als die van de asbestemissie moeilijk of in het geheel niet te schatten. Naast de genoemde primaire bronnen levert reëmissie van vezels een bijdrage aan de belasting van met name de omgevingslucht met asbestvezels (par. 3.3.2.). De grootte hiervan is op dit moment niet te schatten.

Tabel 2.14. De belangrijkste asbestemissies naar de lucht in 1982

Emissies als gevolg van:	Emissie (kg.j ⁻¹)	Bijdrage aan de totale jaarlijkse emissie (%)
- remstof op wegen	600*	34
- produktie rem- en frictiemateriaal	300*	17
- sloop gebouwen, puinbreken	280**	16
- remstof in garages	250*	14
- verwerking asbestcement-bouwmaterialen	60*	3
- verwerking asbestcement op locatie	55**	3
- verwerking isolatie, pakkingen e.d.	54**	3
- sloop/vervanging isolatie, pakkingen e.d.	54**	3
- huisvuilverbranding	50*	3
- storten van afval	45**	3
- produktie isolatie, pakkingen e.d.	20*	1
Totaal	ca. 1770	100

* bestaat voor een groot deel uit losse asbestvezels

** bestaat voornamelijk uit gebonden asbest

3. VERSPREIDING EN OMZETTING

3.1. GEDRAG IN DE BODEM

Asbestvezels zijn in hoge mate bestand tegen chemische afbraak en verblijven daardoor gedurende langere tijd in de bodem. De in Nederland in de bodem aanwezige asbest zal hoofdzakelijk afkomstig zijn van het storten van asbest(houdend) afval. Commins (1979) stelt dat (ongebonden) asbestvezels door relatief dunne bodemlagen kunnen sijpelen. Op deze wijze kan op afvalstortplaatsen gestort asbest(houdend) afval met het grondwater en vervolgens met het oppervlaktewater in contact komen. Volgens Commins (1979) heeft dit transport van (ongebonden) asbestvezels via de bodem een beperkte omvang: het merendeel van het asbestafval is gebonden in een matrix van cement, plastic of hars waardoor het transport in sterke mate wordt gehinderd.

3.2. GEDRAG IN OPPERVLAKTEWATER

Asbestvezels zijn inert en verblijven daardoor gedurende lange tijd in water en kunnen in sterke mate worden verspreid. Suta en Levine (1979) stellen dat asbestvezels via water over honderden kilometers kunnen worden getransporteerd.

3.3. GEDRAG IN LUCHT

3.3.1. Verspreiding

Wat betreft aard en ligging van de bronnen van waaruit asbest in de Nederlandse atmosfeer wordt verspreid, kan onderscheid worden gemaakt tussen:

- permanente en incidentele bronnen;
- statische en bewegende bronnen;
- veel kleine en enkele grote bronnen.

Met behulp van deze karakteriseringswijze kan worden geschat op welke

schaal elk van de in hfdst. 2. genoemde emissies wordt gevolgd door een verhoging van de asbestconcentratie.

Locale verhogingen kunnen worden verwacht nabij permanente statische bronnen, waarvan in Nederland de productieplaatsen van asbestcement, rem- en frictiemateriaal, bitumen en coatings en de huisvuilverbrandingsinstallaties de belangrijkste zijn. Daarnaast kan locale verhoging in lucht optreden in gebieden met asbest-wegverharding, als gevolg van reëmissie (par. 3.3.2.).

Indien de bron incidenteel is, bijvoorbeeld bij verwerking van asbestproducten of bij sloop van asbestbevattende installaties of gebouwen, zal de verspreiding slechts een tijdelijk karakter dragen. Zij zal evenwel niet beperkt zijn tot de duur van de activiteit omdat hierna restanten asbest zich in de lucht kunnen verspreiden (reëmissie). Bij dit type bron hangt de verspreiding sterk af van de zorgvuldigheid waarmee te werk wordt gegaan, hoe de asbest was of wordt aangebracht en hoe het materiaal wordt afgevoerd. Berekeningen over te verwachten concentratieniveaus zijn dan ook niet zonder meer te maken. Bovendien bestaat het probleem hoe een eventueel berekende tijdelijke concentratietoename kan worden vertaald in een extra opgenomen dosis.

Bewegende bronnen (slijtende frictiematerialen) kunnen aanleiding geven tot een over lange tijd durende concentratietoename wanneer zij groot in aantal zijn en beperkt in plaats. Aan deze voorwaarde voldoet het wegverkeer. Voor de overige bronnen draagt de verspreiding van asbest in Nederland een diffuus karakter, zodat kan worden onderscheiden in:

- landelijke schaal (gebiedsdoorsnede tot enkele honderden km);
- stedelijke schaal (gebiedsdoorsnede tot enkele tientallen km);
- locale schaal nabij statische bronnen (gebiedsdoorsnede tot enkele km);
- weg/straat-schaal (gebiedsdoorsnede tot enkele tientallen m).

De betrouwbaarheid en de nauwkeurigheid van de resultaten worden voornamelijk bepaald door die van de emissiegegevens. Omdat de gehanteerde emissie-

factoren veelal op schattingen berusten (par. 2.2.6.) zal, vooral als er discrepantie is met meetresultaten, meer kennis over de emissies moeten worden verzameld.

Omdat de berekeningen zijn uitgevoerd aan de hand van de in hfdst. 2. genoemde emissies, zullen de respectievelijke bijdragen eveneens zijn uitgedrukt in concentraties (ng.m^{-3}). In hfdst.5. wordt nader op de betekenis van deze waarden voor een mogelijke risico-beoordeling ingegaan.

Verspreiding op landelijke schaal

In 1982 bedroeg de totale emissie van asbest in de Nederlandse atmosfeer ca. 2,1 ton (zie hfdst. 2, tabel 2.14.), die vrijwel uitsluitend afkomstig was uit verspreide bronnen. Uit berekeningen aan NO_2 en SO_2 (Van Egmond en Huygen, 1979; Van den Hout et al., 1983) is afgeleid dat de concentratiebijdrage per 1000 ton emissie ca. $0,04 \mu\text{g.m}^{-3}$ is. Hieruit volgt een asbestconcentratie in Nederland op landelijke schaal van $0,09 \text{ ng.m}^{-3}$. De bijdrage van de bronnen uit de omringende landen is geschat, waarbij voor asbest een karakteristieke verblijftijd van 1 maand (par. 3.3.2.) is aangenomen. Bovendien is aangenomen dat de emissie per inwoner in het buitenland gelijk is aan die in Nederland. De concentratie bijdrage uit België en West-Duitsland is $0,03 \text{ ng.m}^{-3}$, die uit het overige deel van West-Europa binnen 800 km $0,02 \text{ ng.m}^{-3}$. De totale grootschalige concentratie van asbest in Nederland is volgens deze schattingen dus $0,14 \text{ ng.m}^{-3}$. Deze waarde is van beperkte betekenis als het om de respirabele fractie gaat. Wanneer 1 ng overeenkomt met 2.000-40.000 vezels, betekent dit een grootschalige concentratie van 400-8.000 vezels per m^3 . Deze waarde is van dezelfde grootteorde als die welke uit metingen is afgeleid (par. 5.4.2.). De invloed van reëmissies is buiten beschouwing gelaten wegens het ontbreken van gegevens. Het is echter mogelijk dat deze reëmissie (vooral op grote schaal) een niet verwaarloosbare bijdrage levert aan de asbestconcentraties.

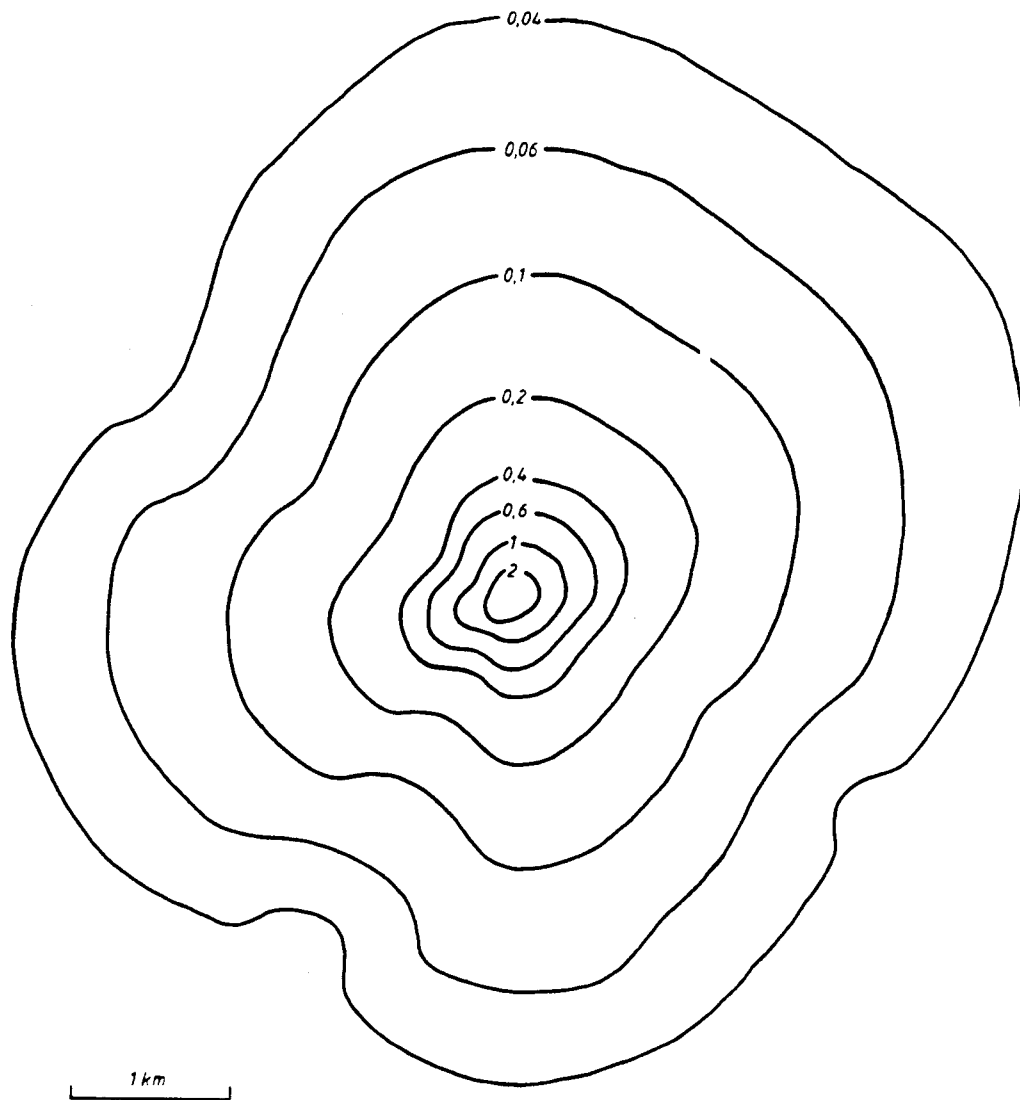
Verpreiding op stedelijke schaal

Het grootste deel van de emissies treedt op bij of tengevolge van menselijke activiteiten. Daarom is een schatting gemaakt van de concentratieniveaus in stedelijke gebieden waarbij verondersteld is dat deze niveaus evenredig zijn met de bevolkingsdichtheden. Voor de 21 stedelijke agglomeraties in Nederland met meer dan 100.000 inwoners, 46% van de totale bevolking en gelegen op 15% van het landoppervlak, is de gemiddelde bevolkingsdichtheid ca. 5 maal zo groot als voor het overig deel van Nederland en 3 maal het landelijk gemiddelde. Hieruit kan worden berekend dat de concentraties op stedelijke schaal gemiddeld $0,3-0,4 \text{ ng.m}^{-3}$ zijn. De gemeten waarden (zie tabel 5.4.), stemmen hiermee globaal overeen.

Verspreiding op locale schaal

Op basis van de in tabel 2.14. genoemde permanente bronnen (productiebedrijven en huisvuilverbrandingsinstallaties) is met het Nationale Model (geringe depositieverliezen niet in rekening gebracht) een berekening uitgevoerd van de bijdrage aan jaargemiddelde concentraties rond een bron van 10 kg per jaar. De resultaten van deze berekening zijn weergegeven in fig. 3.1. De bijdrage op 200 m afstand is ca. 2 ng.m^{-3} , op 500 m ca. $0,5 \text{ ng.m}^{-3}$ en op 1 km ca. $0,2 \text{ ng.m}^{-3}$. Deze waarden zijn wat kleiner dan die welke nabij industriële bronnen worden gemeten (zie hfdst. 5., tabel 5.4.).

Voorts kunnen locale concentratieverhogingen worden veroorzaakt door verspreiding tijdens en na sloopwerkzaamheden. Uit hfdst. 2 volgt dat ca. 15% van de asbestemissie in Nederland hieruit voortkomt. Omdat de grootte van enkele belangrijke parameters (aantal gebouwen, hoeveelheid asbest, wijze van bevestiging, wijze en tijdsduur van sloop) van geval tot geval sterk kunnen verschillen en meestal onbekend zijn, kan op voorhand geen betrouwbare schatting van de concentratieverhoging worden gemaakt. Wel kan soms, met enkele veronderstellingen, een grootte-orde worden geschat. Ten aanzien



Figuur 3.1. Jaargemiddelde concentraties (in ng.m^{-3}) van asbest in de omgeving van een puntbron met een emissie van 10 kg.j^{-1} ; bronhoogte 8m; klimatologie Schiphol

van de in totaal aanwezige hoeveelheid spuit-isolatie (5000 ton) zou men kunnen veronderstellen dat deze hoeveelheid gelijk verdeeld is over tweemaal het aantal objecten (tenminste 200) waarvan de aanwezigheid van asbest bekend is (Tempelman et al., 1985); bij sloop wordt dan gemiddeld per object ca. 12 ton spuitasbest verwijderd. Met een emissiefactor van $0,01 \text{ kg.ton}^{-1}$ betekent dit een gemiddelde emissie van 0,12 kg per gesloopt object. Indien deze hoeveelheid in één werkweek (40 uur) vrijkomt is de gemiddelde bronsterkte tijdens de sloop $0,003 \text{ kg per uur}$. Deze emissie lijkt groter dan die van de eerder genoemde permanente bron van 10 kg.j^{-1}

(ca. 0,001 kg per uur), maar zal zich niet op dezelfde plaats herhalen; de totale belasting van de omwonenden zal per saldo klein zijn. Daarentegen zullen uitvoerders van sloopwerkzaamheden een veel grotere belasting kunnen ondervinden.

Verspreiding op weg/straat-schaal

Deze verspreiding hangt sterk af van de verkeersintensiteit en of de weg gelegen is binnen of buiten de bebouwde kom. Schattingen zijn gemaakt naar analogie van de NO_x -emissie (Van den Hout et al., 1983) gebruikmakend van het gegeven dat het aantal voertuigkilometers buiten de bebouwde kom tweemaal zo groot is als daarbinnen. Voor asbest is de emissiefactor in de bebouwde kom het grootst (vaker remmen), waardoor de emissieverhouding buiten/binnen kleiner is dan 2. Geschat is dat de emissiefactor binnen de bebouwde kom tweemaal zo groot is als die daarbuiten. Hieruit volgt dat van de totale asbestemissie op wegen 600 kg.j^{-1} , tabel 2.14.) ca. 300 kg.j^{-1} zowel buiten als binnen de bebouwde kom terecht komt (hierbij zijn een eventuele bijdrage door het gebruik van asbesthoudend afval als wegverharding en reëmissie niet opgenomen). Indien voorts wordt aangenomen dat de concentratiebijdragen bij benadering evenredig zijn met de emissies, vindt met de volgende concentratieniveaus (tabel 3.1.):

Tabel 3.1. Geschatte bijdragen van het wegverkeer aan de asbestconcentraties langs wegen en straten, in ng.m^{-3}

Drukke straten in grote steden	: 0,5 - 1,4
Stille straten in grote steden	: 0,2 - 0,3
Drukke straten in dorpen en kleine steden	: 0,3 - 1,1
Drukke snelwegen, wegrand	: 0,15- 0,5
Idem, 100 m van de weg	: 0,1 - 0,2

Uit deze waarden volgt dat door het verkeer de gemiddelde landelijke en stedelijke niveaus kunnen worden verhoogd met $0,2 - 1,4 \text{ ng.m}^{-3}$, afhankelijk

van de verkeersintensiteit. De resultaten van metingen in Nederland stemmen hiermee globaal overeen (zie hfdst. 5, tabel 5.4.).

3.3.2. Depositie

De verwijdering van asbestvezels uit de lucht vindt, afhankelijk van de aërodynamische diameter van de vezels, plaats door Brownse diffusie, interceptie en impactie. De zeer kleine vezels gedragen zich bij benadering als moleculen en ondergaan de Brownse beweging waardoor zij kunnen coaguleren met grotere stofdeeltjes en zo sedimenteren. Interceptie treedt bij de grotere vezels op als het deeltje de stroomlijnen voor een obstakel wel kan volgen maar vervolgens door het obstakel wordt onderschept. Als het deeltje door traagheid de stroomlijnen niet kan volgen, is er sprake van impactie. Om de depositiesnelheid te kunnen schatten moet de aërodynamische diameter van een vezel bekend zijn. Deworm en Pauwels (1976) concluderen dat de diameter van een vezel 3 tot 5 maal de geometrische diameter is. Gonda en Khalik (1985) geven voor vezels (cylindrisch of sferoïdaal van vorm) aan hoe groot de aërodynamische diameter van een dergelijk deeltje is bij parallelle of loodrechte aanstroming en als het deeltje willekeurig ten opzichte van de luchtstroom is georiënteerd. In tabel 3.2. worden factoren gegeven die, vermenigvuldigd met de geometrische diameter, de aërodynamische diameter geven.

Uit tabel 3.2. blijkt dat, afhankelijk van de gekozen vezelbenadering, voor $5 < l/d < 25$ de aërodynamische diameter 3 à 4 maal de geometrische diameter is. De aërodynamische diameter van amosiet is vanwege het dichtheidsverschil 1,16 maal de aërodynamische diameter van chrysotiel. Voor crocidoliet is deze factor 1,14.

Tabel 3.2. Vermenigvuldigingsfactoren voor de berekening van de aërodynamische diameters van chrysotielvezels op basis van de geometrische diameters

Factor lengte/diameter- verhouding	Vezel = cylinder (willekeurige oriëntatie)	Vezel = langgerekte sferioïde illekeurige oriëntatie)
5	3,0	2,4
10	3,4	2,7
15	3,6	2,9
20	3,7	3,0
25	3,8	3,1

Droge depositie

Voor gebieden met lokale bronnen, grote steden, industriegebieden, middelgrote steden en achtergrondgebieden vinden Lanting en Den Boeft (1983) de volgende gemiddelde lengte/diameterverhouding voor chrysotielvezels:

- gebieden met een lokale bron 40 (traject: 17-61)
- grote stad 35 (traject: 14-84)
- verkeerstunnel 23 (traject: 17-35)

De mediane diameters van de verschillende gebieden bedragen, ongeacht het gebied, 0,1 μm met een kleine spreiding (enkele 0,01 μm). Uit de gemiddelde diameter (0,1 μm) en de gemiddelde lengtediameterverhouding (ca. 30) kan worden afgeleid dat chrysotielvezels met een diameter van 0,1 μm en een lengte van ca. 3 μm in aantal het meest voorkomen. Aan deze vezels moet een aërodynamische diameter van 0,3 à 0,4 μm worden toegekend. In tabel 3.3. worden enkele droge depositiesnelheden weergegeven die mogelijk toepasbaar zijn op asbestvezels.

Uit tabel 3.3. blijkt dat er een grote spreiding bestaat in de grootte van de depositiesnelheid en de omstandigheden waaronder deze is bepaald. Bij een menglaaghoogte h van ca. 1000 m en een verwijderingsconstante $k_d = v_d/h$ is de halveringstijd $t_{1/2} = \ln 2/k_d$. Voor het traject van 0,03-0,20 $\text{cm} \cdot \text{sec}^{-1}$ voor de depositiesnelheid is de halveringstijd 100 à 600 uren. Bij een windsnelheid van 5 $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ zouden asbestvezels over een afstand van meer dan

2000 km kunnen worden getransporteerd.

Bij een jaargemiddelde concentratie van $0,1 \text{ ng chrysotiel.m}^{-3}$ wordt, rekening houdende met de grote spreiding in depositiesnelheid ($0,03 - 0,20 \text{ cm.s}^{-1}$), de jaarlijkse belasting ten gevolge van droge depositie in Nederland op 50 tot 250 kg geraamd.

Tabel 3.3. Droge depositiesnelheden

Deeltjes grootte* (μm)	Depositiesnelheid (cm.sec^{-1})	Bijzonderheden	Referentie
0,1 - 1	0,03	lab. experimenten, naar grasoppervlak	McMahon en Denison (1979)
0,1 -10	0,05 - 5 ($V_g=0,5 \text{ d}$)	buitenluchtexperimen- ten, naar filter- papier en glazenop- pervlak	Esmen en Corn (1971)
0,3 - 0,4	0,03	afgeleid uit depo- sitiesnelheid ver- sus deeltjesgrootte, voor Eucalyptusbos	Slinn (1982)
0,01 -10	0,01 - 1	theoretisch model	Sehmel (1980)

* soort deeltjes niet bekend

Natte depositie

Omtrent concentraties aan asbestvezels in neerslag zijn een beperkt aantal gegevens bekend. Den Boeft en Lanting (1981) melden dat in een periode met veel neerslag de passieve belading van tegen regen afgeschermd filters afneemt. Passieve belading is het gevolg van droge depositie. Indien wordt aangenomen dat de droge depositie evenredig is met de concentratie in de lucht, dan moet worden geconcludeerd dat regen een efficiënt verwijderingsmechanisme voor vezels is. Het blijkt dat dit vooral geldt voor langere chrysotielvezels.

Cunningham en Pontefract (1971) vonden in Canada in smeltende sneeuw meer

dan 3×10^7 vezels.l⁻¹. Hesse et al. (1977) vonden in Chicago voor natte depositie $10^5 - 10^6$ vezels per liter neerslag. Naarmate de monsterneming korter na aanvang van het regenen was gestart, waren de concentratieniveaus in de neerslagvanger hoger, hetgeen bovengenoemde conclusie bevestigt.

Den Boeft en Lanting (1981) vonden in neerslag in de omgeving van een locale bron $5 \text{ à } 20 \cdot 10^6$ chrysotielvezels per liter neerslag. De resultaten zijn vergelijkbaar met de resultaten die Hesse et al. (1977) vonden voor de totale depositie. Bovengenoemde resultaten zijn verkregen met behulp van een transmissie-electronenmicroscop (TEM), waarmee veel dunnere vezels kunnen worden waargenomen dan met de raster-electronenmicroscop (REM).

Lahmann (1979) vond met de REM in een neerslagvanger te Berlijn $< 10^4$ vezels per liter neerslag (vezeldefinitie $d > 0,1$ en $l > 1 \mu\text{m}$).

Hesse et al. (1977) stellen dat de "wash out" van asbestvezels evenredig is met de concentratie in de lucht. Uit meetresultaten (Den Boeft en Lanting, 1981) blijkt dat de concentraties aan asbestvezels in de lucht, in het gebied waar de depositiemonsters werden genomen, ca. 50 maal hoger zijn dan de geschatte jaargemiddelde concentraties aan asbestvezels van ca. $0,1 \text{ ng.m}^{-3}$. Dit resulteert in een jaargemiddeld depositieniveau (nat en droog) van $1 - 4 \cdot 10^5$ chrysotielvezels per liter neerslag. Cunningham en Pontefract (1971) gebruiken voor watermonsters een omrekeningsfactor van 10^7 chrysotielvezels. μg^{-1} . Omrekeningsfactoren moeten echter met de nodige omzichtigheid worden gehanteerd daar deze factor sterk afhankelijk is van de lengte- en diameterverdeling van de beschouwde vezelpopulatie.

Bij een gemiddelde neerslaghoeveelheid in Nederland van 775 mm per jaar, een oppervlak van $4 \cdot 10^{10} \text{ m}^2$ en een vezelneerslag van $1 - 4 \cdot 10^5$ vezels.l⁻¹ wordt de totale jaarlijkse depositie op 300 - 1250 kg geraamd. Wordt hierop de droge depositie van 50 - 250 kg in mindering gebracht dan resteert voor de natte depositie 250 - 1000 kg per jaar.

Reëmissie of resuspensie

Reëmissie of resuspensie is het proces waardoor deeltjes onder invloed van de wind of van mechanische activiteit weer in de lucht worden opgenomen. Vanwege het inerte karakter van asbestvezels kunnen deze vezels gedurende lange tijd in het milieu verblijven. De vezels kunnen aan een kringloop gaan deelnemen die bestaat uit het door droge en natte depositie uit de lucht verwijderen van vezels die, eventueel na drogen, weer in de lucht kunnen worden opgenomen. Het gedeelte dat in het water terecht komt, wordt aan de lucht-bodem-lucht kringloop onttrokken, maar kan via andere wegen weer in de lucht terecht komen.

De windcondities tezamen met de relatieve vochtigheid en mechanische activiteit bepalen hoeveel vezels in de lucht terecht kunnen komen nadat deze vezels uit een eventuele matrix zijn vrijgemaakt. Voor stortplaatsen e.d. speelt de mate van afdekking een belangrijke rol.

Baxter et al. (1983) concluderen dat nabij bronnen de concentraties bij geringe luchtbeweging over het algemeen hoger zijn dan wanneer er sprake is van wind. Kennelijk is een geringe luchtbeweging voldoende om vezels van de ondergrond vrij te maken maar is deze luchtbeweging onvoldoende om voor dispersie in de atmosfeer zorg te dragen.

Mogelijk worden de verhoogde concentraties aan asbestvezels in de grote steden voornamelijk door reëmissie in stand gehouden. Een aanwijzing voor reëmissie werd waargenomen op een meetstation waar gebruik werd gemaakt van een monsternemer die windrichting-afhankelijk was (Den Boeft en Lanting, 1981) : als het station zich bovenwinds van de locale bron bevond werden ook verhoogde concentraties waargenomen.

Nabij stortplaatsen van asbest(houdend) afval, die meestal in gebieden lagen die zonder die stortplaatsen achtergrondgebieden zouden zijn, werden concentraties gevonden die 10 tot 1000 maal hoger waren dan de achtergrondconcentratieniveaus (Murchio et al., 1979; Harwood en Blaszkak, 1974). Deze

concentraties zullen een gevolg zijn van een combinatie van emissie tijdens storten en verwerken en van reëmissie.

In Overijssel is op diverse plaatsen asbestcementafval gebruikt voor het verharden van zandwegen, erven e.d. Mogelijk kunnen bij intensief berijden van een droog wegoppervlak asbestvezels uit de cementmatrix vrijkomen. Den Boeft (1987) voerde nabij een dergelijke weg concentratiemetingen uit. Onder droge omstandigheden werden verhoogde concentraties gemeten in de onmiddellijke nabijheid van de weg. Bij een meer dan gemiddelde hoeveelheid neerslag werden geen verhoogde concentratieniveaus waargenomen.

3.4. SAMENVATTING EN CONCLUSIES

Asbestvezels zijn in hoge mate inert en kunnen daarom gedurende lange tijd in het milieu verblijven.

Ondanks het feit dat de meeste asbest vooral als gevolg van het storten van afvalstoffen op en in de bodem terecht komt, vindt transport naar het grondwater en vervolgens naar het oppervlaktewater in beperkte mate plaats. Transport van asbestvezels in water resp. lucht verloopt gemakkelijk en kan over honderden resp. duizenden km plaatsvinden. Zowel door emissie als door reëmissie of resuspensie worden de niveaus in de lucht bepaald, waarbij de emissie vooral lokaal (al dan niet permanent) tot verhoogde concentraties zal bijdragen en de reëmissie (onder invloed van de wind of van mechanische activiteit) in belangrijke mate de grootschalige concentratieniveaus zal beïnvloeden. Verwijdering van asbestvezels uit de lucht vindt plaats door droge en natte depositie, afhankelijk van de aërodynamische diameter van de vezels.

De natte en droge depositie bedraagt resp. ca. 250-1000 en 50-250 kg. j^{-1} .

4. BEPALINGSMETHODEN

Voor de bepaling van asbest zijn analysetechnieken beschikbaar die globaal onder te verdelen zijn in technieken voor macro-monsters (asbesthoudende materialen) en micro-monsters (milieumonsters). Bij de macro-methoden zoals infraroodspectrometrie en röntgendiffractie wordt niet naar individuele vezels gekeken, maar de totale massa asbest bepaald. Bij de milieumonsters daarentegen worden individuele vezels met behulp van een microscopische techniek opgespoord en zonodig geïdentificeerd. Hoewel de monstervoorbereiding voor elk van de milieumonsters verschillend is, zijn de uiteindelijk toegepaste microscopische technieken vrijwel identiek.

De geraadpleegde literatuur is samengevat in par. 9.4. en zal slechts incidenteel worden aangehaald.

4.1. ANALYSETECHNIEKEN

4.1.1. Analysetechnieken voor de bepaling van asbest in bulkmonsters

Röntgendiffractie (Brantley et al., 1982; Taylor, 1978)

In de praktijk wordt meestal de zogenaamde poedermethode gebruikt waarbij het monster uit een groot aantal willekeurig georiënteerde kristallen bestaat. Er ontstaat dan een karakteristiek lijnenspectrum waarvan de intensiteit een relatieve maat is voor de concentratie in het monster.

Voordelen van röntgendiffractie zijn dat de identificatie specifiek voor een bepaalde kristallijne verbinding is en dat een kwantitatieve bepaling mogelijk is. Nadelen zijn: (a) de methode is relatief ongevoelig (ca. 2 gew.% asbest) en daardoor niet geschikt voor sporenanalyses; (b) diffractiepatronen van vezelvormig asbest verschillen vrijwel niet van die van het moedergesteente dat een sterk overeenkomstige kristalstructuur heeft. Dit probleem kan worden ondervangen door de vezels vooraf in een elektrisch of

magnetisch veld te richten, zodat een voorkeursoriëntatie wordt verkregen. Deze voorbereidingen zijn echter gecompliceerd en vereisen speciale apparatuur die veelal niet commercieel verkrijgbaar is.

Infraroodspectrometrie

De I.R.-spectrometrie is gebaseerd op de karakteristieke absorptie van infraroodstraling aan asbest en heeft ongeveer hetzelfde toepassingsgebied als röntgendiffractie. De kwalitatieve informatie die uit de spectra wordt verkregen is echter minder eenduidig, wat de bruikbaarheid van deze methode beperkt.

Het voordeel van I.R.-spectrometrie is dat het een snelle en daardoor relatief goedkope techniek is. Vooral met Fourier Transform I.R. zijn matrixcorrecties en automatische gegevensverwerking relatief eenvoudig. Nadeel is dat, hoewel het mineraal chrysotiel een vrij kenmerkend spectrum bezit, de overige asbestsoorten (die allemaal een amfiboolstructuur bezitten) moeilijk van elkaar te onderscheiden spectra geven. Bovendien is het risico van storing door andere silicaten vrij groot. Het toepassingsgebied beperkt zich dan ook veelal tot asbestanalyses in industriële producten met een goed bekende matrix.

Polarisatie-microscopie (Van Maaren, 1984; Virta et al., 1982)

Hiermee worden asbestsoorten geïdentificeerd op grond van karakteristieke optische eigenschappen zoals brekingsindex, het gedrag in gepolariseerd licht, dubbelbreking en dispersie. Deze methode is vooral geschikt voor een snelle identificatie van asbest in materialen zoals asbestcement of isolatiemateriaal.

Overige methoden (Benarie, 1983; Surkyn et al., 1983; Jones et al., 1982, 1983)

-Differentiële thermogravimetrie

Bij differentiële thermogravimetrie worden gewichtsveranderingen geregistreerd tijdens het doorlopen van een bepaald temperatuurtraject waarbij gewicht en temperatuur nauwkeurig worden geregistreerd. De methode is redelijk specifiek maar erg ongevoelig. Het toepassingsgebied is daarom beperkt tot het onderzoek van industriële asbesthoudende produkten.

-Lichtverstrooiing aan magnetisch gerichte vezels (Chatfield, 1982)

Asbestvezels kunnen zowel paramagnetisch als ferromagnetisch gedrag vertonen als ze aan een sterk magneetveld worden blootgesteld. Door de sterke voorkeursoriëntatie zal een bundel laserlicht door de vezels in een bepaald patroon worden verstrooid. Op deze wijze kan in een suspensie de concentratie vezels worden bepaald en kan uit het verstrooiingsgedrag een indruk worden verkregen van de vezeldiameterverdeling. Deze methode is niet gestandaardiseerd.

-Vezelmonitor

Met de vezelmonitor kan de vezelconcentratie in de atmosfeer registrerend worden gemeten. Ook hierbij worden de vezels in een luchtstroom in een voorkeursoriëntatie gebracht waarna de lichtverstrooiing wordt gemeten. De vezelmonitor is niet geheel specifiek voor asbest maar is wel geschikt voor het meten van een hoge asbestconcentratie, bijvoorbeeld bij procesbewaking in de asbestindustrie of bij expositiekamers voor inhalatieproeven.

-Selectieve kleuring van asbestvezels

In combinatie met een fluorescentiemicroscoop kunnen chrysotielvezels worden gedetecteerd die met selectieve fluorescentie-kleurstoffen zijn behandeld. Deze methode vraagt veel voorbereidingen aan de monsters.

-Laser-Raman microprobe

De analyse van asbest met de laser-Raman microprobe verkeert nog in het experimentele stadium en is nog niet geschikt voor algemene toepassing.

4.1.2. Microscopische bepalingmethoden

Lichtmicroscopie in fase-contrast

Vanouds is fase-contrast lichtmicroscopie de mest toegepaste techniek voor de bepaling van asbestvezels in luchtmonsters. Deze bepalingmethode is in een aantal normvoorschriften vastgelegd (NNI, 1987; Asbestos International Association en EG, 1983) waarin de wijze van monsterneming, prepareren, telregels enz. in detail zijn beschreven.

-Telregels

Een vezel wordt gedefinieerd als een deeltje waarvan de verhouding lengte/diameter tenminste drie bedraagt. Er worden slechts vezels met een lengte groter dan 5 μm en een diameter kleiner dan 3 μm geteld (gedetailleerde telvoorschriften zijn vastgelegd in de Nederlandse voornorm NVN 2939 (NNI, 1987) en in Richtlijn 83/477/EEG (EG, 1983).

-Scheidend vermogen en zichtbaarheid

De zichtbaarheid van de vezels wordt bepaald door een groot aantal factoren (Rooker et al., 1982; Heidermanns, 1978), waaronder het verschil in brekingsindex tussen vezel en inbedvloeistof, de kwaliteit van het preparaat en het scheidend vermogen van het microscoop. De zichtbaarheidsgrens ligt meestal rond de 0,3 μm als minimum vezeldiameter. Dit houdt in dat een groot deel van de bemonsterde asbestvezels niet met de lichtmicroscoop kan worden waargenomen. Op de werkplek, dicht bij de emissiebronnen, heeft nog een aanzienlijke fractie van de vezels een diameter groter dan 0,3 μm en

zijn de vezels dus waar te nemen, in de buitenlucht echter heeft 95 tot 99% van de vezels submicroscopische afmetingen. Lichtmicroscopie is dan ook niet geschikt voor asbestbepalingen in de buitenlucht, tenzij emissiebronnen in de directe nabijheid aanwezig zijn.

Voordelen:

- de methode is internationaal gestandaardiseerd (ISO en AIA) en de kwaliteit wordt op peil gehouden door regelmatig vergelijkende onderzoeken;
- lichtmicroscopie is relatief goedkoop zodat de tellingen ook door kleine bedrijfslaboratoria uitvoerbaar zijn;
- de methode is als enige gevalideerd voor vergelijking met de MAC-waarde.

Nadelen:

- het scheidend vermogen is beperkt waardoor een groot aantal vezels (ook van de fractie die potentieel een risico voor de gezondheid oplevert) niet wordt waargenomen;
- identificatie is slechts zeer beperkt uitvoerbaar;
- de methode is niet geschikt voor de bepaling van de concentratie van asbestvezels in de buitenlucht.

Verwacht kan worden dat de tellingen meer en meer geautomatiseerd zullen worden (Kenny, 1983). Deze automatisering zal leiden tot een veel grotere meetnauwkeurigheid en (op den duur) een verlaging van de analysekosten.

Rasterelectronenmicroscopie (REM of SEM)

REM wordt zowel voor kwalitatieve als semi-kwantitatieve asbestanalyses toegepast. Het scheidend vermogen is vele malen groter dan die van de lichtmicroscopie. De REM kan worden gekoppeld met röntgenmicroanalyse-apparatuur (RMA), waarmee op basis van röntgenfluorescentie identificatie op grond van de chemische (elementaire) samenstelling mogelijk is.

Voordelen:

- de preparaatvoorbereiding is eenvoudig waardoor de oorspronkelijke toestand van het monster zoveel mogelijk intact blijft;
- identificatie met röntgenmicroanalyse is mogelijk;
- REM heeft een zeer grote dieptescherpte.

Nadelen:

- bij diameters kleiner dan ca. 0,5 μm is geen eenduidige identificatie met RMA meer mogelijk;
- vezels met een diameter kleiner dan ca. 0,1 μm zijn vaak moeilijk met voldoende contrast waarneembaar;
- het optimaal scheidend vermogen wordt slechts bij hoge vergrotingen bereikt;
- electronendiffractie is slechts beperkt mogelijk.

Ook hier zal de automatische beeldverwerking in snel tempo zijn intrede doen. Geavanceerde prepareertechnieken zullen de beeldkwaliteit verder verbeteren.

Transmissie-electronenmicroscopie (TEM)

In tegenstelling met REM wordt bij TEM het preparaat met de electronenbundel doorstraald. Het scheidend vermogen is aanzienlijk hoger dan bij REM en dit wordt reeds bij relatief lage vergrotingen bereikt. In combinatie met röntgenmicro-analyse kunnen zelfs elementaire vezels met een diameter van 0,02 μm nog worden geïdentificeerd. TEM is geschikt voor electronendiffractie aan individuele deeltjes waarmee in principe dezelfde kristalparameters kunnen worden bepaald als met röntgendiffractie, zij het met een grotere spreiding in de berekende d-waarden. De TEM heeft voor het asbestonderzoek dus een grotere analytische capaciteit dan de REM en is daardoor beter geschikt voor de sporenanalyses in milieumonsters.

Voordelen:

- het scheidend vermogen is zeer hoog waardoor ook de kleinste vezels waarneembaar zijn;
- in combinatie met röntgenmicro-analyse (RMA) kunnen zeer kleine deeltjes worden geïdentificeerd;
- electronendiffractie op microschaal is mogelijk. Deze techniek wordt vooral toegepast in gecompliceerde mengsels van mineralen met weinig verschil in de element-samenstelling (bijvoorbeeld asbest in talk);
- er is een concept EG-normvoorschrift voor de asbestbepaling met TEM (Burdett, 1984);
- er kunnen nauwkeurige vezelgrootteverdelingen worden bepaald.

Nadelen:

- het prepareren voor TEM is gecompliceerder en daardoor duurder dan voor REM;
- de preparaten zijn klein waardoor veel aandacht moet worden besteed aan de monsterneming, opdat het geanalyseerde materiaal zoveel mogelijk representatief is voor het totale monster.

Scanning transmissie E.M. (STEM) in combinatie met geautomatiseerde beeldverwerking zullen een volledig geautomatiseerde kwalitatieve en kwantitatieve analyse mogelijk maken. Door verlaging van de analysekosten zal de

TEM ook voor de analyse van werkplekmonsters toepasbaar worden. De preparateertechniek zal daartoe verder moeten worden verbeterd.

Energiedispersieve röntgenmicroanalyse

Met energiedispersieve röntgenmicro-analyse kunnen elementen vanaf atoomnummer 6 (koolstof) worden gedetecteerd. In beginsel kan ook een golflengtedispersief meetsysteem worden gebruikt waarmee een groter scheidend vermogen wordt bereikt. Deze methode is echter tijdrovend, zodat in de praktijk meestal de voorkeur wordt gegeven aan de veel snellere energiedispersieve methode.

Electronendiffractie (SAED)

In de TEM is het mogelijk om met behulp van electronendiffractie individuele deeltjes te identificeren. Uit het diffractogram zijn de d-waarden te bepalen, zij het met een geringere nauwkeurigheid dan met röntgendiffractie mogelijk is. SAED geeft een betrouwbare identificatie maar is tijdrovend en vraagt een specialistische kennis.

4.1.3. Kwantitatieve analyse

Een nadeel van elke kwantitatieve microscopische analyse is dat slechts een fractie van het monster kan worden bekeken. Het is daarom van groot belang dat het preparaat homogeen is. De nauwkeurigheid van de bepaling neemt toe naarmate een grotere fractie van het monster wordt onderzocht. Vooral bij electronenmicroscopie is dit echter arbeidsintensief en kostbaar, zodat een compromis moet worden gevonden tussen de kosten en de gewenste nauwkeurigheid van de analyse. De bezettingsgraad van de monsters dient zodanig te worden gekozen dat de deeltjes niet overlappen. Een bekend oppervlak wordt afgezocht naar vezels die vervolgens met RMA of, indien nodig, met SAED

worden geïdentificeerd. Ook worden lengte en diameter bepaald. Deze grootteverdeling is belangrijk bij het onderzoek naar dosis-effect relaties.

4.2. MONSTERNEMING IN LUCHT

4.2.1. Monsterneming voor lichtmicroscopie

Een bekende hoeveelheid lucht wordt met een debiet van 1-2 dm³ per minuut door een cellulose-ester membraanfilter met een poriëngrootte van 0,8 of 1,2 µm aangezogen. Meestal wordt gebruik gemaakt van een filterdiameter van 25 of 37 mm. Bij voorkeur moet een pomp worden gebruikt waarvan het debiet elektronisch constant wordt gehouden, hoewel voor vast opgestelde monsterpunten een pomp met een kritische opening een bruikbaar alternatief is. De bemonsteringstijd kan, al naar gelang de te verwachten concentratie, variëren tussen 0,3 en 8 uur. Bij hoge concentraties worden een aantal kortdurende monsters genomen om de betrouwbaarheid van de meting te vergroten. De filterhouder dient bij voorkeur van metaal gemaakt te zijn om statische oplading te voorkomen. De ondersteuning van het filter moet zodanig zijn dat de aanzuigsnelheid op alle plaatsen gelijk is; dit ter voorkoming van een inhomogene verdeling van vezels over het filter, hetgeen leidt tot grote spreidingen bij de microscopische telling.

In rookgas- of ventilatiekanalen wordt bij voorkeur isokinetisch bemonsterd. Te kleine aanzuigopeningen dienen hierbij te worden vermeden.

4.2.2. Monsterneming voor elektronenmicroscopie

Aangezien elektronenmicroscopie meestal wordt toegepast bij sporenanalyses, worden hierbij grotere volumina lucht bemonsterd (100-1000 m³). Concentratie door verassen is dan noodzakelijk.

REM-monsters kunnen direct op Nucleporefilters worden genomen. De weerstand van deze filters is echter hoog en neemt snel toe met de beladingsgraad zo-

dat slechts alleen pompen met een grote capaciteit kunnen worden gebruikt. De filters worden vooraf met een goudlaag bedampt. Dit voorkomt statische oplading, beschermt het filtermateriaal tijdens verassen in een zuurstof-plasma en geeft een hoog contrast in de REM (König en Seger, 1983).

4.3. PREPAREERTECHNIEKEN VOOR ELECTRONENMICROSCOPIE

De behandeling van de verschillende soorten milieumonsters verschilt slechts in de voorbereidingsfase. Het doel is steeds om de asbestvezels zo selectief mogelijk uit de matrix vrij te maken, te concentreren en te prepareren.

Bij de verwerking van een membraanfilter tot een preparaat wordt er vanuit gegaan dat de deeltjes zich gelijkmatig verdeeld op het filter bevinden (Poisson-verdeling). Dit vereist een zeer zorgvuldige filtratie. Het filter wordt behandeld met acetondamp en daarna gedurende 10 minuten in een zuurstof plasma "geëtst". Na droging wordt een laagje kool opgedampt, een stukje wordt uit het filter gesneden en op een TEM-prepareergaasje gelegd. Het filtermateriaal wordt vervolgens in aceton opgelost zodat het koolvlies met asbestdeeltjes op het TEM-gaasje achterblijft.

Watermonsters

Het water wordt direct over een membraanfilter gefiltreerd. Verstopping van het filter door bijvoorbeeld ijzerhydroxide-neerslag kan worden verholpen door het filter met een oxaalzuuroplossing door te spoelen. Zonodig kan door verassen verder worden geconcentreerd.

Luchtmonsters

De concentratie aan asbestvezels op de werkplek is vaak relatief hoog. In

de meeste gevallen hoeft daarom niet geconcentreerd te worden en wordt het filter direct tot een preparaat verwerkt.

In de buitenlucht zijn asbestvezels in sporenconcentraties aanwezig, waardoor een vóórconcentratie dient plaats te vinden. Het bemonsterde filter wordt bij lage temperatuur in een zuurstofplasma verast. De resterende asbest wordt ultrasoon in water gesuspenderd en opnieuw over een membraanfilter afgefiltreerd.

- Longweefsel

Longweefsel wordt opgelost in een enzym- of loogoplossing of verast in een zuurstofplasma. Vaak wordt de asrest daarna nog met een zoutzuuroplossing behandeld, o.a. om de vezels uit hun vaak sterk ijzerhoudende omkapseling vrij te maken.

4.4. SAMENVATTING EN CONCLUSIES

In tabel 4.1. is een overzicht gegeven van de verschillende analysetechnieken, hun toepassingsgebied en de globale analysekosten per monster.

Röntgendiffractie gecombineerd met polarisatiemicroscopie zijn betrouwbare en goed beschreven technieken voor de bepaling van asbest in de meeste soorten bulkmonsters. Transmissie-electronen-microscopie (TEM) in combinatie met röntgenmicro-analyse (RMA) en electronendiffractie (SAED) is de meest geschikte techniek voor de sporenanalyse in milieumonsters.

Voor de bepaling van asbest in milieumonsters blijven genormaliseerde microscopische bepalingsmethoden vooralsnog onontbeerlijk. Door de toepassing van automatische beeldverwerking en automatische micro-analyse zal electronenmicroscopie in de nabije toekomst meer en meer voor het analyseren van milieumonsters worden toegepast. De prepareertechnieken dienen verder verbeterd te worden. Een aantal nieuwe technieken, bijv. lichtver-

strooiing aan in een magnetisch veld gerichte vezels, lijken veelbelovend. Het zal echter nog enkele jaren duren voordat deze technieken in de vorm van genormaliseerde bepalingsmethoden beschikbaar zijn.

Tabel 4.1. Schematisch overzicht van de belangrijkste analysetechnieken voor asbest

Monstertypering	Asbestconcentratie	I.R. spectro-metrie	Röntgen-diffractie	L.M. phaco	L.M. polarisatie	REM + RMA	TEM + RMA	TEM + SAED	Opmerkingen
Bulkmonsters									
isolatiemateriaal	0,1-100 gew. %	*	*		*	*			
asbestcement producten	10-30 gew. %	***	***			*			
Sporenanalyses									
Talkpoeder enz.	0,001-10 gew. %		*	**	*		*	*	standaardisatie in voorbereiding
luchtmonsters werkplek	50-50.000 ng			***	*	**	**		LM-phaco gestandaard. EG-methode
luchtmonsters buitenlucht	1-500 ng						*	*	concept EG-standaard voor TEM/RMA
longweefsel	1-5000 ng			*			*	*	
water	1-5000 ng			**			*	*	
bodem	0,01-5 gew. %				**	**	**	*	
Globale analyseprijs per monster									
		f200	f500	f300	f500	f800	f2000	f3000	
Vereiste kennisniveau		M	H/U	M	H	H	H/U	U	

* = kwalitatief; ** = semi-kwantitatief; *** = kwantitatief

M = MBO niveau; H = HBO niveau; U = universitair niveau

5. CONCENTRATIES IN MILIEU EN BLOOTSTELLINGSNIVEAUS

Over de blootstelling aan asbest is een omvangrijke literatuur verschenen. De resultaten van de verschillende studies zijn echter moeilijk vergelijkbaar omdat de auteurs zowel verschillende analyse-methoden als verschillende eenheden hanteren, en zich al dan niet beperken tot bepaalde vezellengten en diameters. In de arbeidshygiëne is het gebruikelijk de asbestconcentratie uit te drukken in aantallen vezels langer dan $5\ \mu\text{m}$ zoals bepaald met een lichtmicroscop (hfdst. 4). Buiten de werkomgeving wordt daarentegen de concentratie in het algemeen uitgedrukt in ng.m^{-3} . Tussen beide eenheden bestaat geen vaste conversiefactor omdat deze factor ondermeer afhangt van de omgeving (asbestsoort, vezelgrootteverdeling) en de toegepaste bemonsterings- en analysetechniek (hfdst. 4). In de literatuur worden verschillende omrekeningsfactoren genoemd (Levine en Suta, 1979; Spurny et al., 1979; National Research Council, 1984). Ruwweg kan worden gesteld dat $1\ \text{ng.m}^{-3}$ overeenkomt met $2.000\text{--}40.000\ \text{vezels.m}^{-3}$.

Uit resultaten van buitenluchtmetingen (Den Boeft en Lanting, 1981) blijkt dat, ongeacht de meetplaats, de chrysotielvezeldiameter een geringe spreiding vertoont rond de mediane waarde $0,1\ \mu\text{m}$ (de diameter van elementaire chrysotielvezels is $0,03\ \mu\text{m}$). Het aandeel van deze kleine afmetingen (voornamelijk diameter) aan de massaconcentratie kan als volgt worden geïllustreerd: één lichtmicroscopische vezel met een diameter van $1,0\ \mu\text{m}$ en een lengte van $5,0\ \mu\text{m}$ heeft een even grote massa als $4,5 \cdot 10^4$ elementaire vezels van chrysotiel met een lengte van $0,15\ \mu\text{m}$. Verder blijkt dat slechts 10% van de met transmissie-electronen-microscop (TEM) waargenomen vezels langer dan $5\ \mu\text{m}$ met de lichtmicroscopische (LM) analysemethode kunnen worden gedetecteerd. Om zoveel mogelijk bij de literatuur aan te sluiten zijn de asbestconcentraties in de werkomgeving (par. 5.5.1.) uitgedrukt in aantallen vezels per m^3 , de overige concentraties in ng.m^{-3} .

5.1. ACHTERGRONDCONCENTRATIES

Asbestvezels kunnen op grond van hun thermische en chemische eigenschappen (hfdst. 1.) gedurende lange tijd in het milieu verblijven en zowel via lucht als via water over aanzienlijke afstanden worden getransporteerd. Voor zover bekend zijn er geen metingen uitgevoerd op plaatsen die zeer ver van asbestbronnen verwijderd zijn, bijvoorbeeld oceanen.

Den Boeft en Lanting (1981) geven enkele asbestconcentraties, die in landelijke en achtergrond-gebieden in de Verenigde Staten en op een tweetal plaatsen in Europa zijn gemeten (tabel 5.1.).

Tabel 5.1. Asbestconcentraties in enkele landelijke en achtergrond-gebieden

Type gebied	Asbestconcentratie ₋₃		Analysemethode
	(ng.m ⁻³)	(vezels.m ⁻³)	
	spreidingsbreedte	spreidingsbreedte	
Achtergrondgebied			TEM
Californië (USA)	0,02-0,15	-	d<0,5 µm; l <2,5 µm
Landelijke gebieden U.K.	0,1 -1	-	TEM
Landelijk gebied B.R.D.	0,11-0,23	110-230	REM
Achtergrondgebied B.R.D.	0,03-0,07	30-70	d=0,5 µm; l=2 µm

Door Den Boeft en Lanting (1981) zijn in Nederland metingen uitgevoerd op enkele plaatsen enkele tientallen km verwijderd van (potentiële) bronnen. Op die stations waren de concentraties aan chrysotielvezels 10^2 - 10^3 vezels.m⁻³ ($\leq 0,1$ ng.m⁻³). Hierbij moet worden aangetekend dat deze waarde dicht in de buurt van de detectiegrens van de toegepaste analysemethode ligt.

5.2. VOORKOMEN IN BODEM

Over het voorkomen van asbestvezels in bodem is niets bekend.

5.3. VOORKOMEN IN OPPERVLAKTEWATER

Asbestvezels kunnen zowel in grond- als in oppervlaktewater voorkomen, afhankelijk van de geologische situatie en de verontreiniging via lozingen en via industrieel vervaardigde produkten. Voor zover bekend zijn er echter geen systematische concentratiemetingen van asbestvezels in het Nederlandse oppervlaktewater uitgevoerd. In de Verenigde Staten en Canada zijn op diverse plaatsen wel metingen verricht (tabel 5.2.).

Tabel 5.2. Asbest-concentratieniveaus in oppervlaktewater in de Verenigde Staten en Canada, m.b.v. de TEM-analyse methode

Locatie	Concentratie ₁ (vezels.l ⁻¹)	Referentie
Ottawa rivier (Canada)	$9,5 \cdot 10^6$	Cunningham en Pontefract (1971)
Ontario (Canada)	$0,1 - 3,9 \cdot 10^6$	Kay (1973)
Michigan meer (VS)	$1,8 \cdot 10^6$ ($4,2 \cdot 10^5 - 4,2 \cdot 10^6$)	McMillan et al. (1977)

In een enkel geval werden niveaus tot $2 \cdot 10^9$ asbestvezels.l⁻¹ aangetroffen (Oliver en Murr, 1977). In deze gevallen is het oppervlaktewater verontreinigd met asbestvezels uit asbesthoudend gesteente waarmee het water in contact is.

5.4. VOORKOMEN IN LUCHT

5.4.1. Binnenlucht

-Blootstelling in de werkomgeving

Kans op expositie bestaat bij de verwerking van asbestcementprodukten op locatie (zagen, slijpwerkzaamheden). Riediger (1984) noemt $0,06 - 0,2 \cdot 10^6$ vezels.m⁻³ (chrysotielasbest) tijdens het op maat zagen. Bij het doorslijpen vonden Rödelasperger et al. (1980) vlak bij het hoofd van de handwerks-

man een gemiddelde vezelconcentratie van $20 \cdot 10^6$ vezels. m^{-3} . Het uitvoeren van deze werkzaamheden in afgesloten ruimten levert hogere concentraties op, vooral bij het gebruik van een slijptol: Woitowitz en Rödelsperger (1983) vonden gemiddeld $50 \cdot 10^6$ vezels. m^{-3} , resulterend in een TGG van ca. $5 \cdot 10^6$ vezels. m^{-3} .

In bepaalde remvoeringen wordt chrysotiel-asbest toegepast in een gehalte van 10-50 gewichtsprocent. Blootstelling treedt vooral op wanneer de remtrommel met perslucht wordt schoongebazen, zonder verdere afzuiging. Voor de piekconcentraties (duur ≤ 3 minuten) werden waarden gevonden van ca. $6 \cdot 10^6$ vezels. m^{-3} met een maximum van $20 \cdot 10^6$ (Jahn et al., 1985). Roberts (1979, 1980) noemt een piekconcentratie van $0,33 \cdot 10^6$ bij schoonblazen en een maximumconcentratie van $2,6 \cdot 10^6$ vezels. m^{-3} bij het nat-reinigen van de trommel. Tijdens het op maat slijpen van de remvoering vond Riediger (1984) $0,6-0,9 \cdot 10^6$ vezels. m^{-3} ; Jahn et al. (1985) tot maximaal $0,4 \cdot 10^6$ vezels. m^{-3} . De gemiddelde concentraties gedurende de totale uitvoering liggen tussen $0,04$ en $0,3 \cdot 10^6$ vezels. m^{-3} (Roberts, 1979, 1980; Nicholson et al., 1982; Jahn et al., 1985).

Het gebruik van vulmiddelen op basis van asbest voor het afwerken van wanden kan aanleiding geven tot een aanzienlijke belasting. De hoogste concentraties treden op bij het mengen, schuren en aanvegen (Fishbein et al., 1979); Verma en Middleton (1980) vermelden een gemiddelde concentratie voor alle handelingen van $6-18 \cdot 10^6$ vezels. m^{-3} (traject $0,3-25 \cdot 10^6$ vezels. m^{-3}). Hoewel het momenteel verboden is om spuitasbestlagen aan te brengen, komen deze nog veelvuldig voor in onder andere fabriekshallen, magazijnen en kantoren. Door mechanische beschadiging en veroudering kunnen de asbestvezels losraken en zich verspreiden. In een onderzoek op 29 locaties varieerden de concentraties tussen $< 0,001 \cdot 10^6$ en $0,6 \cdot 10^6$ vezels. m^{-3} (Tempelman et al., 1985). In het algemeen betreft het hier amosietvezels. Arhelger et al. (1984) vonden tijdens werkzaamheden aan of in de nabijheid van spuitisola-

tie (bv. het aanleggen van nieuwe bekabeling), concentraties tot $20 \cdot 10^6$ vezels. m^{-3} met een geometrisch gemiddelde van $0,08-0,2 \cdot 10^6$ vezels. m^{-3} , afhankelijk van de uitgevoerde werkzaamheden.

Relatief weinig aandacht is besteed aan de blootstelling van werknemers tijdens het slopen van gebouwen of het verwijderen van spuitasbestlagen. Arhelger et al. (1984) vonden hierbij een piekconcentratie van $200 \cdot 10^6$ vezels. m^{-3} (crocidoliet); het TGG bedroeg ca. $15 \cdot 10^6$ vezels. m^{-3} . Tijdens het verwijderen van een spuitasbestlaag vonden Marfels et al. (1984) lagere concentraties: namelijk tussen $0,3$ en $0,5 \cdot 10^6$ vezels. m^{-3} .

Breman (1984) heeft de luchtconcentraties aan crocidolietasbest in de tijd gevolgd tijdens het verwijderen van de thermische isolatie van een turbine in een afgeschermd ruimte. Binnen deze ruimte traden piekconcentraties op van $> 25 \cdot 10^6$ vezels. m^{-3} ; daarbuiten bedroegen de concentraties $< 0,01-0,8 \cdot 10^6$ vezels. m^{-3} .

Sedert de asbest-reglementering werkt men in Europa beneden de MAC-waarden. Ook in de secundaire sector is gereedschap beschikbaar om onder de MAC-waarde te werken.

Blootstelling buiten de werkomgeving

Hoewel momenteel asbestvrije alternatieven worden toegepast zijn nog een groot aantal asbest bevattende produkten aanwezig. Asbest is ondermeer toegepast in elektrische apparatuur (broodroosters, strijkijzers, haardrogers e.d.), vloerbedekking, strijkplanken, asbestplaatjes (b.v. onderzetters), pakkingen van waterleidingen en voor schoorsteen- en kachelaafdichtingen. Kwantitatieve gegevens omtrent de invloed hiervan op de binnenluchtconcentratie in woningen zijn niet beschikbaar. In het algemeen wordt aangenomen dat deze concentratie vrijwel overeenkomt met de buitenluchtconcentratie. Deze bedraagt in Nederland gemiddeld $< 0,1-0,3 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ (zie par. 5.4.2.). Spuitasbest is ondermeer toegepast in openbare ruimten zoals scholen,

schouwburgen, winkelcentra, sporthallen en zwembaden. De in Nederland gemeten concentraties in ruimten waarin asbestspuitlagen aanwezig zijn, variëren tussen < 1 en 6000 ng.m^{-3} (Tempelman et al., 1985). Sebastien et al. (1982) vonden concentraties tot 170 ng.m^{-3} ten gevolge van een chrysotiel bevattende vloerbedekking.

5.4.2. Buitenlucht

Asbestconcentraties in de buitenlucht zijn op een groot aantal plaatsen in Europa en Noord Amerika gemeten. Meestal betrof het steekproeven met korte monsternemingsperioden (enkele uren tot enkele dagen). De vergelijkbaarheid van de uitkomsten, welke zeer variabel zijn, wordt bemoeilijkt door verschillen in factoren als: monsternemingsmethode, monsternemingsduur, monsterprepareermethode, analysemethode, vezeldefinitie en verwerkingsmethode voor de analyseresultaten. De ISO streeft er naar om op internationaal niveau te komen tot een standaardisatie van meetmethode en dataverwerking. In Nederland zijn van 1978 tot 1980 concentratiemetingen uitgevoerd. De gemeten concentraties zijn maandgemiddelden op basis van weekmonsters. Per locatie werden minimaal gedurende drie opeenvolgende maanden luchtmonsters genomen en met TEM geanalyseerd. De resultaten voor chrysotiel zijn weergegeven in tabel 5.3. Amfibool-asbestvezels (crocidoliet) werden in '79/80 in meetbare hoeveelheid alleen in Goor aangetroffen. De vezelconcentraties waren ca. 7 x lager dan voor chrysotiel.

Tabel 5.4. Maandgemiddelde vezel- en massaconcentratie aan chrysotiel asbest, gemeten op diverse plaatsen in Nederland (Den Boeft en Lanting, 1981)

Meetstation	Vezelconcentratie		Massaconcentratie	
	(vezel.m ⁻³) gemiddelde	traject	(ng.m ⁻³) gemiddeld	traject
<u>Nabij bronnen:</u>				
Goor (400 m van bron)	40.200	5.500-80.000	6	0,4-15,5 (316) ***
	6.400 *	200-13.400 *	2 *	<0,1- 7,1 *
Harderwijk (600 m van bron)	1.600	400- 2.800	0,3	<0,1-0,8
Harderwijk (200 m van bron)	37.000	1.300-50.000	4	1,2-6,7 (105,171) ***
Delft (100 m van bron)	18.200	10.500-24.600	2	1,0-2,8
Bergh autoweg	5.200	1.500-10.700	1	<0,1-1,5
IJtunnel **	59.100	38.200-80.800	9	7,3-13,0
<u>In grote steden:</u>				
Rotterdam	4.700	<200-11.000	0,3	<0,1-1,0
Amsterdam Noord	7.800	1.300-22.700	0,8	<0,1-2,9
Amsterdam Centrum	4.400	600- 8.300	0,3	<0,1-0,5
Amsterdam Geuzenveld	2.300	800- 6.200	0,3	<0,1-0,7
<u>In middelgrote steden en achtergrondgebieden:</u>				
Delft (Zuidpolder)	3.600	1.200- 9.000	0,3	<0,1-0,8
Nieuw Namen	1.800	300- 3.600	0,1	<0,1-0,2
Sas van Gent	1.100	300- 1.800	0,1	<0,1-0,1
Vlissingen	2.600	700- 5.500	0,2	<0,1-0,4
Nieuwdorp	1.100	300- 1.600	0,1	<0,1-0,4
Groningen	1.750	900- 3.200	<0,1	
Usselo	880	400- 1.500	<0,1	
* crocidoliet				
** daggemiddelden				
*** uitbijter				

Op twee locaties (Rotterdam en Delft Zuidpolder) werden gedurende een jaar of langer de maandgemiddelde concentraties bepaald. Het gemiddelde (ongeveer jaargemiddelde) bedroeg ca. 4700 chrysotielvezels.m⁻³, hetgeen overeenkomt met een massaconcentratie van 0,3 ng.m⁻³. Deze concentratie sluit goed aan bij de concentraties, die gedurende een kortere tijd in Amsterdam werden gemeten. De jaargemiddelde massaconcentratie in de grote steden bedraagt ca. 0,3 ng.m⁻³. Uitgaande van een achtergrondconcentratie van lager dan 0,1 ng.m⁻³, wordt de landelijke jaargemiddelde concentratie aan

chrysotielvezels geschat op $0,1 \text{ ng.m}^{-3}$.

In de figuren 5.1. a en b kan de frekwentie van voorkomen van een bepaalde lengte/diameter klasse worden afgelezen. In de omgeving van een asbest-verwerkende industrie werden de langste vezels gevonden met een gemiddelde lengte/diameter verhouding van 40 (fig. 5.1.a). Figuur 5.1.b geeft de chrysotiel-vezelgrootte verdeling in een grote stad weer. De gemiddelde lengte/diameterverhouding hierbij is 35. Uit verkeersmetingen in de IJ-tunnel blijkt dat voor verkeer de gemiddelde lengte/diameter verhouding 23 was.

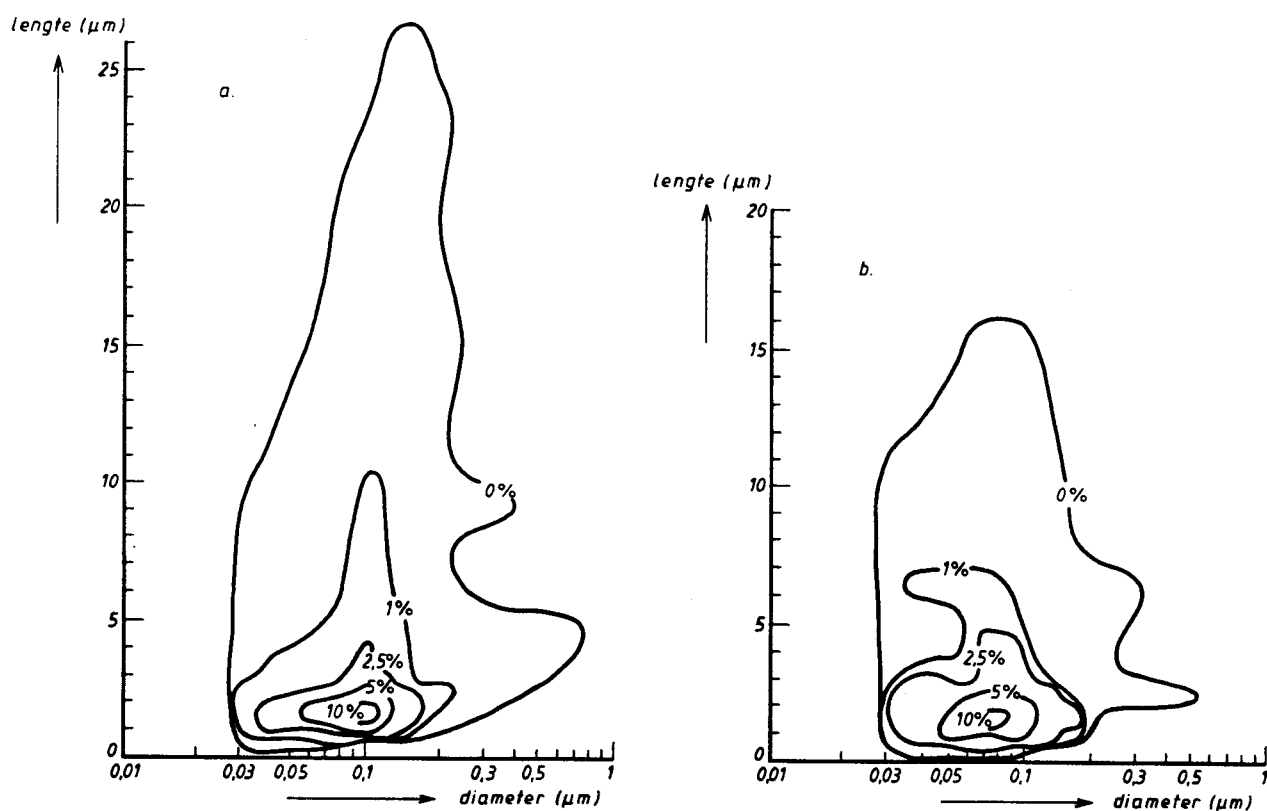


Fig. 5.1. Chrysotielvezelgrootteverdeling in de omgeving van een bron (a) en in een grote stad (b)

Naast asbestvezels wordt een uniform achtergrondniveau van $10^4 \text{ vezels.m}^{-3}$ van diverse typen aangetroffen.

In het algemeen werd geen verband gevonden tussen de asbestconcentratie (vezelaantal/massa) en de concentratie van zwevend stof.

5.5. VOORKOMEN IN VOEDSEL EN DRINKWATER

5.5.1. Voedingsmiddelen en dranken

In CCRX (1984) wordt vermeld dat systematisch onderzoek naar het vóórkomen van asbest in voedingsmiddelen in ons land niet wordt uitgevoerd.

Het Contaminantenboekje (Staarink en Hakkenbrak, 1987) noemt enkele potentiële bronnen van asbest in de voedingsmiddelenindustrie, maar informatie over het feitelijke vóórkomen van asbest in voedingsmiddelen en dranken blijkt niet beschikbaar.

In een overzicht van Rowe (1983) wordt gepoogd meer gedetailleerde informatie te verstrekken over het relatieve belang van voedingsmiddelen en dranken in de totale asbestinname. Ook hier wordt echter gesteld dat informatie over dit onderwerp uitermate schaars is. Een voorlopige conclusie is dat de orale inname van asbest uit voeding, dranken en ook geneesmiddelen aanmerkelijk kan zijn in vergelijking met die via drinkwater. Als verklaring voor het vóórkomen van asbest worden genoemd:

- de filtratie van vloeibare levensmiddelen en dranken door asbestfilters; deze toepassing is in Nederland niet toegestaan.
- de aanwezigheid van tremoliet in talk, dat gebruikt wordt als poedermiddel, vulstof in geneesmiddeltabletten en -capsules en voor de behandeling van rijst en kauwgom.

Rowe (1983) spreekt, na ruggespraak met FDA-deskundigen, het vermoeden uit dat enige asbestcontaminatie in veel, zo niet de meeste, levensmiddelen voorkomt. Rowe (1983) geeft een overzicht dat gebaseerd is op zeer beperkte aantallen metingen, die gedeeltelijk reeds genoemd zijn in de IARC - Monografie (1979) met data uit 1971 en 1973 (tabel 5.4.).

Tabel 5.4. Asbestgehalten in verschillende dranken, gemeten m.b.v. electronenmicroscopie

Produkt	Asbestgehalte (10^6 vezels per liter)
Bier	1,1 - 6,6
Sherry	2 - 2,6
Port	2,1
Vermouth	1,8 - 11,7
"Soft drinks"	1,7 - 12,2

In met talk behandelde rijst werden $0,1 \cdot 10^{12}$ - $3,7 \cdot 10^{12}$ vezels per kg waargenomen.

Volgens Staarink en Hakkenbrak (1982; 1985) is gebruik van talk als anti-klontermiddel in ons land o.a. toegestaan op keukenzout (1%); in België o.a. op keukenzout (1%), rijst (1%) en kauwgum (2%). Vergelijkbare limieten voor talk gelden in andere landen.

Vanwege de mogelijke aanwezigheid van ongewenste verontreinigingen wordt, volgens opgave van een grote Nederlandse rijstproducent althans bij dit bedrijf geen talk (als glansmiddel!) gebruikt. Scheuermann (1979) vermeldt resultaten over door asbestfilters gefiltreerde monsters bier. Deze waarden zijn aanzienlijk lager: 100-10.000 vezels per liter (eveneens bepaald m.b.v. electronenmicroscopie).

5.5.2. Drinkwater

In drinkwater kunnen asbestvezels aanwezig zijn vanuit de bron en vanuit het leidingsysteem.

Elzenga et al. (1974) hebben analyses uitgevoerd van Nederlands drinkwater uit waterleidingnetten met asbestcementbuizen. De in 1972 genomen monsters, die uit grondwater waren bereid, werden met behulp van rasterelectronenmicroscopie geanalyseerd. De gemeten concentraties varieerden van $6 \cdot 10^4$ tot

$24 \cdot 10^4$ vezels per liter water. De metingen hebben overigens betrekking op slechts twee waterleidingnetten, met elk twee meetpunten (hoofdleiding en aftappunt). Volgens Commins (1984) bedraagt de concentratie asbestvezels in drinkwater ca. $0,2 \cdot 10^6 - 2 \cdot 10^6$ vezels per liter in de meeste landen. Millette et al. (1980) onderzochten drinkwatermonsters van ca. 400 verschillende locaties in de VS: ca. 11% daarvan bevatte meer dan 10^6 vezels per liter. In Canada en de VS zijn concentraties hoger dan 10^7 vezels per liter niet ongewoon (Oliver et al., 1977; Toft et al., 1981). Commins (1984) en Meijer (1982) concluderen dat er geen corrosie van asbestcement optreedt onder omstandigheden waarbij het gedistribueerde water geen agressief CO_2 bevat. Het loslaten van vezels is dan niet meetbaar of uiterst gering.

5.6. BLOOTSTELLINGSNIVEAUS

Blootstelling van de mens vindt plaats door middel van orale en inhalatoire opname.

Voor de orale inname is door Rowe (1983) een berekening uitgevoerd. Bij een verondersteld gebruik van 360 ml bier, 84 g rijst en 3 tabletten (0,9 g) asperine (!) per dag. De berekende blootstelling bedroeg $0,03 \cdot 10^{14} - 1,14 \cdot 10^{14}$ vezels per jaar, vrijwel geheel afkomstig van rijst. Bij gebruik van niet met talk behandelde rijst is de jaarlijkse inname $2,35 \cdot 10^9$ vezels, afkomstig van bier- en (intensief) aspirinegebruik. Gebaseerd op een gehalte van 10^5 vezels per liter bedraagt de jaarlijkse inname via drinkwater $7,3 \cdot 10^{10}$ vezels (Rowe, 1983). Gelet op deze beperkte, bovendien oudere onderzoekgegevens kan geen verantwoorde schatting worden gemaakt van de totale orale inname.

Met betrekking tot de inhalatoire inname van asbestvezels, waarvan de bovengrens ligt bij een vezellengte van 200 μm en een vezeldiameter van 3

$\bar{m}$, is het aantal inadembare vezels van belang. Bij de berekening is verondersteld dat de gemiddelde ademlucht $12 \text{ m}^3 \cdot \text{dag}^{-1}$ is, waarvan 75% binnenlucht en 25% buitenlucht. Voor bewoners in de directe omgeving van bronnen is uitgegaan van een 24-urige expositie aan de buitenluchtconcentratie. De geschatte dagelijkse inhalatoir ingenomen hoeveelheid asbest door de Nederlandse bevolking is weergegeven in tabel 5.5.

Tabel 5.5. Globale schatting van de dagelijkse individueel inhalatoir ingenomen hoeveelheid asbest, excl. blootstelling op de werkplek

Woongebied	Dagelijkse dosis (aantal vezels)
Platteland, middelgrote steden	$1,2 \cdot 10^3 - 12 \cdot 10^3$
Grote steden, industriegebieden	$4 \cdot 10^3 - 4 \cdot 10^4$
Directe omgeving van bronnen	$3,1 \cdot 10^4 - 3,1 \cdot 10^5$

Naast het verschil in aantal vezels dat inhalatoir wordt opgenomen, zal voor ieder woongebied de samenstelling van de vezelgrootte verschillen. Zoals eerder opgemerkt is een geringe spreiding waargenomen van de (chrysotiel)vezeldiameter ($0,1 \mu\text{m}$). De vezellengte daarentegen varieert wel per type gebied. De langste vezels worden in de omgeving van asbestverwerkende industrieën aangetroffen (par. 5.4.2.; fig. 5.1.), dus in die gebieden waar ook de blootstelling van de bevolking maximaal is.

5.7. SAMENVATTING EN CONCLUSIES

In tabel 5.6. is, voor zover mogelijk, één overzicht gegeven van de gevonden asbestconcentraties en -gehalten in de verschillende milieucompartimenten. Er zijn geen gegevens beschikbaar over de niveaus in voedselproducten voor de Nederlandse situatie. De blootstelling via de lucht is het hoogst in de directe omgeving van bronnen, waarbij voor de beoordeling van

de gezondheidsrisico de belangrijkste vezellengten voorkomen. De dagelijkse individueel inhalatoir ingenomen dosis in de directe omgeving van bronnen bedraagt ca. $3 \cdot 10^4 - 3 \cdot 10^5$ vezels; op het platteland en middelgrote steden ligt dit ca. een factor 30 lager.

Tabel 5.6. Samenvatting van niveaus van asbestconcentraties en -gehalten in diverse milieuonderdelen in Nederland, m.u.v. de werkplek

Opnemingsroute	Vezelconcentratie (vezels.m ⁻³)	Massaconcentratie (ng.m ⁻³)
<u>Bodem</u>	?	?
<u>Oppervlaktewater</u>	?	?
<u>Lucht</u>		
buitenlucht - landelijk	$10^2 - 10^3$	$\leq 0,1$
- steden	$10^3 - 10^4$	$< 0,1 - 5$
- nabij bronnen	$10^4 - 10^5$	$5 - 300$
binnenlucht - leefruimte	$10^2 - 10^3$	$< 0,1 - 0,3$
- openbare ruimten met spuitasbest		$< 1 - 6000$
- fabrieksruimten met spuitasbest	$< 10^3 - 0,6 \cdot 10^6$	
<u>Voedsel</u>	10^5	10^{-1}
<u>Drinkwater</u>		

6. EFFECTEN

Dit hoofdstuk omvat een samenvatting van een uitgebreid achtergrondrapport over de effecten van asbest. Dit rapport (Montizaan en Van der Heijden, 1987), dat tevens de verwerkte referenties bevat, is als bijlage toegevoegd aan het basisdocument.

6.1. CHEMOBIOKINETIEK EN METABOLISME

6.1.1. Orale opname

Er is nogal wat controverse over de vraag of asbestvezels de maagdarwand kunnen passeren na orale opname (=inname). Experimenten met ratten hebben aangetoond dat het grootste gedeelte van ingenomen asbest via de faeces wordt uitgescheiden binnen 48 uur (Bolton en Davis, 1976). Een klein deel zou echter in de maagdarwand kunnen doordringen, deze kunnen passeren en vervolgens in de bloedbaan en in diverse weefsels en organen terecht kunnen komen. De resultaten van experimenten met ratten en bavianen, waarin deze passage van vezels door de maagdarwand werd onderzocht, zijn echter moeilijk te beoordelen: er zijn verschillende mogelijkheden voor een versturende contaminatie van weefsels met asbest en de beschikbare analytische technieken zijn bovendien niet erg gevoelig. De waargenomen tijdsafhankelijke toename van de asbestconcentratie in het portale bloed van ratten, tot 7 uur na asbestinname, bewijst echter dat passage van vezels door de maagdarwand wel degelijk kan optreden (Weinzweig en Richards, 1983).

Weefsels buiten het maagdarkanaal waarin asbestvezels werden aangetroffen zijn lever, longen, nierschors, milt, omentum, hart, hersenen, pancreas en lymfeknopen (Bolton et al., 1982; Patel-Mandlik en Millette, 1980; Kaczinski en Hallenbeck, 1984; Cunningham en Pontefract, 1973). Er lijkt geen bepaalde voorkeur te zijn voor een bepaald type weefsel hoewel er enkele aanwijzingen bestaan dat vezels vanuit de weefsels geleidelijk opnieuw worden gedistribueerd naar subserosale foci en lymfeknopen.

Chrysotielvezels kunnen gedeeltelijk in het maagsap worden opgelost. In de weefsels zou chrysotiel op vergelijkbare wijze kunnen worden afgebroken, of worden gefragmenteerd tot dunne fibrillen. In tegenstelling tot chrysotiel lijken amfiboolvezels tamelijk resistent te zijn tegen afbraak in het lichaam.

De hoeveelheid vezels die na inname in de weefsels kan worden aangetroffen is over het algemeen klein. In drie onafhankelijke rattenstudies was de grootste hoeveelheid vezels die per gram weefsel werd teruggevonden 10^{-11} tot 10^{-10} kleiner dan de cumulatieve hoeveelheid ingenomen vezels per gram lichaamsgewicht (Bolton et al., 1982; Cunningham et al., 1977; Gross et al., 1974). De hoeveelheid ingenomen vezels die kon worden teruggevonden in lymfe was eveneens zeer klein (Sebastien et al., 1980). De gemiddelde vezellengte van de in de weefsels aangetroffen vezels was niet systematisch kleiner of groter dan die van de ingenomen vezels.

Bij mensen werd de opname door het maagdarmkanaal aangetoond met behulp van kwantitatieve bepaling van vezels in de urine. De amfiboolvezelconcentratie in de urine bleek een directe afspiegeling te zijn van de inname met drinkwater door vrijwilligers die van een hoge op een lage amfiboolinname overgingen. De grootste urinaire uitscheiding van vezels bedroeg echter slechts 0.1% van de totale inname (Cook en Ohlson, 1979). Cunningham en Pontefract (1973) analyseerden de milt, de hersenen en het peritoneum van drie mensen zonder voorgeschiedenis van beroepsmatige blootstelling aan asbest. Hoewel chrysotielvezels werden gevonden (in concentraties uiteenlopend van 0 tot 9.2×10^5 vezels per gram weefsel), kunnen deze niet gerelateerd worden aan de blootstelling.

6.1.2. Inhalatie

Mechanismen van depositie in de ademhalingswegen die belangrijk zijn voor

geïnhaleerde asbestvezels zijn interceptie (vooral afhankelijk van vezellengte) en depositie ten gevolge van de zwaartekracht (afhankelijk van de gemiddelde aerodynamische diameter van de vezels (Dae), maar relatief onafhankelijk van vezellengte).

De Dae is ca. 3- tot 4-maal groter dan de werkelijke diameter bij rechte vezels (Gross, 1981). De bovengrens van de respirabiliteit van vezels is een Dae van ca. 10 μm , wat overeenkomt met een werkelijke diameter van ca. 3 μm voor amfibolen, en een vezellengte van 200 μm (Lee, 1985).

Deeltjes met een grote Dae en/of een grote vezellengte, en deeltjes met een zeer kleine Dae ($<0.1 \mu\text{m}$) worden voornamelijk in de neus/keelholte weggevangen; deeltjes met een Dae van meer dan 2 μm komen vooral in de luchtpijp en de bronchiën terecht. Vanuit deze gedeelten van het ademhalingssysteem worden de deeltjes relatief snel (uren) geklaard via het trilhaarepitheel en naar het maagdarmkanaal getransporteerd. Een groot deel van de deeltjes met een Dae tussen 0.1 en 2 μm zal doordringen tot in de diepere -alveolaire- gedeelten van de long, waar zich geen trilhaarepitheel bevindt. Klaring uit deze gedeelten van de longen kan maanden tot jaren duren (Raabe, 1984; Lippmann et al., 1980).

De meeste vezels met een lengte tot 5 μm die in het alveolaire gedeelte van de longen terechtkomen worden snel gefagocyteerd door pulmonaire macrofagen, maar vrije vezels kunnen ook doordringen in cellen van het epitheel, het interstitium of het endotheel van capillairen. In vitro studies hebben aangetoond dat vezels met een lengte van meer dan 5 μm vaak niet volledig gefagocyteerd worden, waarbij een gedeelte van de vezels onbedekt blijft (Beck en Tilkes, 1980). Slechts een klein gedeelte van de macrofagen die deeltjes bevatten zal naar de met trilhaarepitheel beklede luchtwegen worden getransporteerd; de meeste macrofagen en ook de vrije vezels migreren langzaam naar de periferie van de longen en naar de pleura, waar de asbestvezels tenslotte worden vastgehouden. Sommige vezels, vooral de lang-

ere (> 5-10 μm lengte), worden daar bekleed en vormen inerte asbestlichaampjes, maar veel vezels kunnen ongebedekt in longweefsel worden aangetroffen. Zowel rattenstudies als waarnemingen bij mensen suggeren dat amfiboolvezels zich in sterkere mate ophopen in het longweefsel dan chrysotielvezels (Wagner et al., 1974; Sebastien et al., 1977). Chrysotielvezels lossen waarschijnlijk gedeeltelijk op, amfiboolvezels niet. Chrysotiel zou zich ook in dunne fibrillen kunnen splitsen, die minder makkelijk zichtbaar zijn.

Studies met ratten en honden hebben aangetoond dat een groot gedeelte (70-75%) van het in de longen afgezette asbest in de faeces wordt uitgescheiden. De faecale excretie van geïnhaled asbest heeft een snelle fase, overeenkomend met de snelle klaring uit de longen via het trilhaarepitheel naar het maagdarmkanaal, en een langzame fase, die waarschijnlijk overeenkomt met een geleidelijke klaring uit de alveolaire gedeelten van de longen (Evans et al., 1973; Morgan et al., 1978; Griffis et al., 1983). De faecale excretie van asbest bij mensen is eveneens een afspiegeling van de inhalatoire blootstelling (Cunningham et al., 1976). Gegevens over urinaire excretie na inhalatie zijn niet beschikbaar.

6.2. EFFECTEN OP DIEREN

6.2.1. Orale studies

Er bestaan geen aanwijzingen dat asbest ernstige effecten veroorzaakt bij ratten na kortdurende of langdurende blootstelling via de orale route (Meek en Grasso, 1983; Bolton et al., 1982). Het enige waargenomen niet-carcinogene effect was een lichte beschadiging van het slijmvlies van het maagdarmkanaal (Jacobs et al., 1978; Amacher et al., 1974, 1975; Epstein en Varnes, 1978).

Van de beschikbare orale carcinogeniteitsstudies voldeden vele niet aan de

eisen die tegenwoordig aan dergelijke studies worden gesteld. In de studies die wel geschikt werden geacht werden slechts enkele statistisch significante effecten gevonden, bij F344 ratten en bij Syrische hamsters. Bij F344 ratten veroorzaakte 1% amosiet in het voer een verhoogde incidentie van C-cel carcinomen in de schildklier en van mononucleaire leukemie na levenslange inname. Deze verhogingen werden echter alleen waargenomen bij mannetjes. De incidentie van maagdarmtumoren was niet verhoogd. De genoemde typen tumoren komen vaak voor in de gebruikte rattensoort (McConnell et al., 1983b). 1% Chrysotiel met middelmatig lange vezels in het voer van F344 ratten veroorzaakte een verhoogde incidentie van goedaardige tumoren in de dikke darm na levenslange inname. In een andere studie met dezelfde soort ratten veroorzaakte 10% van dezelfde asbestsoort in het voer echter geen enkele verhoging van goedaardige of kwaadaardige tumoren in de dikke darm na levenslange inname (Donham et al., 1980); bovendien werd de gerapporteerde verhoging alleen waargenomen in mannetjes, en was deze alleen significant bij vergelijking met de gecombineerde controlegegevens uit diverse studies en niet bij vergelijking met de gelijktijdige controles (NTP, 1985). 1% Chrysotiel met korte vezels en 1% tremoliet in het voer van F344 ratten veroorzaakten geen enkele verhoging van tumorincidentie na levenslange inname (McConnell et al., 1983b; NTP, 1985).

Bij Syrische hamsters veroorzaakte 1% chrysotiel in het voer een verhoogde incidentie van bijnierschorsadenomen, maar alleen in mannetjes. De incidentie van maagdarmtumoren was niet verhoogd (McConnell et al., 1983a).

Incidentieel gerapporteerde peritoneale mesotheliomen zouden kunnen wijzen op een carcinogeen effect, omdat dit een zeer zeldzaam type tumor is dat werd geassocieerd met asbest in intraperitoneale dierstudies. De waargenomen mesotheliomen zouden echter ook kunnen zijn veroorzaakt door inhalatie van de in het voer aanwezige asbestvezels. Incidentele gevallen worden bovendien niet aangemerkt als bewijs voor carcinogeniteit.

Behandeling van ratten en hamsters met bekende diercarcinogenen, gecombineerd met orale opname van asbest, gaven geen aanleiding te veronderstellen dat asbest een promotor of cocarcinogeen is bij orale blootstelling (McConnell et al., 1983a,b; NTP, 1985; Ward et al., 1980).

6.2.2. Inhalatie-/intratracheale studies

Experimenten met ratten, muizen, hamsters, cavia's en konijnen leveren voldoende bewijs voor de carcinogeniteit voor dieren van alle typen asbest na inhalatie (ARC, 1977). Typen tumoren die het meest met inhalatoire blootstelling aan asbest werden geassocieerd zijn adenomen, adenocarcinomen en plaveiselcelcarcinomen in de longen, mesotheliomen van de pleura, en incidenteel mesotheliomen van het peritoneum. Dierexperimenten bevestigen echter niet de aanwijzingen uit epidemiologische studies dat ook in het maagdarmkanaal tumoren zouden worden gevormd na inhalatie van asbest.

Belangrijke kwantitatieve informatie wordt gegeven door Davis et al. (1978, 1980, IARC Symposium, 1987), Reeves et al. 1974), Wagner et al. (1974), en een recent document van de WHO/IPCS (1986). Gebaseerd op deze informatie kunnen de volgende uitspraken worden gedaan.

- Er bestaat een bij benadering lineair verband tussen de longkankerincidentie bij ratten na inhalatie van asbest enerzijds, en de vezelconcentratie in lucht en de blootstellingsduur anderzijds.
- Mesotheliomen worden echter relatief vaak waargenomen bij ratten die slechts kortdurend werden blootgesteld aan asbest (na een lange latentietijd), of aan slechts lage concentraties. Dit suggereert dat een lineaire expositie-effect relatie voor mesotheliomen minder waarschijnlijk is, wat wordt bevestigd door studies met beroepsmatig aan asbest blootgestelde mensen. Hier lijkt het verband tussen de mesotheliomincidentie en de vezelconcentratie in de lucht weliswaar lineair, maar dat tussen de mesotheliomincidentie en de tijdsduur vanaf de eerste blootstelling

exponentiëel te zijn (zie 6.3.2.).

- Vezellengte, en waarschijnlijk ook vezeldiameter, zijn zeer belangrijk voor de mate van carcinogeniteit na inhalatie. Langere dunnere vezels produceren meer tumoren dan kortere dikkere vezels (in vergelijkbare massa- of vezelconcentraties). De verschillende typen asbest, met verschillende minerale samenstelling, kunnen dus alleen maar met elkaar vergeleken worden met betrekking tot hun carcinogene potentie na een goede beschrijving van de vezelafmetingen.
- Behalve de vezelafmetingen en -concentratie lijkt ook de duurzaamheid van de vezels belangrijk te zijn. Dit werd onder andere aangetoond met behulp van inhalatie-experimenten met "manmade mineral fibres", die in sommige gevallen ook in staat waren om een klein aantal longtumoren te veroorzaken bij ratten (NRC, 1984; Wagner, 1982). Van chrysotiel werd beschreven dat het langzaam oplost in het lichaam, terwijl de amfibolen intact blijven. Ondanks deze verschillen in biologische oplosbaarheid zijn er echter geen duidelijke aanwijzingen uit inhalatie-studies met dieren dat chrysotiel een lagere carcinogene potentie zou hebben dan amfibolen (zie ook 6.7.).

Met betrekking tot longkanker is uit intratracheale studies met ratten een sterk synergistisch verband gebleken tussen asbest en sigarettorook, en tussen asbest en chemische carcinogenen zoals polycyclische aromatische koolwaterstoffen. Dit verband werd echter niet gevonden met betrekking tot mesotheliomen (Shabad et al., 1974; NRC, 1984; IPCS, 1986).

Asbestose is een karakteristieke fibrose van de longen, die begint als een ontstekingsachtige reactie in en rondom de terminale bronchiolen waar de macrofagen met vezels zich ophopen, die dan geleidelijk overgaat in een diffuse focale fibrose van het longinterstitium en van de pleura. Ernstige asbestose veroorzaakt een verminderde longfunctie, en gedeeltelijke of soms

zelfs volledige obstructie van de luchtwegen (Begin et al., 1983; Glassroth et al., 1984). Deze fibrose ontwikkelt zich langzaam, maar is een proces dat irreversibel voortschrijdt, vaak zelfs na beëindiging van de blootstelling.

Asbestose is beschreven voor alle diersoorten na inhalatoire blootstelling (zowel kort- als langdurend) en na zowel eenmalige als herhaalde intratracheale toediening (Reeves et al., 1974; Wagner et al., 1963; Wehner et al., 1979; Begin et al., 1982, 1983). Net als bij de carcinogenese is de mate van de fibrotische reactie ook afhankelijk van de hoeveelheid en de lengte van de vezels (Davis et al., 1978; Reeves et al., 1974; IPCS, 1986), maar een lineair verband lijkt hier wat minder waarschijnlijk. De tijdsduur sinds de eerste blootstelling en de blootstellingsduur lijken beide belangrijk voor de mate waarin de fibrose optreedt bij ratten (Wagner et al., 1974). Inhalatie van hoge asbestconcentraties gedurende kort tijd op verschillende tijdstippen veroorzaakt een ernstiger mate van asbestose dan een meer continue blootstelling aan dezelfde cumulatieve concentratie asbest (Davis et al., 1980).

Niet-asbestvezels kunnen eveneens op een dosis-gerelateerde wijze asbestose in ratten veroorzaken, maar ze geven meestal een lagere respons dan asbest bij vergelijkbare gewichtskoncentraties (Lee et al., 1981; Wagner, 1982). De laagste gerapporteerde concentratie in dierproeven ($1 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ chrysotiel met 99% vezels korter dan $5 \mu\text{m}$, en met een concentratie van vezels langer dan $5 \mu\text{m}$ van 3000 vezels per liter lucht) veroorzaakte na levenslange inhalatie geen fibrotische reactie bij ratten (Platek et al., 1985). Dezelfde gewichtskoncentratie chrysotiel met een iets hoger aantal lange vezels (1.3×10^4 vezels langer dan $5 \mu\text{m}$ per liter lucht) veroorzaakte een lichte fibrose bij hamsters na 15 maanden inhalatie (Wehner, geciteerd door IPCS, 1986). In deze laatste studie werd geen beschrijving gegeven van de distributie van vezelafmetingen.

6.2.3. Intrapleurale/intraperitoneale studies

Intraperitoneale en intrapleurale studies met asbest en aanverwante materialen werden vooral uitgevoerd om het belang van vezelafmetingen en -vorm voor de inductie van mesotheliomen te onderzoeken. Verschillende groepen onderzoekers kwamen tot in hoofdzaak gelijklopende conclusies.

Mesotheliomen kunnen worden geïnduceerd in ratten door een verscheidenheid aan duurzame vezelvormige materialen -waaronder asbest- na intrapleurale of intraperitoneale toediening. De waarschijnlijkheid van tumorvorming lijkt een continue functie te zijn van zowel de lengte als de diameter van de vezels, en lijkt relatief onafhankelijk te zijn van het type materiaal. Vezels met een lengte van 20 μm of meer, en met een diameter van 0,1 tot 0,25 μm , hebben waarschijnlijk de hoogste relatieve carcinogene potentie; deze potentie neemt af met een afnemende lengte en/of een toenemende diameter van de vezels (zie figuur 5.1.). Het gevaar van vezels met een lengte $< 5 \mu\text{m}$ en/of een diameter $> 2 \mu\text{m}$, die volgens deze theorie dus nog een zekere carcinogene potentie zouden kunnen bezitten (Pott, 1978; Stanton et al., 1981), wordt door veel onderzoekers als nihil beschouwd (Wagner et al., 1973; Wagner, 1982) en zal in de praktijk in ieder geval verwaarloosbaar klein zijn. Intrapleurale en intraperitoneale studies geven geen aanleiding te veronderstellen dat chrysotiel en de amfibolen verschillen met betrekking tot hun carcinogene potentie. Chrysotiel waaruit meer dan 80% MG was verwijderd door behandeling met zuur (om het uitloggen van chrysotiel in het lichaam te simuleren) had echter een verminderde tumorvorming tot gevolg in ratten na intrapleurale inoculatie (Monchaux et al., 1981). Ook gemodificeerd chrysotiel (behandeld met POCl_3 bij hoge temperaturen) had na intraperitoneale injectie een lagere carcinogene potentie dan normaal chrysotiel (Maltoni, IARC Symposium, 1987).

Met betrekking tot asbestose bevestigen de resultaten van intrapleurale en intraperitoneale studies die van inhalatie-studies; korte vezels, zowel van asbest als van andere materialen, zijn minder fibrogeen dan langere vezels van hetzelfde materiaal (NRC, 1984; IPCS, 1986). De onderzoeken naar de kritische vezelafmetingen zijn hier echter minder uitgebreid dan bij de carcinogenese. Sommige onderzoekers suggereren dat door asbest veroorzaakte longkanker altijd wordt voorafgegaan door een fibrotische toestand van de longen (Kuschner, 1982, 1986). Anderen zijn van mening dat beide processen onafhankelijk van elkaar verlopen (WHO, Copenhagen, 1986). Ondanks de overeenkomsten in de betrokken vezelafmetingen is er vooralsnog geen bewijs uit dierstudies dat beide processen direct met elkaar verband houden.

6.2.4. Reproductie/teratogeniteit

Asbest kan de placenta van ratten passeren, zoals werd aangetoond met behulp van intraveneuze injectie (Cunningham en Pontefract, 1973). Er is echter slechts één studie gepubliceerd waarin de mogelijke effecten van asbest op de embryonale ontwikkeling werden onderzocht. Het gemiddelde aantal implantaties in muizen, die ca. 0,4; 4 of 40 mg chrysotiel per kg lichaamsgewicht per dag kregen toegediend via drinkwater gedurende de zwangerschap, was enigszins lager in de laagst gedoseerde groep dan in de andere groepen. Dit werd niet beschouwd als een effect van de behandeling. In vitro blootstelling van blastocyten van muizen aan 1, 10 of 100 $\mu\text{m}.\text{ml}^{-1}$ chrysotiel had geen invloed op de ontwikkeling van de blastula in vitro maar veroorzaakte wel een dosisgerelateerde verhoging van het aantal dode en geresorbeerde foeten na implantatie (Schneider en Maurer, 1977).

6.2.5. Mutageniteit

Geen van de commerciële asbestvariëteiten vertoonde mutagene eigenschappen

in bacteriële systemen (Chamberlain en Tarmy, 1977; Szyba en Lange, 1981). Een natuurlijke asbestsoort leek mutageen te zijn in een terugmutatietest met Escherichia coli CSH50, maar dit was waarschijnlijk te wijten aan verontreinigingen (Cleveland, 1984).

In in vitro zoogdiersystemen waren alle getoetste asbestsoorten in staat om chromosoomafwijkingen te veroorzaken, bestaand uit zowel numerieke als structurele veranderingen, waaronder ook uitwisselingen (Hesterberg en Barrett, 1985; Huang et al., 1978; Lavappa et al., 1975; Oshimura et al., 1984; Price-Jones et al., 1980; Sincock en Seabright, 1975; Sincock, 1977-geciteerd door EPA, 1985; Valerio et al., 1983). Deze chromosoomafwijkingen kunnen een direct gevolg zijn van fysische interactie van asbestvezels met chromosomen en/of structurele eiwitten van het celdelingsapparaat. De transformatie van cellen, die ook vaak werd gerapporteerd na in vitro blootstelling aan asbest, zou direct geralateerd kunnen zijn aan dit mechanisme (Hesterberg en Barrett, 1985). In één studie werd melding gemaakt van een zwak mutagene werking van asbest op de HPRT-locus in CHO-cellen (Huang et al., 1978; Huang, 1979). Dit kon echter door diverse andere auteurs niet worden bevestigd (Newman et al., 1980 -geciteerd door EPA, 1985; Oshimura et al., 1984; Reiss et al., 1982, 1983). De gerapporteerde mutagene werking was waarschijnlijk secundair aan cytotoxische schade. Toetsen waarin de inductie van enkel- en dubbelstrengs DNA-breuken in dierlijke en menselijke orgaanculturen en de inductie van DNA-herstelschade (UDS) in menselijke fibroblasten (EPA, 1985) en ratte-hepatocyten (Denizeau et al., 1985) werden onderzocht, gaven eneneens negatieve resultaten. Een bepaald type erioniet (natuurlijk voorkomend vezelvormig mineraal, zeer potent met betrekking tot inductie van mesotheliomen bij ratten na inhalatie) veroorzaakte echter wel een verhoogde mate van UDS in cellijnen van zowel mensen als muizen (Poole et al., 1983).

Slechts twee in vivo mutageniteitsstudies werden gepubliceerd: met muizen

en met apen. De resultaten van eenmalige orale of intraperitoneale toediening van chrysotiel waren negatief voor beide diersoorten (Lavappa et al., 1975). Hoewel er geen afdoende bewijs bestaat voor een verhoogde SCE-frequentie in dierlijke in vitro systemen ten gevolge van asbest (Livingston et al., 1985; Casey, 1983), wijzen gegevens uit studies met beroepsmatig aan asbest blootgestelde mensen op een zwak verband tussen blootstelling aan asbest en de SCE-frequentie, dat aanzienlijk versterkt wordt door het roken van sigaretten (Rom et al., 1983a). Een opvallende toename van de mutageniteit in bacteriële en in vitro zoogdiersystemen werd ook waargenomen na gelijktijdige behandeling met asbest en benzo(a)pyreen, maar niet met verschillende andere chemische mutagenen of met UV-straling (Szyba en lange, 1981; Reiss et al., 1983; DiPaolo et al., 1983; Denizeau et al., 1985; Mossman et al., 1984a).

6.2.6. In vitro toxiciteit

Diverse auteurs hebben gerapporteerd dat asbest in vitro een haemolytisch effect heeft op het bloed van mensen en van verschillende diersoorten, hetgeen een aanwijzing is voor interactie met celmembranen. Chrysotiel heeft een hogere potentie dan amfibolen met betrekking tot dit effect. Vezelafmetingen zijn hier waarschijnlijk niet belangrijk, omdat het effect wordt veroorzaakt door oppervlakte-eigenschappen (Beck en Tilkes, 1980; Brody et al., 1983).

De cytotoxiciteit voor een verscheidenheid aan zoogdiercellen in kweek, gemeten aan de hand van het onvermogen tot kolonievorming of een verhoogde doorlaatbaarheid van membranen, houdt wel verband met de vezelafmetingen. Langere vezels zijn in het algemeen meer toxisch dan kortere vezels (Beck en Tilkes, 1980; Tilkes en Beck, 1982; Chamberlain et al., 1982). De toxiciteit voor fagocyterende cellen zou veroorzaakt kunnen worden door onvolledige fagocytose. De resulterende verhoogde doorlaatbaarheid van het cel-

membraan en de daardoor vrijkomende lysosomale enzymen en toxische celmetaboliëten zoals zuurstofradicalen zouden verantwoordelijk kunnen zijn voor sommige pathologische processen zoals die in vivo optreden.

Asbestvezels lijken het fagocyterende vermogen van macrofagen in vitro aan te tasten (Doll et al., 1982a, b; Warheit et al., 1984a, b). Ook de migratie van fagocyterende cellen naar asbestvezels werd geremd na in vitro blootstelling aan asbest (Yano et al., 1984; Rola-Pleszczynski et al., 1984; Myrvik et al., 1985). Zo zou het normale klaringmechanisme van de longen voor vreemde deeltjes in vivo eveneens geremd kunnen worden door blootstelling aan asbest. In vitro studies suggeren verder dat asbest de cellulaire immuunrespons van organismen zou veranderen, zowel door directe interactie met lymfocyten als door activering van macrofagen (Donaldson et al., 1985; Barbers et al., 1982; Bozelka et al., 1983a).

Hoewel sommige effecten die in vitro werden waargenomen sommige processen in de pathologie van asbest zouden kunnen verklaren, moet toch benadrukt worden dat deze studies niet de situatie in vivo vertegenwoordigen. Deze kunnen derhalve niet meer dan een aanwijzing vormen voor de betrokken mechanismen.

6.3. EFFECTEN OP DE MENS

6.3.1. Orale opname

Geografische correlatiestudies, die een hoge asbestconcentratie in drinkwater relateerden aan de kankerincidentie of -mortaliteit in een bepaalde streek, hadden in het algemeen ernstige tekortkomingen. Sommige daarvan waren inherent aan het type studie (Marsh, 1983; Erdreich, 1983). Tot deze inherente factoren behoren o.a. het niet corrigeren voor beroepsmatige blootstelling aan asbest (zoals in de studies van Wigle et al., 1977; Toft et al., 1981), wat waarschijnlijk de reden is voor de waarneming van posi-

tieve associaties bij mannen maar nauwelijks bij vrouwen in deze studies. In veel studies (Marsh, 1983; Levy et al., 1976; Sigurdson et al., 1981; Sigurdson, 1983; Millette et al., 1983b; Harrington et al., 1978; Meigs, 1983; Sadler et al., 1984) was de gemiddelde blootstellingsduur op het moment van observatie korter dan de latentietijd voor aan asbest gerelateerde soorten kanker. In sommige studies (Millette et al., 1983b; Harrington et al., 1978; Meigs, 1983; Sadler et al., 1984) was het geschatte blootstellingsniveau erg laag, waardoor negatieve resultaten niet geëxtrapoleerd kunnen worden naar mogelijke hogere blootstellingsniveaus. Omdat deze lage blootstellingsniveaus waarschijnlijk representatief zijn voor gebieden met waterleidingbuizen van asbestcement als enige bron van vezels in het drinkwater, kunnen de resultaten echter toch een afspiegeling zijn van het ontbreken van een risico in zulke gebieden.

Een serie studies die potentieel valide is met betrekking tot blootstellingsduur en -niveau en de omvang van de onderzochte populatie (studies in het San Francisco Bay-gebied in Californië van Kanarek et al., 1980; Conforti et al., 1981; Tarter -geciteerd door Marsh, 1983; Coforti, 1983; Kanarek, 1983; Cooper, 1983) suggereerde een positieve associatie tussen asbest en maagdarmkanker, met name van de maag en de pancreas. Deze effecten kunnen echter het resultaat zijn van beroepsmatige blootstelling, die in het betreffende gebied niet kon worden uitgesloten. Een andere potentieel valide serie studies, in het Puget Sound-gebied in Washington, USA, gaf geen enkele associatie te zien met deze vormen van kanker (Severson et al., -geciteerd door Marsh, 1983; Polissar et al., 1982). Slechts één case-control studie werd gerapporteerd; hierin werd geen relatie gevonden tussen blootstelling aan asbest en kanker van het maagdarmkanaal en daarmee verwante organen (Polissar et al., 1983, 1984).

6.3.2. Inhalatie

Carcinogene effecten

Er is voldoende bewijs voor de carcinogeniteit van asbest voor mensen na inhalatie. Alle vijf commerciële soorten asbest (chrysotiel, crocidoliet, amosiet, anthofylliet en tremoliet) zijn in verband gebracht met longkanker en mesotheliomen van de pleura en het peritoneum (EPA, 1985; IARC, 1982). Van 41 studies met beroepsmatig aan asbest blootgestelde cohorts lieten 30 studies een significant ($p=0,05$) verhoogde standaard mortaliteitsratio (SMR) voor longkanker zien, uiteenlopend van 1,25 tot 8,75. De relatief grote variabiliteit kan het gevolg zijn van verschillende blootstellingsniveaus bij de verschillende beroepsgroepen, van verschillende typen vezels met verschillende afmetingen, enz. Mortaliteit als gevolg van pleurale mesotheliomen trad op in 30 van de 41 studies (in 23 van de 30 studies die positief waren voor longkanker). Veel peritoneale mesotheliomen kunnen echter foutief zijn gediagnostiseerd als pancreaskanker of andere typen kanker (Selikoff et al., 1979). Zie verder tabel 6.1.

Het relatieve longkankerrisico (waargenomen/verwacht) lijkt onafhankelijk te zijn van de leeftijd. Het extra risico (waargenomen/verwacht) voor mesotheliomen (dat gelijk kan worden gesteld aan het absolute risico omdat de incidentie van mesotheliomen in de algemene bevolking zeer laag is) is eveneens onafhankelijk van de leeftijd. Het extra longkankerrisico vertoont echter een lineair verband met de leeftijd. Het relatieve longkankerrisico stijgt ongeveer lineair met de tijd sinds de eerste blootstelling aan asbest, met een latentietijd van ca. 10 jaar; het risico voor mesotheliomen stijgt echter exponentieel met de tijd sinds deze eerste blootstelling.

Tabel 6.1. Mortaliteit ten gevolge van mesotheliomen in 41 cohort studies (EPA, 1985)

Type vezel waaraan het cohort werd blootgesteld	Aantal studies	Mortaliteit ^{*)} , % van totale mortaliteit (n= aantal studies met mesotheliomen > 0)	
		Pleuraal mesotheliomen	Peritoneaal mesotheliomen
Uitsluiten			
chrysotiel	9	0,3-1,2% (4)	0,2- 0,4% (2)
Voornamelijk			
chrysotiel	6	0,3-3,1% (6)	0,5- 2,4% (4)
Amosiet	2	1,2-1,3% (2)	0,3- 1,3% (2)
Voornamelijk			
crocidoliet	5	1,4-7,8% (5)	0,9-11,3% (5)
Gemengd asbest	16	0,6-8,3% (12)	3,5- 6,9% (8)
Anthophylliet	1	-	-
Talk (met tremoliet)	2	-	0,9% (1)

^{*)} De mortaliteit ten gevolge van mesotheliomen in de algemene bevolking is zeer laag (< 0,04% van de totale mortaliteit in de USA)

40 Tot 50 jaar na de eerste blootstelling lijkt de kans op zowel longkanker als mesothelioma plotseling af te nemen; dit is slechts ten dele verklaarbaar (Selikoff et al., 1979; Seidman, 1984).

Zowel de kans op longkanker als op mesotheliomen stijgt waarschijnlijk proportioneel met de vezelconcentratie in de lucht. Omdat in het merendeel van de cohortstudies de vezelconcentratie echter niet rechtstreeks werd gemeten, maar werd berekend op basis van massa-metingen of metingen van het totale aantal deeltjes, kan de mate van blootstelling aan vezels die werd bepaald voor deze studies nooit meer zijn dan een ruwe schatting. Terwijl sommige onderzoekers van mening zijn dat het bestaan van een lineair verband tussen vezelconcentratie en tumorincidentie derhalve slechts hypothetisch is, en dat een kwantitatieve risicoschatting op basis van dergelijke onnauwkeurige gegevens onmogelijk is (IPCS, 1986; IARC Symposium, 1987), werden door anderen lineaire regressiemodellen toegepast om het verband tussen de waargenomen mortaliteit ten gevolge van longkanker in de verschillende cohorts en de geschatte cumulatieve blootstelling te beschrijven

(Liddell en Hanley, 1985; EPA, 1985). Tijdens een recent IARC symposium werd bevestigd dat een lineair "non-threshold" extrapolatiemodel ondanks alle bezwaren voorlopig het meest geschikt lijkt te zijn voor een kwantitatieve risicoschatting voor lage blootstellingsniveaus (Doll, IARC Symposium, 1987). De effecten van blootstelling aan asbest en van roken lijken ongeveer multiplicatief te zijn. De sterfte door longkanker in een omvangrijk cohort van asbestarbeiders was bijv. ca. 5 maal hoger dan verwacht, voor zowel rokers als niet-rokers. Roken veroorzaakte op zichzelf al een 10-voudige stijging van de longkankermortaliteit, zodat de sterfte door longkanker voor aan asbest blootgestelde rokers 50 maal hoger was dan voor niet aan asbest blootgestelde niet-rokers 50 (Hammond et al., 1979). Een dergelijk multiplicatief effect van roken werd niet waargenomen voor mesotheliomen.

Er is geen bewijs voor verschillen in respons tussen de verschillende soorten asbest met betrekking tot longkanker (EOA, 1985). De gegevens uit cohortstudies suggeren echter dat met betrekking tot de vorming van mesotheliomen de amfibolen, en met name crocidoliet, een hogere potentie lijken te bezitten dan chrysotiel (zie tabel 6.1.). Dit lijkt te worden bevestigd door recente autopsiestudies, o.a. met longmateriaal van mesotheliomapatiënten. Het aantal vezels (chrysotiel) in de longen van mesotheliomapatiënten die in de chrysotielindustrie werkzaam waren geweest was bijv. tot 400x hoger dan het aantal vezels (amfibolen in de longen van patiënten die werkzaam waren geweest in de amfibool-verwerkende industrie (Churg en Wright, IARC Symposium, 1987).

Van de 23 cohortstudies met beroepsmatige blootstelling aan asbest met voldoende statistisch vermogen om een verhoging van de sterfte door maag-darmkanker aan te tonen werd in 10 een significante verhoging hiervan gevonden ($p=0,05$). De relatie tussen een toename van sterfte door maag-darmkanker en door longkanker lijkt constant te zijn (EPA, 1985). Vanwege het

ontbreken van een bevestiging uit dierexperimenten en het ontbreken van een dosis-respons relatie schrijven sommige auteurs de waargenomen toename van de maagdarmkanker-incidentie volledig toe aan een verkeerde diagnosestelling (maagdarmkanker in plaats van longkanker of mesotheliomen; EPA, 1985; IPCS, 1986). De EPA Cancer Assessment Group concludeert dat er sterke bewijzen zijn voor een oorzakelijk verband tussen de inhalatie van asbest en maagdarmkanker. De WHO beschouwt deze bewijzen echter als zwak, en concludeert: "the risk to the general population is very small, if any." (WHO Air Quality Guidelines, 1987). Hoewel een oorzakelijk verband tussen de inhalatie van asbest en maagdarmkanker dus niet kan worden uitgesloten, zal het risico voor maagdarmkanker in ieder geval altijd lager zijn dan voor longkanker, zodat dit geen invloed zal hebben op de uiteindelijke risicoschatting ten behoeve van een normstelling voor de algemene bevolking. Met nadruk moet worden opgemerkt dat de mogelijk carcinogene werking van asbest in het maagdarmkanaal na inhalatie niet inhoudt dat asbest ook na orale opname carcinogeen zou zijn.

Ander typen tumoren vertoonden in de beroepsmatig blootgestelde cohorts soms ook een lichte verhoging. Er is echter geen bewijs voor een oorzakelijk verband met asbest (EPA, 1985; ipcs, 1986).

Er bestaan sterke aanwijzingen dat de huisgenoten van asbestarbeiders eveneens een verhoogde kans op longkanker en mesotheliomen hebben (Anderson et al., 1976; Glickman et al., 1983). Deze aanwijzingen lijken te worden bevestigd door metingen van verscheidene malen hogere vezelconcentraties in de huizen van chrysotielmijnwerkers vergeleken met niet-mijnwerkers (Nicholson et al., 1980; IPCS, 1986). Een verhoogde kans op mesotheliomen werd ook geconstateerd bij mensen die in de buurt wonen van asbestmijnen of -fabrieken (IPCS, 1986). Bovenstaande gevallen worden soms genoemd als voorbeelden voor effecten bij lage blootstellingsniveaus. De concentraties die in het verleden in de huizen van asbestarbeiders en rond asbestmijnen

en -fabrieken voorkwamen zijn echter vele malen hoger geweest dan de concentraties die nu zijn toegestaan in beroepssituaties, zodat van lage blootstellingsniveaus nauwelijks kan worden gesproken.

Directe dosis-respons gegevens voor zeer lage blootstellingsniveaus zijn niet beschikbaar. Gegevens over de mortaliteit ten gevolge van mesotheliomen (beschouwd als een vrij goede indicator van blootstelling aan asbest, omdat hiervoor geen andere oorzaken bekend zijn) in Canada, de VW, Noorwegen, Finland en Groot-Brittannië suggereren echter dat blootstelling aan "achtergrondconcentraties" asbest niet in belangrijke mate bijdraagt aan het risico voor mesotheliomen en longkanker. Sinds het begin van de industriële toepassing van asbest in de 50'er jaren, toen de mesothelioma-incidentie zeer laag was en identiek voor mannen en vrouwen, is die van mannen (waaronder een hoog percentage beroepsmatig blootgestelden) sterk gestegen; die van vrouwen (met vrijwel alleen blootstelling aan "achtergrondconcentraties") is de laatste 10 tot 20 jaar vrijwel onveranderd laag gebleven (McDonald, IARC symposium, 1987).

Asbestose

Analyse van klinische en röntgenologische symptomen van asbestose in een asbesttextielfabriek suggereerde dat de kans om asbestose te ontwikkelen minder dan 1 % is bij een blootstelling aan 0,7 vezels per ml lucht gedurende 40 jaar (=28 f-y/ml; Berry et al., 1979). Andere analyses onder de beroepsbevolking van asbestfabrieken gaven een kans op röntgenologische afwijkingen te zien van < 2 % bij een cumulatieve blootstelling van 25 f-y/ml (EOA, 1985).

Het belang van lichte röntgenologische afwijkingen is niet duidelijk; deze kunnen wel of niet geassocieerd zijn met een verminderde longfunctie. Het belang van deze afwijkingen in verband longkanker is eveneens onduidelijk. Asbestose wordt wel vaak als doodsoorzaak genoemd in beroepsmatig blootge-

stelde cohorts, maar nooit in groepen met een geringere mate van blootstelling, zoals de gezinsleden van asbestarbeiders (EPA, 1985). In groepen arbeiders die in hoge mate aan asbest waren blootgesteld lijkt een lineair verband te bestaan tussen sterfte als gevolg van asbestose enerzijds en de geschatte blootstellingsduur en -concentratie alsmede ook de tijd vanaf de eerste blootstelling anderzijds (IPCS, 1986). Het is echter niet bekend of een dergelijk lineair verband ook geldt voor de algemene voortschrijdende fibrose. Extrapolatie van beroepssituaties naar lage blootstellingsniveaus is daarom in dit geval niet mogelijk.

Uit het bovenstaande valt op te maken dat asbestose bij lage asbestconcentraties geen belangrijk probleem lijkt te zijn, maar dat bij dergelijke concentraties de aandacht veeleer gericht moet zijn op de carcinogene effecten (EPA, 1985; IPCS, 1986).

6.4. EFFECTEN OP ORGANISMEN IN HET MILIEU

Toxiciteit voor aquatische organismen

Er is weinig aandacht besteed aan de invloed van asbest op aquatische systemen. Het geringe aantal beschikbare studies -vooral laboratoriumstudies- toont aan dat asbestvezels worden opgenomen door algen, weekdieren en vissen, en dat ze in staat zijn om morfologische veranderingen te veroorzaken in die organen van vissen die zijn betrokken bij de opname en concentratie van vezels uit het water (kieuwen, nieren) bij relatief hoge concentraties (10^8 vezels.l⁻¹; Laut en Schurr, 1984; Woodhead et al., 1983; EPA, 1980). In een studie met mosselen had asbest een remmende invloed op de groei en reproductie bij concentraties van 10^2 - 10^4 vezels.l⁻¹ en hoger (Belanger et al., 1986). De beperkte hoeveelheid gegevens maakt een conclusie over de effecten van asbest op ecosystemen onmogelijk.

6.5. EFFECTEN OP MATERIALEN

Het primaire effect van de depositie van deeltjesvormige luchtverontreiniging op materiaaloppervlakken is vervuiling. Daarnaast kan gedeponeerd stof aanleiding geven tot directe (o.a. door inwerking van de in water oplosbare fractie) en indirecte (o.a. door de absorptie van vocht en reactieve gas-
sen, en katalytische activiteit) chemische aantasting.

Deze laatste effecten zijn sterk afhankelijk van de fysisch en chemische eigenschappen van het gedeponeerde stof. Doordat asbestvezels in fysisch-chemisch opzicht relatief inert zijn, worden directe en indirecte chemische effecten van ondergeschikt belang geacht. Het vervuilende effect blijft daardoor als enig, maar niet erg asbest-specifiek, effect op materialen over.

Aangezien de massaconcentratie en depositie van asbest, zelfs in de directe omgeving van bronnen gering is in vergelijking met de totale stofbelasting (1% of minder) zal het vervuilend effect van asbest volledig worden over-
heerst door vervuiling ten gevolge van andere stofcategorieën.

6.6. EFFECTEN OP WERELDSCHAAL

Gezien de te verwachte lage concentraties van asbest in de atmosfeer in ver-
van bronnen gelegen gebieden zal de bijdrage van asbest tot bekende effec-
ten van luchtverontreiniging op wereldschaal (zoals afkoelen van de atmos-
feer door reflectie van straling) van ondergeschikt belang zijn.

6.7. SAMENVATTING EN EVALUATIE

Slechts een klein gedeelte van ingenomen asbestvezels zal de maagdarwand
passeren en worden uitgescheiden in de urine; slechts enkele zullen door-
dringen in de weefsels en daar worden vastgehouden. Het overgrote deel van
ingenomen asbest zal worden uitgescheiden in de faeces. Met betrekking tot

de inhalatoire route kan worden geconcludeerd dat respirabele asbestdeeltjes met een Dae van 0.1 tot 2 μm , onafhankelijk van de vezellengte, een grote kans hebben om de alveolaire gedeelten van de longen te bereiken, waar klaring slechts zeer langzaam plaatsvindt. Veel achterblijvende deeltjes zullen naar de periferie van de longen en naar de pleura migreren. Chrysotielvezels lossen waarschijnlijk gedeeltelijk op tijdens het verblijf in longweefsel; amfiboolvezels blijven grotendeels onveranderd aanwezig.

Beschikbare dierstudies geven geen verhoogde kans op maagdarmtumoren te zien bij ratten en hamsters na levenslange orale opname. Tumoren die soms een lichte verhoging te zien gaven, werden ook veelvuldig gevonden in onbehandelde dieren en/of waren niet verhoogd in vergelijkbare andere studies; deze worden daarom beschouwd als niet-gerelateerd aan de behandeling.

Het kritische effect van asbest voor de algemene bevolking is kanker. De resultaten van dierexperimenten met orale blootstelling aan hoge asbestvezelconcentraties zijn in essentie negatief. De resultaten van epidemiologische studies, waarin blootstelling aan asbest via drinkwater werd gerelateerd aan gezondheidseffecten, zijn in sommige gevallen negatief. In andere gevallen wordt gesuggereerd dat een verband zou bestaan met een verhoogde incidentie van tumoren van het maagdarmkanaal. Er is echter een hoge mate van waarschijnlijkheid voor blootstelling via beroepssituaties en/of via het milieu in deze studies, die de gevonden positieve correlaties zou kunnen verklaren.

Studies met beroepsmatig aan asbest blootgestelde groepen, waarbij de blootstelling voornamelijk inhalatoir is geweest, suggereren soms ook een verhoogde kans op maagdarmkanker. Hoewel de bewijsvoering als zwak moet worden aangemerkt (dierexperimenten bevestigden deze kans niet, en sommige onderzoekers schrijven de verhoogde maagdarmkankerincidentie toe aan fou-

tieve diagnoses van -in werkelijkheid- peritoneaalkanker), kan een oorzake-
lijk verband tussen inhalatie van asbest en maagdarmkanker niet worden
uitgesloten. Deze mogelijkheid houdt echter nog niet in dat het ook na
orale opname carcinogeen zou zijn. Er bestaan waarschijnlijk grote ver-
schillen in vezelafmetingen en -concentraties, en daardoor in biokinetiek
en biologische activiteit van de verschillende betrokken vezels.

Omdat de aanwijzingen dat asbest carcinogeen zou kunnen zijn na orale
opname zeer zwak zijn, wordt het risico voor kanker na orale opname -bij de
huidige blootstellingsniveaus- verwaarloosbaar klein geacht. Daarom wordt
geen op gezondheidseffecten gebaseerde limietwaarde voor asbest in voedsel
en drinkwater voorgesteld.

Inhalatoire blootstelling aan asbest is geassocieerd met kanker. Zowel
dierexperimenten als epidemiologische studies leveren voldoende bewijs dat
inhalatie van asbest resulteert in longkanker en mesotheliomen. Uit sommige
studies met beroepsgroepen kwamen aanwijzingen voor een verhoogde inciden-
tie van maagdarmkanker, maar deze verhoging was in alle gevallen veel
minder groot dan de verhoging van de longkankerincidentie. Voor een risico-
schatting kunnen longkanker en mesotheliomen daarom beschouwd worden als de
kritische effecten van de inhalatie van asbest.

De risico's voor longkanker en mesotheliomen moeten afzonderlijk worden
bekeken vanwege de verschillende dosis-respons relaties. Het verband tussen
longkanker en cumulatieve blootstelling kan als lineair worden beschouwd.
Het verband tussen mesotheliomen en vezelconcentratie lijkt eveneens
lineair te zijn, maar het verband tussen mesotheliomen en tijdsduur sinds
eerste blootstelling is eerder exponentieel.

De carcinogene potentie van asbest lijkt een functie te zijn van de vezel-
afmetingen, die verschillend kunnen zijn voor de verschillende soorten en
merken asbest, afhankelijk van herkomst, verwerkingsproces, toepassing,
enz. Inhalatie- en intrapleurale/interaperitoneale studies met dieren tonen

aan dat chrysotiel en de diverse amfibolen niet verschillen in carcinogene potentie zolang de vezelafmetingen en -concentraties vergelijkbaar zijn. Daar staat tegenover dat mesotheliomen veel minder frequent worden waargenomen in epidemiologische studies waarbij de blootstelling zich heeft beperkt tot chrysotiel dan in studies met blootstelling aan zowel amfibolen als chrysotiel of aan voornamelijk amfibolen. Het verschil tussen dierstudies en epidemiologische studies zou gedeeltelijk kunnen worden verklaard uit het feit dat chrysotiel tijdens het verblijf in de weefsels langzaam oplost, terwijl de amfiboolvezels intact blijven en zich ophopen in de periferie van de longen en de pleura. De carcinogene potentie van chrysotiel zou zo bij mensen minder tot expressie komen. Het is echter moeilijk om de diverse epidemiologische studies zonder meer met elkaar te vergelijken omdat sprake is van verschillende bedrijfstakken, waarbij vezels met zeer verschillende dimensies betrokken kunnen zijn. In geen van de epidemiologische studies werden de vezeldimensies beschreven. Daarom zijn de resultaten van recente autopsie-studies belangrijk. Deze studies met longmateriaal van mesothelioma-patiënten, die werkzaam waren in verschillende asbest-verwerkende en producerende industrietakken, bevestigen dat chrysotiel weliswaar bij mensen mesotheliomen kan veroorzaken, maar waarschijnlijk in veel hogere vezelconcentraties dan de amfibolen. Door Doll en Peto (1985; IARC Symposium, 1987) werd als werkhypothese een 20x lagere potentie van chrysotiel t.o.v. de amfibolen voorgesteld. Met betrekking tot het veroorzaken van longkanker lijken chrysotiel en de amfibolen niet wezenlijk te verschillen.

De bovengrens voor de respirabiliteit van vezels is een vezeldiameter van ca. 3 μm en een vezellengte tot ca. 200 μm . Omdat de carcinogeniteit geacht wordt een continue functie te zijn van vezellengte en -diameter, kunnen binnen deze marge van respirabiliteit strict genomen geen "veilige" vezelafmetingen worden aangegeven. In de praktijk zal het risico van vezels

< 5 μm echter verwaarloosbaar klein zijn. Vezels < 5 μm zullen daarom in de risico-evaluatie buiten beschouwing worden gelaten.

Omdat geen dosis-respons gegevens beschikbaar zijn voor zeer lage blootstellingsniveaus, zal een kwantitatieve risico-evaluatie worden gebaseerd op epidemiologie van beroepsmatig aan asbest blootgestelde mensen.

De concentraties vezels in werksituaties werden meestal niet direct gemeten, maar geschat uit massa-metingen en metingen van het totale aantal deeltjes. Bij deze schattingen werd uitgegaan van met lichtmicroscopische methoden te detecteren vezels. Ook wanneer wel vezelmetingen werden uitgevoerd, werd gemeten met een optische microscoop (OM), met een detectielimiet van ca. 5 μm vezellengte en 0,3 μm vezeldiameter. De veel lagere vezelconcentraties in het milieu worden echter met elektronenmicroscopie (EM) bepaald. Om OM- en EM-concentraties (van vezels > 5 μm) met elkaar te kunnen vergelijken moet een conversiefactor worden toegepast. Een factor 2 lijkt reëel te zijn indien het gaat om conversie van concentraties in werksituaties naar concentraties in de buitenlucht (WHO Air Quality Guidelines, 1987; Cherrie, IARC Symposium, 1987).

Rokers hebben een ongeveer tienmaal hogere kans op longkanker dan niet-rokers, waarbij het effect van asbest multiplicatief lijkt te zijn (terwijl de kans op mesotheliomen niet wordt beïnvloed door roken). Omdat zoveel onzekerheden een rol spelen bij een kwantitatieve risico-evaluatie voor achtergrondconcentraties asbest, zodat slechts een orde van grootte van mogelijke risico's kan worden aangegeven, wordt het wetenschappelijk onjuist geacht om binnen deze ruime marges een afzonderlijk risico-cijfer te berekenen voor niet-rokers in de algemene bevolking. De risico-schattingen van een werkgroep van de WHO Air Quality Guidelines (1987), die -met modificaties- ook in dit Basisdocument worden toegepast, hebben betrekking op de algemene bevolking met ca. 30% rokers.

Een beschrijving van de berekeningen kan worden aangetroffen in het WHO

werkdokument voor de Air Quality Guidelines (1987), en is tevens als Appendix I bijgevoegd. In de WHO Air Quality Guidelines wordt een extra longkanker-risico genoemd in de orde van grootte van 10^{-6} tot 10^{-5} voor een populatie met ca. 30% rokers, en een risico voor mesotheliomen in de orde van grootte van 10^{-5} tot 10^{-4} voor zowel rokers als niet-rokers, na levenslange blootstelling aan 500 optisch gemeten vezels per m^3 , voor alle soorten asbest. In dit Basisdocument zal een orde van grootte van 10-100 worden gehanteerd voor het verschil tussen amfibolen en chrysotiel met betrekking tot mesotheliomen (in overeenstemming met de eerder genoemde factor 20). Tevens zullen de marges die door de WHO worden aangegeven voor het risico voor longkanker resp. mesotheliomen worden vertaald naar marges van blootstellingsniveaus die kunnen worden geassocieerd met een risico gedurende het hele leven (ofwel "lifetime" risico) bij levenslange blootstelling van bij benadering 10^{-6} resp. 10^{-4} .

Tabel 6.2. Risicoschatting voor de algemene bevolking

Effect	"Lifetime" risico	<u>Levenslange blootstelling aan</u>			
		Optisch gemeten m^{-3} vezels. m^{-3}		Vezels. m^{-3} langer dan 5 μm gemeten met EM *	
Mesotheliomen (voor zowel rokers als niet-rokers)	$1/10^6$	5-	50 (amfibolen)	10-	100
		50-	5.000 (chrysotiel)	100-	10.000
	$1/10^4$	500-	5.000 (amfibolen)	1.000-	10.000
		5000-	500.000 (chrysotiel)	10.000-	1000.000
Longkanker (voor een populatie met 30% rokers)	$1/10^6$	50-	500	100-	1.000
	$1/10^4$	5.000-	50.000	10.000-	100.000

* Berekend met een conversiefactor 2

Nogmaals moet met nadruk worden gesteld dat de cijfers in deze tabel slechts een zeer globale indicatie geven van de mogelijke risico's. Door de tamelijk conservatieve aannames lijkt de bescherming van de volksgezondheid echter bij het hanteren van deze waarden gewaarborgd.

Met betrekking tot ecosystemen zijn er onvoldoende gegevens om advieswaarden te geven. Negatieve effecten van asbest op materialen zijn beperkt; de bijdrage is verwaarloosbaar in vergelijking tot andere componenten met een vergelijkbaar vervuilend effect. Effecten op wereldschaal zijn nihil.

7. EMISSIONBEPERKING EN KOSTEN

7.1. HUIDIGE SITUATIE

Sinds de zeventiger jaren is er een continue trend geweest de toepassing en de emissies bij toepassing van asbest te beperken. Door wettelijke maatregelen zowel in Nederland als in het buitenland, zijn verschillende toepassingen van asbest verboden (Asbestbesluit, 1977, 1983). Ten gevolge hiervan is een sterke vermindering van de produktie en het gebruik van asbest en asbestbevattende produkten opgetreden (par. 2.1.2.). Asbestvrije golfplaten die in kwalitatief opzicht voldoen, zijn leverbaar maar worden nog niet uitgebreid toegepast. Bij een aantal merken auto's zijn in de nieuwe modellen asbest-vrije remvoeringen en koppelingsplaten toegepast. In de vervangingsmarkt blijkt het aandeel van asbestvrije remvoeringen e.d. nog gering te zijn. In remmen van bussen, trucks en trailers wordt asbestvrij materiaal in beperkte mate toegepast. Met name bij de auto-industrie heerst nog terughoudendheid door twijfels over de vereiste hoge kwaliteit (VROM, 1985). Toepassing van alternatieven voor asbest in industriële frictiematerialen is technisch nog niet te verwezenlijken. Asbestvrije pakkingen, die wat resistentie betreft gelijkwaardig zijn, zijn voor een aantal toepassingen leverbaar, maar duur.

Door de vermindering van de produktie en het gebruik alsmede door de uitgebreide maatregelen bij de resterende verwerking van asbest en asbestbevattende produkten is ook de emissie sterk afgenomen.

De hoeveelheid afvalstoffen die asbest bevatten zijn eveneens verminderd. Bij het storten daarvan wordt steeds meer aandacht gegeven aan de reëmissie-problematiek.

7.2. AUTONOME ONTWIKKELINGEN

Uit de in hfdst. 2 gegeven schattingen blijkt dat de grootste emissies

optreden als gevolg van zeer verspreide en moeilijk te beheersen bronnen. Dit maakt het bestrijden erg moeilijk. Belangrijke bronnen zijn het gevolg van toepassing van asbest in duurzame materialen, met name in de bouw. Ook indien toepassing van deze materialen zou worden gestaakt, blijven de eerder toegepaste materialen langdurig een bron van asbestemissies.

In de komende decennia zal een toeneming van het storten van asbest plaats vinden als gevolg van het voorkomen van meer asbest in gebouwen die in aanmerking komen voor renovatie of sloop (SVA, 1978; tabel 2.6.).

De mate en snelheid waarin bestaande asbesthoudende materialen worden vervangen door asbestvrije alternatieven zal sterk bepalend zijn voor het verloop van de asbestemissies, die in de toekomst zullen optreden. De vervanging heeft op twee manieren invloed op de grootte van de emissies:

- door versneld verwijderen van asbesthoudend materiaal (bijvoorbeeld spuitasbestisolaties) zal er een grote toeneming van de emissies optreden gedurende de jaren dat zo'n programma loopt;
- de emissie van asbestvezels vanuit de grote diffuse bronnen zal eerder verminderen.

Tabel 7.1. geeft een overzicht van de emissies, die in de komende decennia naar verwachting zullen optreden. Hierbij is aangenomen dat naast de productie van asbesthoudende vloerbedekking, isolatie en pakkingen ook die van asbesthoudende bitumen en coatings zal worden gestaakt. Verder is aangenomen dat het aantal auto's jaarlijks met 150.000 toeneemt en de bijdrage van asbestvrije remvoeringen vooralsnog klein blijft. De overige verbruiks- en productiecijfers worden verondersteld constant te zijn.

7.3. VERVANGING VAN ASBEST

Mogelijkheden en kosten

De meest effectieve manier om de emissies te beperken is de vervanging van asbest door alternatieve verstevigingsvezels. Uit een aantal studies blijkt dat vervanging in veel gevallen goed mogelijk is (EPA, 1980; Green en Pye;

Tabel 7.1. Autonome ontwikkeling van asbestafvalstromen en emissies naar water en lucht

	1982	1985	1990	2000
Hoeveelheid asbest in afval (ton per jaar)				
- praktisch ongebonden asbest	580	530	530	30
- gebonden asbest	2330	1435	1520	1680
- asbest in grote afvalstromen (waaronder bouw- en sloopafval)	1580	1720	2020	5120
Emissie naar water, totaal (kg per jaar)				
	2710	2160	2160	2160
Emissie naar lucht (kg per jaar)				
- remstof op wegen *	600	660	750	950
- sloop gebouwen/puin breken	280	305	350	900
- remstof in garages *	250	275	315	395
- overige	640	620	620	620
totaal	1770	1860	2030	2860

* Aannemende dat de penetratie van asbestvrije remvoeringen slechts langzaam verloopt

VDI, 1982; VROM, 1986). Volgens Köhling et al. (1986) is in principe voor praktisch alle toepassingen een vervanging technisch mogelijk met uitzondering van enkele zeer specifieke toepassingen, zoals:

- electro-isolatie voor mechanisch sterk belaste kabels
- asbestcementbekleding in zeer grote vlamboog-kamers
- elektrische collectoren
- vlakafdichting bij zeer zure media en hoge temperatuur
- afdichtingen bij zeer hete gassen
- diafragma electrolyse proces (wel zijn er geheel andere typen processen voor electrolyse, waarin geen asbest vereist is)
- drukleidingen voor drink- en afvalwater

Directe vervanging in onderdelen zoals remvoeringen e.d. of in onderdelen geproduceerd volgens voor lange tijd vastgelegde technische specificaties (bijv. in de vliegtuigindustrie) is niet altijd mogelijk. Vervanging zal vaak vergaande ingrepen in de technische constructie en uitvoering van apparaat-onderdelen vereisen. Een minder vergaande maatregel is het streven naar sterker gebonden asbest in produkten en naar lagere gehalten asbest in

produkten, waarin asbest voorlopig niet volledig kan worden gemist. Het invoeren van asbestvrije produkten wordt gehinderd door de vaak hogere kosten van vervangende materialen, de noodzakelijke technische aanpassing van hele systemen en twijfels over de duurzaamheid van de vervangende materialen. Dit maakt ook een lange introductie en overgangsperiode nodig, wanneer in principe voor asbestvrije alternatieven is gekozen. Informatie over de eenmalige kosten van vervanging is niet beschikbaar en zijn derhalve verder niet bij de berekening betrokken.

Alternatieven voor asbestcement

Cementplaat met andere vezelversterking heeft een kostprijs die ca. 15% hoger is door het duurder verstevigingsmateriaal (aramide, cellulose e.d., 30% hoger t.o.v. asbest) en aanpassingen in het produktieproces (ca. 10% hoger t.o.v. de huidige produktiewijze). De levensduur van dergelijk materiaal is nog onbekend; extra kosten door een mogelijk kortere levensduur zijn derhalve niet in de berekening betrokken. Aanpassingen aan be- en verwerkingsmethoden veroorzaken mogelijk enige inwerkkosten, welke op termijn echter niet kostenverhogend zijn. Op basis hiervan kan worden berekend dat per jaar f.28,5.10⁶ aan extra kosten zal worden gemaakt, uitgaande van:

- een volledige vervanging van asbestcementplaat, golfplaat e.d. (maar exclusief leidingen)
- een gemiddelde prijs van deze produkten van ca. f.1,- per kg produkt
- een jaarverbruik van 95 kton (tabel 2.3.) en
- een gemiddelde kostprijsstijging van 15%

Dit levert op een termijn van enkele tientallen jaren een emissievermindering op van ca. 650 kg per jaar.

Alternatieven voor asbest in rem- en frictiemateriaal

Vanwege de omvang van de toepassingen en de technische mogelijkheden van vervanging moet een onderscheid worden gemaakt tussen de toepassing in: remblokjes en remvoeringen voor personenauto's, remblokken voor vrachtwagens, bussen en aanhangwagens, koppelingsplaten, en industrieel frictiemateriaal.

teriaal (in liften, kranen e.d.). Omdat remblokjes, -blokken en remvoering-en verreweg de grootste emissiebronnen zijn, wordt alleen de vervanging hiervan nader toegelicht.

De kosten voor asbestvrije remmaterialen voor personenauto's liggen ca. 50% hoger, voor vrachtauto's, bussen, trailers e.d. ca. 80%. Gebaseerd op een jaarverbruik van $1,6 \cdot 10^6$ sets remblokjes, $0,55 \cdot 10^6$ sets remvoeringen voor personenauto's en $0,22 \cdot 10^6$ sets remblokken voor zwaar transport zou het gebruik van asbestvrije remmaterialen leiden tot extra jaarlijkse kosten van rond $f.80 \cdot 10^6$. De levensduur van deze remmaterialen is volgens opgave 1,5 à 2 maal zolang. Hoewel de kostprijs per eenheid dus hoger zal zijn, zijn de jaarlijkse kosten veel minder. Tevens wordt bespaard op de kosten voor onderhoud. De extra kosten voor vervanging van asbest in deze toepassingen zouden dan gering of zelfs nihil kunnen zijn.

Voor zover bekend blijken remmaterialen zonder asbest om allerlei redenen nu toch sneller te worden vervangen (ze "piepen", onbekendheid, enz.). De werkelijke kosten zijn voor nu en voor de toekomst, als er meer ervaring mee is, derhalve nog niet te schatten. In de praktijk blijken voor een deel van het (personen)wagenpark technisch bruikbare asbestvrije remmaterialen beschikbaar te zijn. Een aantal nieuwe modellen wordt er standaard mee uitgevoerd. In de vervangingsmarkt is het aandeel van de asbestvrije producten gering. Daarbij spelen de kosten en de nog geringe ervaring een rol (VROM, 1986).

Voor industrieel frictiemateriaal is vervanging door asbestvrije alternatieven technisch nog niet te voorzien.

Alternatieven voor asbest in pakkingmateriaal

Asbestvrij pakkingmateriaal is voor de meeste toepassingen wel beschikbaar. Per toepassing zullen verschillende vervangende stoffen moeten worden gekozen; de kosten liggen globaal 3 à 4 maal hoger en de levensduur is

korter. De extra kosten bij vervanging zullen $f.6,5.10^6$ per jaar bedragen, uitgaande van :

- een pakkingplaatverbruik in Nederland van 225 ton per jaar (in 1982)
- een kostprijs van asbesthoudende plaat van f.5,- à f.10,- per kg
- een kostprijsverhoging met een factor 3 à 4 en
- een levensduurverkorting met 20 - 50%.

Eventuele kosten voor aanpassingen aan de installaties, waarin deze pakkingen worden gebruikt en kosten voor toegenomen onderhoud zijn hierin niet meegenomen.

Alternatieven voor asbest in overige produkten

In de overige produkten voor isolatie, brandwering, hittebestendigheid, vloerbedekking e.d. wordt geen of nauwelijks asbest meer toegepast. Asbest is hier vervangen door een scala van geheel andere produkten of vergelijkbare produkten met een ander type vezel. Een kostenvergelijking is daardoor weinig zinvol.

7.4. EMISSIEBEPERKING NAAR BODEM

7.4.1. Maatregelen

De emissies naar de bodem zijn voornamelijk afkomstig van het storten van vast afval (tabel 2.12.). Binnen de genoemde drie typen asbesthoudende afvalstromen kan verder nog onderscheid worden gemaakt in produktie-afval, slib uit bezinkbassins, stof uit doekfilters, enz., hetgeen steeds een andere aanpak vereist.

Maatregelen om de hoeveelheden afval per proces/bron te verkleinen door hergebruik, verminderde uitval e.d., leiden slechts tot een geringe vermindering van de hoeveelheid gebruikt asbest. Welke toepassing asbest ook heeft, het zal te zijner tijd in een afvalstroom terechtkomen. Er is in feite maar één maatregel om de asbesthoudende vaste afvalstroom effectief te verminderen: vervanging door alternatieve materialen.

Emissies naar de bodem als gevolg van depositie en infiltratie kunnen alleen worden beperkt door het verminderen van de emissie naar lucht en water. Door de sterk toegenomen toepassingen van asbesthoudende materialen met een zeer lange levensduur in de vijftiger en zestiger jaren (met name in de bouw), zullen de asbesthoudende afvalstromen sterk in volume toenemen. Maatregelen die kunnen worden genomen met als doel het voorkomen van reëmissie van asbestvezels, zijn:

- concentreren van asbestafvalstromen
- "onschadelijk" maken van asbest
- gecontroleerd afvoeren en storten

Concentreren

Het concentreren van asbestafvalstromen kan beperkt blijven tot het voorkomen van het vermengd raken van asbesthoudende en niet-asbesthoudende afvalstromen en het gescheiden afvoeren van asbestafvalstromen naar een beperkt aantal verwerkings- en/of stortplaatsen. Bij productiebedrijven en de verwerkende industrie is concentreren relatief eenvoudig (bijv. stof uit de speciale afzuiglijnen voor asbestemissiebeperking, productieafval, slib). Voor een goede beheersing van deze afvalstromen is verzamelen in gescheiden en gemerkte containers gewenst. Dit is zeker noodzakelijk voor materiaal waaruit gemakkelijk asbestvezels loslaten (los asbest, niet of weinig ingebed weefsel en stof uit doekfilters).

Bij verspreid voorkomen van asbesthoudend materiaal zal concentratie het selectief verwijderen ervan inhouden, voorafgaand aan de totale sloop van een gebouw of installatie. Als het asbest van het begin af aan verspreid en verdund in een grotere afvalstroom aanwezig is, is concentratie niet mogelijk. Dan dienen maatregelen te worden genomen om deze verspreiding tegen te gaan, zoals het mogelijk maken van gescheiden inzameling van asbesthoudend materiaal van huis- en bedrijfsafval door een waarschuwing op materialen, apparaten e.d., zoals voorgeschreven in het Asbestbesluit.

Onschadelijk maken

Onder normale condities verdwijnt asbest niet definitief uit het milieu. Er bestaan drie methoden om asbest geheel onschadelijk te maken, nl. immobilisatie, thermisch ontleden en chemische afbraak. Praktische toepassing van deze methoden is om verschillende redenen niet wenselijk en niet haalbaar. Zeker ook omdat voor alle methoden geldt dat materialen die slechts voor een deel asbest bevatten niet of moeilijk zijn te verwerken.

Gecontroleerd afvoeren en storten

Momenteel zijn er in Nederland zes stortplaatsen die in het kader van de Wet chemische afvalstoffen asbesthoudend afval (afval dat meer dan 0,5% asbest bevat) mogen ontvangen. Bouw- en sloopafval en huishoudelijk- en bedrijfsafval dat ook asbest kan bevatten, worden gestort met vergunningen in het kader van de Afvalstoffenwet. Maatregelen zullen specifiek gericht zijn op de eerste groep afvalstoffen. Deze maatregelen houden in:

- transport in afgesloten zakken, eventueel nat of na opmengen met asbesthoudende slibsoorten
- containers, allen voor grof materiaal met sterk gebonden asbest
- storten in de zakken, ongeopend
- beheerst legen van containers
- direct afdekken van gestort materiaal
- niet compacteren van asbesthoudend materiaal

Emissies naar de lucht (en bij toepassen van een directe afdekkende laag eveneens naar het water) treden dan niet op, waarmee depositie en infiltratie van asbestvezels op en in de bodem wordt voorkomen.

7.4.2. Kosten

Voor het storten van afval met sterk gebonden asbest zijn slechts beperkte maatregelen nodig. De kosten voor storten zullen tussen f.40,- en f.60,- per ton liggen. Storten van afval dat om verschillende redenen extra aandacht vergt, bijv. door niet sterk gebonden vezels en/of hoge gehalten asbest, zal globaal f.70,- tot f.120,- per ton kosten. In beide gevallen

wordt aangenomen dat storten op een stortplaats, die voldoet aan de richtlijnen voor gecontroleerd storten, mogelijk is. Is door een hoog gehalte vrije vezels in het afval immobilisatie gewenst, dan zullen de kosten hiervoor kunnen oplopen tot f.150,- tot f.200,- per ton. Het storten van dit materiaal zal f.120,- tot f.150,- per ton kosten.

7.5. EMISSIEBEPERKING NAAR WATER

7.5.1. Maatregelen

De emissies naar water omvatten zeer diffuse emissies en puntbronnen bij specifieke productieprocessen (tabel 2.13.). Emissiebeperking kan plaatsvinden door:

- vervangen van asbest (par. 7.3.)
- opvangen en reinigen van verontreinigde stromen
- afschermen
- aangepaste gebruiks- en verwerkingstechnieken

Aanbrengen electrolysediafragma's en productie asbestcement

Opvangen en reinigen van verontreinigde stromen is toepasbaar voor als puntbron optredende verontreinigde waterstromen, die vrijkomen bij de fabricage van asbesthoudende produkten. De verontreinigde stroom kan door filtratie en/of door toevoeging van coagulentia en flocculatiemiddelen in een bezinkingsbassin van vrije asbestvezels worden ontdaan. Uit de literatuur blijkt dat sterk met asbestvezels beladen afvalwaterstromen met een gecombineerde techniek gereinigd kunnen worden tot een restconcentratie van 10^5 vezel per liter (Lawrence et al., 1975). Het resterende slib moet worden afgevoerd. Verdergaande beperking van de emissie kan worden bereikt door het afvalwater, na reiniging, weer als proceswater te gebruiken. Voor zeer kleine afvalwaterstromen is filtratie een mogelijkheid. Er zijn geen gegevens over de met deze maatregel te bereiken restconcentraties.

Verwerking vloerbedekking en asbestcement (buiten)

Het is denkbaar de emissie ten gevolge van de verwerking van asbesthoudende materialen te beperken door de oppervlakken met bijv. verf of slijtlagen af te dekken. Het gaat echter om zeer grote oppervlakken op zeer veel verschillende plaatsen. Het zal zowel om kostentechnische als om praktische redenen niet haalbaar zijn dergelijke maatregelen uit te voeren.

Voor het aanbrengen van verf- en slijtlagen moet gedacht worden aan kosten in de orde grootte van f.50,- per m². Alleen al voor de bestaande asbestcement (golf)platen betekent dit een investering van bijna 15 miljard gulden.

Aangepaste gebruiks- en verwerkingstechnieken

Het is evident dat bij het overschakelen van natte naar droge technieken in processen, maar ook bij het reinigen van asbesthoudende vloerbedekking, er geen sprake meer is van emissie naar water. Dit zal echter waarschijnlijk leiden tot een toeneming van de emissie naar lucht. Het toepassen van gesloten proceswatercycli beperkt de emissie tot de noodzakelijke maar geringe spui.

De emissie vanuit afvalstorten naar bodem- en oppervlaktewater kan sterk worden ingeperkt door het verpakt storten van asbesthoudend materiaal en/of het zorgen voor een niet-waterdoorlatende afdekking.

7.5.2. Kosten

Kosten voor opvangen en reinigen

De kosten voor afvalwaterreiniging door middel van flocculatie/coagulatie en bezinking zijn opgebouwd uit kosten voor: zandfiltratiebekkens, bezinktanks en doseerapparatuur, coagulatie- en flocculatiemiddelen (ijzerchloride, polymeren, bentoniet) (Lawrence et al., 1975) en slibverwerking.

De jaarlijkse lasten van een zandfilterinstallatie worden sterk bepaald

door de frekwentie van terugspoelen (voor reiniging), hetgeen afhangt van het totaalgehalte van vaste deeltjes, naast asbest. Voor capaciteiten tussen 1000 en 5000 m³ per kg zijn de kosten f.0,10 - f.0,20 per m³ afvalwater. De kosten van flocculatie en coagulatie bedragen voor deze capaciteiten globaal f.0,25 - f.0,35 per m³ afvalwater.

De kosten voor slibverwerking, indikken, ontwateren e.d., afhankelijk van de samenstelling van het gevormde slib, worden geschat op f.25,- - f.50,- per ton slib. De hoeveelheid slib die bij een bepaalde zuivering ontstaat, is geheel afhankelijk van het totaalgehalte vaste deeltjes in het te reinigen afvalwater. Is dat praktisch alleen asbest, dan zal deze hoeveelheid zeer gering zijn.

Het rendement voor het zuiveren van het afvalwater dat vrijkomt bij het aanbrengen van electrolyse diafragma's wordt geschat op > 99,9%, de resulterende restemissie zal dan < 0,1 kg per jaar zijn. De kosten per jaar bedragen 6 miljoen gulden, d.w.z. f.4.500,- per kg verwijderd asbest.

Volgens opgave van de producent van asbestcement zijn al maatregelen genomen om de wateremissie te beperken. De resulterende restemissie zou nu < 0,01 kg per jaar zijn. De produktie van pakkingen, isolatie e.d. is inmiddels gestopt in Nederland.

7.6. EMISSIEBEPERKING NAAR LUCHT

7.6.1. Maatregelen

De volgende maatregelen zullen de emissies naar lucht het meest efficiënt verminderen:

- vervangen van asbest (par. 7.3.)
- opvangen en reinigen van verontreinigde gasstromen
- concentreren van activiteiten
- afschermen van asbest
- aangepaste gebruiks- en verwerkingstechnieken

Specifieke maatregelen hebben voor enkele bronnen direct effect, voor andere bronnen treedt het effect pas op zeer lange termijn op. Zo zullen filters bij verwerken van asbest direct effect hebben, terwijl het vervangen van asbest in golfplaten door andere materialen pas veel later (ten gevolge van slopen) een effect op de emissie zal hebben.

Opvangen en reinigen van verontreinigde gasstromen

Deze maatregel is toepasbaar bij geconcentreerde puntbronnen of plaatsen waar de emissies tot puntbronnen kunnen worden geconcentreerd. Voorbeelden zijn:

- ruimte-afzuiging of mobiele puntafzuiging bij remonderhoud in (grotere) garages
- het vooraf op maat maken van asbestcement in de tussenhandel
- produktie van asbesthoudende materialen op basis van asbest; hier wordt veelal ook met zoveel mogelijk geheel gesloten systemen gewerkt, b.v. bij het mengen van asbest met andere componenten
- het verwerken, pasklaar maken en nabehandelen van asbesthoudende producten (remvoeringen, pakkingen)

Bij deze bronnen worden deze maatregelen overal al toegepast, ook vanwege de door de arbeidsinspectie gestelde eisen. Een uitzondering zijn de garages. Een effectieve stofzuiginstallatie is alleen bij een beperkt aantal grote garagebedrijven geplaatst. De duizenden kleine bedrijven zullen dergelijke maatregelen meestal niet treffen.

Puntafzuiging wordt toegepast als de emissies binnen het bedrijf gelocaliseerd zijn (produktielijn, zaagstraat, bij specifieke apparaten); ruimte-afzuiging zal worden toegepast als met veel losse produkten of op veel locaties in een grote ruimte wordt gewerkt.

Voor de emissiebestrijding worden laagbelaste doekfilters toegepast. Verwijderingsrendementen > 99,9% zijn gemeld. De belasting van het filter is veelal lager dan $60 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Door een laag stof op het doek te laten wordt de afscheidende werking verhoogd. Restemissies < $0,1 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ zijn op deze wijze haalbaar (Güthner, 1983).

Emissiewaarden van 0,001 kg per ton worden bereikt bij het werken met

asbest en sterk asbesthoudend materiaal (Lanting en Den Boeft, 1979). De restemissiewaarden die worden bereikt zijn kleiner en vaak veel kleiner dan de huidige MAC-waarde (par. 1.2.3.).

Huisvuilverbranding is ook als een puntbron voor asbest te beschouwen. De rookgassen bevatten vlieg-as dat waarschijnlijk asbest bevat. Deze rookgassen worden via emissiebeperkende technieken (veelal electrofilters) gereinigd. De rendementen van die systemen is 92 - 99%. Met uitgebreidere filters is een afscheiding van 99,5% bereikbaar.

Concentreren van activiteiten

Emissies die wel gelocaliseerd zijn, maar waarbij het gaat om vele kleine emissies, kunnen effectiever worden bestreden indien deze op een beperkt aantal plaatsen worden geconcentreerd. Voorbeelden zijn verwerking van asbestcement op de bouwplaats en onderhoud aan remmen in garages en werkplaatsen. Dit betreft duizenden locaties. Bij grote garages is een centrale afzuigeenheid met verplaatsbare afzuigkappen of een vaste locatie voor onderhoud aan remmen mogelijk. Bij de meeste kleine werkplaatsen is dat moeilijker realiseerbaar. Concentratie kan plaatsvinden door een aantal centrale werkplaatsen voor onderhoud aan remmen in te richten.

Door concentratie van activiteiten kan de emissie tot 1% van de huidige waarde afnemen als op de centrale verwerkingslocaties afzuiging en effectieve doekfilters worden geplaatst.

Afscherming van asbest

Voor de maatregelen die getroffen kunnen worden om de emissie van asbest t.g.v. verwerking van asbestcement gevelplaten, golfdaken en vloerbedekking, te beperken wordt verwezen naar par. 7.5.1.

Sputisoliatie kan worden afgedekt. Dat zal in de praktijk vaak al het geval zijn. Omkastingen, dubbele plafonds en wandbetengeling behoren tot de

mogelijkheden. Dat voorkomt enerzijds luchtstromingen en mechanisch contact bij gebruik van de ruimten, anderzijds houdt het een deel van de vezels die toch vrijkomen tegen. Een andere of extra optie is het op de spuitlaag aanbrengen van een binder (b.v. harsen). De methode heeft nadelen en kan tijdelijk de emissie van vezels vergroten door de veroorzaakte verstoringen. Daarnaast zal verwijdering toch ooit moeten plaatsvinden met bijbehorende emissies (Tempelman et al., 1985).

Momenteel wordt specifiek asbestafval op stortplaatsen afgedekt ter voorkoming van emissie naar de lucht. Essentieel is dat dit direct na het storten gebeurt en dat het gestorte afval niet verder wordt vergruisd of verspreid. Het nat houden van materiaal bij sloop en puinbreken, bij het werken aan remmen van motorvoertuigen maar ook bij de produktie, kan men ook als afscherming beschouwen.

Aangepaste gebruiks- en verwerkingstechnieken

Door zich bij het werken met asbesthoudend materiaal te houden aan een specifieke wijze van aanpak, zoals het gebruik van speciaal gereedschap of het nemen van gepaste maatregelen, kan de emissie sterk worden beperkt. Deze aanpak is met name van belang voor emissies die door emissiebeperkende technieken of afscherming niet te bestrijden zijn (Timmerman, 1984). Slopen is een emissiebron waarbij deze aanpak van belang kan zijn. De werkwijze houdt in:

- het vooraf verwijderen van alle asbesthoudende materialen
- het vochtig houden van plaatsen waar asbest zit en heeft gezeten
- bij grote concentraties vrij asbest (bij spuitisolatie) afsluiten van de ruimte en een tijdelijke afzuiging met emissiebeperkende technieken
- in gesloten zakken of containers afvoeren van het materiaal
- alle plekken waar zich asbeststof heeft kunnen verzamelen, schoonzuigen.

De methode van verwijderen hangt af van het materiaal. Spuitasbest of isolatie met asbestvlokken kan het best worden weggezogen; asbestplaten moeten in hun geheel worden losgemaakt en worden afgevoerd.

Voor het werken met asbesthoudende materialen bestaat speciaal gereedschap dat bij gebruik veel minder stof veroorzaakt (Teichert, 1983; Kühnen en Heimann, 1983). Daarnaast wordt ook wel een "natte bewerking" toegepast ter voorkoming van verstuiven. Vrijkomende vezels worden met het water afgevoerd.

Een belangrijke maatregel is verder het regelmatig stofvrij maken van vloeren, werkkleding, apparatuur, wegen e.d. ("good housekeeping"). Dit voorkomt accumulatie en reëmissie van vezels.

Geschat wordt dat met aangepaste gebruiks- en verwerkingstechnieken een emissiereductie van een factor 10 bereikt kan worden.

7.6.2. Kosten

Ramingen zijn uiterst globaal omdat het met name bij de diffuse emissies en voor activiteiten die op een groot aantal locaties plaatsvinden niet mogelijk is de emissiecondities en de omvang van de vereiste emissiebeperking te schatten.

Opvangen en reinigen

De kosten van gasreiniging worden bepaald door de kosten voor:

- de afzuiginstallatie met ventilator, leidingen en schoorsteen
- de emissiebeperkende techniek
- de aanpassingen aan de bestaande gebouwen, installatie e.d.

Als emissiebeperkende techniek worden uitsluitend laag belaste doekfilters aanbevolen, met een belasting van minder dan $60 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. De investeringskosten zijn relatief hoog als gevolg van het grote doekoppervlak dat nodig is. De schatting van de kosten is gebaseerd op:

- investeringskosten
 - . incl. doekmateriaal, ventilator, reinigingssysteem, stofopvang
 - . doek f.160,- per m^2
 - . de installaties van $300 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ zijn eenvoudig en deels mobiel te plaatsen; voor grotere installaties is montage geschat op 50% van de apparaatkosten
 - . voor installaties van $5000 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ zal veelal een aparte schoorsteen

- worden geplaatst, waarbij het filter buiten is geplaatst en isolatie gewenst is
- . de kosten zijn echter exclusief aanpassingen aan gebouwen en bestaande installaties
 - jaarlijkse kosten (bedrijfskosten)
 - . afschrijving: 13% (10 jaar; 5% rente)
 - . onderhoud: 2%
 - . verzekering e.d.: 1,5%
 - . energieverbruik: 0,51 kWh per 1000 $\text{Bm}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ bij een afdrukval van 1,2 kPa
 - . electriciteitskosten: f.0,20 kWh
 - . bedrijfstijd: 5700 h
 - . filterlevensduur: 2 jaar

De kosten voor puntafzuiging, afzuigkappen, afzuigwanden en afgesloten werkruimten met afzuiging komen hier nog bij. Deze kosten kunnen leiden tot een verhoging van de kosten met 10% tot 100%. Aangenomen is een kostentoeneming met 30%.

Tabel 7.2. geeft de investeringskosten en bedrijfskosten op basis van bovenstaande uitgangspunten voor een aantal debieten.

Tabel 7.2. Kosten voor toepassing van doekfilters ter beperking van de emissie van asbestvezels

Debiet ($\text{Bm}^3 \cdot \text{h}^{-1}$)	Investeringskosten (kf)	Bedrijfskosten (kf per jaar)
300	8	4
1.000	22	13
5.000	120	65
10.000	200	100
25.000	400	150
50.000	800	280

Installaties voor afzuiging en gasreiniging zullen op enkele duizenden plaatsen moeten worden toegepast (bij ca. 9000 garages, ca. 100 locaties voor asbestcementverwerking en ca. 60 puinbrekers). Bij de nog bestaande productiebedrijven zijn dergelijke installaties al geplaatst.

Op basis van gegevens van de BOVAG wordt geschat dat ca. driekwart van de garages met een afzuigcapaciteit van $300 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, voor reinigen van de remmen met puntafzuiging zal kunnen volstaan. De overige zullen een cen-

trale eenheid met een capaciteit van $1000 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ nodig hebben en slechts enkele van $5000 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Daarbij wordt er dus van uit gegaan dat onderhoud aan (asbesthoudende) remmen in principe overal moet kunnen plaatsvinden. Voor de meeste asbestverwerkingslocaties zal een afzuigcapaciteit van 300 tot $1000 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ voldoende zijn. Bij de puinbrekers zal een grotere capaciteit nodig zijn, aangenomen is $5000 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Bij produktiebedrijven zal de capaciteit sterk afhangen van de grootte van de produktie.

Bij verbrandingsinstallaties zullen de maatregelen een verbetering van de electrofilters inhouden. De investeringskosten (voor 11 installaties) zijn $f.81 \cdot 10^6$ en de jaarlijkse kosten zijn $f.17,5 \cdot 10^6$.

Concentreren van activiteiten

Het concentreren van activiteiten zal zich specifiek richten op activiteiten die te kleinschalig zijn om emissiebestrijdende maatregelen kosteneffectief uit te kunnen voeren. Dit komt voor bij het onderhoud aan remmen en het (voor)bewerken van asbestcement. De kostenfactoren bij dit type maatregel zijn:

- transportkosten, van en naar centrale "inrichtingen"
- vergroten capaciteit van gekozen/aangewezen "inrichtingen"
- arbeidstijdverlies door niet ter plekke aanbrengen van maatcorrecties bij asbestcementverwerking en door minder efficiënt werken door onderhoud aan auto's op twee locaties.

De kosten van deze maatregelen zullen moeten opwegen tegen de kosten van het plaatsen van diverse kleine afzuig- en luchtreinigingsinstallaties. De maximale kosten zullen derhalve niet meer zijn dan die voor het plaatsen van die installaties. Een preciese kostenraming is voor deze maatregel niet mogelijk.

Afschermen van asbest

De kosten van afschermen op de plaats waar het asbesthoudend materiaal al is geïnstalleerd worden in hoofdzaak bepaald door het arbeidsloon en is

daardoor sterk afhankelijk van de bereikbaarheid. Er wordt van de volgende globale kosten uitgegaan:

- impregneren: f.75 tot f.100 per m²
(hierbij moet veelal in moeilijke posities en met beschermende kleding worden gewerkt)
- dubbele wanden, plafonds e.d.: f.125 tot f.175 per m²
(hierbij spelen materiaalkosten ook een belangrijke rol).

Nieuw asbestcement kan veel goedkoper worden behandeld in de fabriek. De kosten daarvoor zullen voornamelijk de kosten voor het toegepaste materiaal zijn: f.2,50 - f.3,- per m². Dit veroorzaakt een verhoging van de kostprijs van asbestcement met ca. 10-20%.

Aangepaste gebruiks- en verwerkingstechnieken

Bij de produktie van asbesthoudende materialen zullen ingrijpende maatregelen veelal worden getroffen bij reeds geplande aanpassing en modernisering. De kosten van emissiebeperking zijn in deze procesgeïntegreerde aanpak niet exact vast te stellen.

Aangepaste stofarme apparatuur voor het bewerken van asbestcement is niet altijd veel duurder. In sommige gevallen blijkt goedkopere apparatuur in dit opzicht zelfs beter te voldoen. In de literatuur wordt opgemerkt dat de huidige generatie stofarme bewerkingsapparatuur wat betreft bruikbaarheid op zich verbeterd is en concurrerend is met de "normale" apparatuur (Teichert, 1983). In Nederland betreft het in totaliteit enige honderden apparaten met prijzen tussen f.100,- en enkele duizenden gulden.

De kosten van aanpassing van werkwijzen ("good housekeeping") zijn nauwelijks te kwantificeren. Het betreft praktisch alleen arbeidskosten. Soms is alleen extra aandacht en geen extra tijd vereist. Indien echter aangenomen wordt dat bij sloop extra tijd nodig is om asbesthoudend materiaal en geaccumuleerd stof vooraf te verwijderen, dan zullen de kosten hiervan volgens schatting f. 30-50 per m² of f. 3-4 per kg bedragen.

Maatregelen die nodig zijn om emissies bij de verwijdering van spuitasbest zoveel mogelijk te beperken, liggen in de orde van f. 100-150 per m². Deze

kosten zijn sterk afhankelijk van de wijze waarop het asbest is aangebracht (los of gelijmd) en of uitgebreid steigerwerk nodig is.

7.7. SAMENVATTING EN CONCLUSIES

Bij de produktie van asbestcement en remvoeringen, de belangrijkste resterende toepassingen, zijn bij de produktie uitgebreide maatregelen ter beperking van asbestemissies genomen. Voor deze toepassingen zijn asbestvervangende produkten beschikbaar. Een doorbraak naar een volledige vervanging van asbestcement is nog niet te verwachten. De vervanging van asbesthoudende remmaterialen heeft al voor een deel plaatsgevonden. Op dit moment is een volledige vervanging op korte termijn niet te verwachten. Door de aanwezigheid van geaccumuleerd asbest in duurzame produkten, met name in gebouwen, blijft er sprake van grote, maar zeer diffuse emissies. Deze emissies, met name die naar bodem en lucht, zullen in de komende jaren zelfs toenemen ten gevolge van renovatie en sloop van gebouwen.

Bij de verwerking van asbesthoudende afvalstromen wordt gestreefd naar het geconcentreerd en gecontroleerd afvoeren naar stortplaatsen. Daarbij mogen slechts minimale emissies naar water en lucht optreden. Vooral voor het storten van geconcentreerd asbestafval bestaande uit praktisch ongebonden asbest zoals spuitisolatie (580 ton per jaar) zijn uitgebreide maatregelen getroffen. Immobilisatie van dit "vrije" asbest zal jaarlijks ca. f.100.000 kosten en ook de storkosten zullen vergelijkbaar hoger worden. Afvalstromen waarin asbest sterk verdund voorkomt zijn echter nauwelijks gecontroleerd te verwerken.

De overblijvende mogelijke maatregelen, gericht op het voorkomen van het verwaaien van stof bij storten en puinbreken (voor hergebruik), worden meestal al toegepast.

Van asbestemissies naar het water als gevolg van lozen van afvalwater van allerlei produktieprocessen is vrijwel geen sprake meer omdat de produktie van de betreffende produkten is gestaakt of omdat maatregelen zoals recirculatie van proceswater zijn getroffen. De enige grote gelocaliseerde emissie treedt op bij het vervangen van electrolyse-diafragma's op basis van asbest. Emissiebeperking zal hier moeten plaatsvinden door een effectieve afvalwaterbehandeling, hetgeen kostbaar is. De belangrijkste diffuse emissie is het gevolg van verwerking en slijtage van asbesthoudende materialen, zoals golfplaatdaken. Bestrijding van de emissie zal moeten plaatsvinden door vervanging met asbestvrije materialen.

De grootste verminderingen van asbestemissies naar de lucht worden bereikt door overschakelen op asbestvrije materialen. Daarnaast zouden nieuwe produkten (zoals golfplaatdaken) van een afschermd laag kunnen worden voorzien. Op plaatsen waar asbesthoudende produkten worden verwerkt of vervangen en waarbij vrije asbestvezels vrijkomen (remonderhoud, op maat zagen asbestcement e.d.), moet waar mogelijk ruimte-afzuiging plaatsvinden. Dergelijke activiteiten zouden kunnen worden geconcentreerd op een aantal plaatsen waar effectieve emissiebeperkende maatregelen mogelijk zijn.

Een overzicht van maatregelen en kosten voor de belangrijkste emissies is in tabel 7.3. gegeven.

Tenslotte dient te worden opgemerkt dat het schatten van de kosten voor alternatieven en emissiebestrijding bij sterk gelocaliseerde bronnen in principe goed mogelijk is. De grootste bronnen naar lucht en water zijn echter veelal diffuse bronnen, waarbij de kosten van maatregelen veel moeilijker zijn vast te stellen.

Tabel 7.3. Maatregelen ter vermindering van de belangrijkste asbestemissies naar lucht

Emissies	Emissie (in 1982) (kg per jaar)	Geschatte verminde- ring (%)	Geschatte restemis- sie (kg per jaar)	Maatregelen ¹⁾				Kosten per jaar (10 ⁶ f)	Kosten per kg (10 ³ f)
				V	Az+EBT	C	Af	AW	
- Remstof op wegen	600	90	60	(+)					niet bekend
- Produktie rem- en frictie- materiaal	300	99	3 ⁴⁾	(+)	+ ⁶⁾			0,37	1,2
- Sloop gebouwen	200	90	20					+	5,5
- Remstof in garages	250	99	2,5	(+)	+	+		(+)	56
- Puinbrekers	80	99	8		+				3,9
- Verwerking asbestcement op locatie	55	99	1	(+)	+	+		(+)	1,5
- Verwerking isolatie, pakkingen e.d.	54	90	5	(+)				+	niet bekend
- Sloop/vervanging isolatie, pakkingen e.d.	54	90 ⁵⁾	5					+	niet bekend
- Huisvuilverbranding	50	90	5		+ ²⁾				17,5
- Storten van afval	45	-	45				+ ⁶⁾	+ ⁶⁾	niet bekend
- Produktie isolatie, pak- kingen e.d.	20	-	-	+ ³⁾				-	-

- 1) Toepasbare maatregelen: V= Vervanging asbest door alternatief
 Az+EBT= Afzuiging en emissiebeperkende techniek
 C= Concentratie van activiteiten maakt een effectieve afzuiging en toepassing van EBT mogelijk
 Af= Afscherming
 AW= Aangepaste werkwijze
 Maatregelen tussen haakjes aangegeven zijn theoretisch mogelijk
- 2) verbeterde emissiebeperking
 3) produktie is gestopt
 4) opgemerkt moet worden dat het asbestgehalte van de te slopen objecten toeneemt (zie par. 7.2.)
 5) verbetering E-filters van gemiddeld 95% (in 1982) naar 99,5%
 6) gebeurt reeds

8. BEDRIJFSECONOMISCHE GEVOLGEN VAN EMISSIEBEPERKING

Het (kostbare) vervangen van asbestcementplaten en pakkingsmateriaal (par. 7.3.) en maatregelen om verdere verwerking tegen te gaan (par. 7.5.1. en 7.6.1.) treffen zowel bedrijven als gezinnen. Een toedeling naar bepaalde bedrijfstakken is in feite onmogelijk. Hetzelfde geldt voor extra voorzieningen bij sloop van gebouwen en isolatie. De kosten van extra reiniging van rookgassen van huisvuilverbrandingsinstallaties kunnen aan de huishoudens worden doorberekend. Hierop wordt niet verder ingegaan.

Bedrijfstakken waarvoor specifieke maatregelen worden voorgesteld zijn bedrijven die asbestcement bewerken en garages. Bedrijfseconomische gevolgen zullen zich in die bedrijfstakken het duidelijkst laten voelen. Overigens kunnen deze maatregelen achterwege blijven indien asbest in remvoeringen en bouwplaten binnen enkele jaren vervangen zal zijn door alternatieve materialen. Vervanging van asbestcementplaat zal negatieve gevolgen kunnen hebben voor de Nederlandse producent. Pakkingsmateriaal wordt volledig geïmporteerd, zodat een gedwongen vervanging minder problemen zal geven.

In dit hoofdstuk zal worden ingegaan op de bedrijfseconomische gevolgen van de genoemde maatregelen voor de asbestcementwarenindustrie, de groothandel in bouwmaterialen en de garages (autoreparatiebedrijven). Per bedrijfstak wordt een schets gegeven van de aard, grootte en samenstelling (structuurschets). Om inzicht te krijgen in het functioneren van iedere bedrijfstak wordt gebruik gemaakt van de MIOU-methode ('t Gilde et al., 1986), waarbij drie sleutelvariabelen worden onderscheiden: marktsituatie, internationale concurrentie en weerstandsvermogen. De waarde van de sleutelvariabelen wordt bepaald aan de hand van een aantal kenmerkende eigenschappen van iedere bedrijfstak. In onderlinge samenhang gezien karakteriseren de drie variabelen de situatie waarin de bedrijfstak zich bevindt. Deze situatie

bepaalt de speelruimte die bedrijven hebben om te reageren op van buiten opgelegde maatregelen. Door die speelruimte te zetten tegen de in hfdst. 7. geraamde milieukosten, wordt per bedrijfstak geprobeerd tot een voorspelling te komen van ondernemersreacties op de voorgestelde maatregelen.

8.1. ASBESTCEMENTWARENINDUSTRIE

Structuurschets

De industrie van asbestcementwaren in Nederland bestaat slechts uit één bedrijf. Wegens de vertrouwelijkheid van het cijfermateriaal kan slechts een globaal beeld worden gegeven. In 1984 bedroeg de omzet f.90 miljoen en werkten er 300 mensen (200 minder dan in 1981).

Marktsituatie

Het bedrijf maakt bouwmaterialen. De drie hoofdprodukten zijn:

- golfplaat voor agrarische bedrijfsgebouwen
- vlakke plaat als gevel- en wandbekleding in de bouw
- buizen voor waterleiding en riolering

Vlakke plaat wordt in toenemende mate ook in de asbestvrije uitvoering geleverd. Het relatieve belang van buizen en platen verhoudt zich ongeveer als 1:2.

Door de teruggang in de bouwactiviteiten na 1980 is de buizenmarkt, die geheel afhankelijk is van overheidsinvesteringen, ongeveer gehalveerd. De woningbouw- en utiliteitsbouwmarkt zijn met ca. 30% gedaald, terwijl tot 1985 de markt voor agrarische bedrijfsgebouwen met ca. 20% is gedaald. Voor de komende jaren zijn de vooruitzichten in de agrarische sector niet bemoedigend, omdat de maatregelen ter beteugeling van de melk- en mestoverschotten op den duur wel tot een beperking van de bouwinvesteringen leiden. Voor de overige sectoren gaat men uit van een stabilisatie van de markt. Het marktaandeel is de afgelopen jaren constant gebleven. Het bedrijf probeert haar marktaandeel te behouden en te vergroten, maar prijsconcur-

rentie overheerst. Op de buizenmarkt is de concurrentie met (asbestvrije) betonnen buizen en PVC-buizen hevig. Omdat een golfplatendak 30% goedkoper is dan traditionele dakbedekking heeft het bedrijf op die markt een goede concurrentiepositie.

Internationale concurrentie

De in- en uitvoer van bouwmaterialen is beperkt. Voor de betonwarenin-dustrie bijvoorbeeld, die veel verwantschap heeft met de asbestcementwaren-industrie, wordt ca. 7% van de produktie geëxporteerd. Voor het asbest-cementwarenbedrijf bedraagt de exportquote 14%. Dit schijnbaar hoge percen-tage wordt veroorzaakt door de in 1982 doorgevoerde reorganisatie, waarbij de fabriek in Nederland zich specialiseerde in de produktie van platen en de Belgische fabriek in buizen. Nadien zijn een uitvoerstroom van platen en een invoerstroom van buizen ontstaan die dus feitelijk betrekking hebben op intra-concernleveranties. Slechts enkele procenten hebben betrekking op "echte" export naar West-Duitsland. De invoer van golfplaten is groot: van de in Nederland gebruikte golfplaten komt 60% uit het buitenland.

Weerstandsvermogen

Het bedrijfsresultaat bedroeg in 1984 4% van de omzet en het totale vermogen. De netto winst bedroeg in dat jaar 4% van de omzet, ofwel 7% van het eigen vermogen. Dit percentage is laag.

De solvabiliteit van het bedrijf is goed. Het aandeel van het eigen vermo-gen op het totale vermogen is 60%. Doordat geen inzicht kon worden verkre-gen in de financiële structuur van het concern als geheel moet dit cijfer wel met de nodige voorzichtigheid worden bekeken.

De kostenopbouw is onvoldoende bekend om een volledig overzicht te kunnen geven. Van de produktiekosten gaat 25% op aan arbeidskosten en 5% aan afschrijvingen. Deze cijfers wijzen op een arbeidsintensief en middelmatig

kapitaalintensief bedrijf. Van de beton- en cementwarenindustrie als geheel is bekend dat deze weinig energie-intensief is. Er zijn geen redenen om aan te nemen dat dit voor dit bedrijf anders is. Het bedrijf heeft enkele tientallen miljoenen guldens geïnvesteerd in milieuvoorzieningen in de vorm van afzuiginstallaties en doekfilters.

8.2. GROOTHANDEL IN BOUWMATERIALEN

Structuurschets

De groothandel in bouwmaterialen fungeert als verbindingsschakel tussen de producenten van bouwmaterialen enerzijds en aannemers en doe-het-zelvers anderzijds. In beperkte mate worden bewerkingen als zagen en boren uitgevoerd in opdracht van afnemers.

In Nederland telde deze bedrijfstak eind 1983 2047 ondernemingen. Ten opzichte van 1980 betekent dit een daling met 3%. Er zijn veel kleine ondernemingen: ongeveer 2/3 is kleiner dan 10 personen. Van alle groothandels hebben zich 106 gespecialiseerd in de verkoop van plaatmateriaal. Deze groep bedrijven is gemiddeld iets groter: ca. de helft is kleiner dan 10 personen.

In 1984 bedroeg de omzet f.11,9 miljard. Dit is 5% meer dan in 1982, maar nog altijd 13% minder dan in 1980 (omzet in 1980 f.13,9 miljard). Deze cijfers geven de ernstige teruggang in de bouwnijverheid na 1980 weer. De groothandels gespecialiseerd in plaatmateriaal hadden in 1984 een omzet van bijna f.1,4 miljard. Ook deze sector is na 1980 geconfronteerd met een afnemende vraag, maar de daling was iets minder dan gemiddeld: 5% tussen 1980 en 1984.

In 1982 werkten ruim 24.000 mensen in de groothandel in bouwmaterialen. Tussen 1980 en 1982 daalde dit aantal met 20%, tussen 1982 en 1984 zette deze daling zich, zij het minder snel, met 10% voort. Het kleinbedrijf (2/3

van de ondernemingen) is goed voor 25% van de omzet en werkgelegenheid. De overige 75% is geconcentreerd bij ruim 600 middelgrote ondernemingen.

Bij de sector gespecialiseerd in plaatmateriaal werkten in 1982 ruim 2100 mensen, waarvan eveneens ca. 25% in het kleinbedrijf.

Marktsituatie

De groothandel in bouwmaterialen is sterk afhankelijk van de situatie op de bouwmarkt. Tussen 1980 en 1983 was deze markt slecht, verbetering zit er tot 1990 niet in (CPB, 1986). In de komende jaren zal de afzetmarkt gekenmerkt blijven door een beeld van marktverzadiging.

De afzet gaat voor 95% naar Nederlandse afnemers. Het marktaandeel is stabiel en speelde dus geen rol bij de daling van de omzetten. De bedrijfstak kent geen duidelijke schaalvoordelen. Zowel de handelsmarge als de kostenopbouw verschilt nauwelijks voor het kleine en middelgrote bedrijf. Beide groepen bedrijven zijn daarom even zwaar getroffen door de slechte marktsituatie.

Door de krimpende markt is de concurrentie de afgelopen jaren fel geweest. Omdat daarbij de prijs als grootste wapen werd gehanteerd, kwamen de opbrengsten en handelsmarges nog eens extra onder druk te staan. Ofschoon de druk thans minder is blijft de prijsconcurrentie het beeld bepalen. Concurrentie speelt zich overwegend af op regionale markten.

Internationale concurrentie

De regionale markt is de relevante afzetmarkt voor bouwmaterialen; de export is derhalve gering, namelijk 5%. Voor de bedrijven die gespecialiseerd zijn in plaatmateriaal ligt het exportcijfer nog lager: 2%. Internationale concurrentie speelt dus geen rol van betekenis.

Weerstandsvermogen

De rentabiliteit is de laatste jaren zeer gering tot negatief geweest, met name voor de bedrijven gespecialiseerd in plaatmateriaal. In 1984 was de situatie in zoverre verbeterd dat er geen verlies meer werd gemaakt. Het bedrijfsresultaat lag nog steeds zeer laag, namelijk op ca. 1% van de omzet, ofwel ca. 2% van het totale vermogen.

Het aandeel van het eigen vermogen in het balanstotaal ligt tussen de 20 en 30%, hetgeen binnen de gehele groothandel niet slecht is. In de financiering van de groothandel speelt het leverancierskrediet een belangrijke rol: op deze wijze wordt in 26% van de vermogensbehoefte voorzien.

De handelsmarge voor de groothandel in bouwmaterialen ligt gemiddeld op 21%. Aan arbeidskosten, inclusief ondernemersloon, wordt ongeveer de helft van de marge besteed. Afschrijvingen vergen 9% van de marge (2% van de omzet). De bedrijfstak is al met al weinig kapitaalintensief en matig arbeidsintensief.

8.3. GARAGES (AUTOREPARATIEBEDRIJVEN)

Indien de vervanging van asbesthoudend remmateriaal uitblijft, zullen, zeker gelet op de geschetste autonome ontwikkeling van de asbestemissie bij het onderhoud in de garages, emissiebeperkende maatregelen noodzakelijk zijn. Voor dat geval worden de bedrijfseconomische gevolgen nagegaan.

Structuurschets

In 1983 telde de bedrijfstak 8414 ondernemingen; ten opzichte van 1980 een daling met 7%. Na 1983 is het aantal bedrijven constant gebleven. Het kleinbedrijf neemt een belangrijke plaats in: 87% van de ondernemingen heeft minder dan 10 werknemers: per bedrijf werken gemiddeld 7 personen. Samenhangend met de kleinschaligheid wordt 2/3 van de bedrijven uitgeoefend

als éénmansbedrijf.

In 1985 behaalden de autobedrijven een omzet van f.23,6 miljard. In vergelijking met 1984 betekende dit een stijging met 10%, waarin een volumestijging van 8%. Tussen 1980 en 1985 blijkt, na correctie voor inflatie, de afzet nauwelijks veranderd te zijn.

De stagnerende afzet in de jaren 1980-'83 heeft geleid tot een dalende werkgelegenheid. In die periode daalde het aantal werknemers bijna met 16% van 64.400 tot ruim 54.100, waarvan 50% in de werkplaats werkzaam is. Van de ondernemingen legt 30% zich vooral toe op verkoop en 70% op onderhoud. Deze laatste groep nam in 1982 86% van de omzet van de autobedrijven voor zijn rekening.

Marktsituatie

Garages zijn actief op de verkoop- en onderhoudsmarkt. Auto-verkopers nemen het grootste deel (65%) van de omzet voor hun rekening.

Na een daling vanaf 1979 van het aantal verkochte nieuwe auto's groeide dit aantal weer sedert 1984. Voor de komende jaren wordt een stabilisatie verwacht (BOVAG, 1987). Door de kleine handelsmarge (4 à 10%) is de bijdrage van verkoopactiviteiten aan toegevoegde waarde en werkgelegenheid relatief gering.

Onderhoud en reparatie nemen een veel kleiner deel (17%) van de omzet voor hun rekening. Maar door de handelsmarge van 33%, gevoegd bij de grote arbeidsintensiteit, is de bijdrage van onderhoud en reparatie aan toegevoegde waarde en werkgelegenheid relatief groot. Ondanks de stijging van het autobezit en het aantal gereden kilometers groeide de afzet niet, omdat nieuwe autotypes minder onderhoudsbeurten nodig hebben. Tussen 1981 en 1986 daalde de onderhoudstijd per auto van 8,5 naar 6 uur per jaar, een daling van ongeveer 30% (EIM, 1987). Ook uitstel van onderhoud, onder invloed van de slechte economische situatie, droeg daartoe bij. De invoering van de

periodieke autokeuring leidt weer tot een regelmatigere controle en onderhoud. Per saldo wordt een licht dalende onderhoudsmarkt verwacht (BOVAG, 1987). Door het arbeidsintensieve karakter van het onderhoud is het financieel aantrekkelijk om het zelf ("doe-het-zelf") of informeel ("zwartwerken") te doen. De helft van de onderdelen wordt dan ook door de garages gemonteerd. Auto-onderhoud vindt bij voorkeur niet te ver van huis plaats: er is sprake van een regionale markt. Op die markten doen kleine bedrijven het niet beter of slechter dan middelgrote of grote bedrijven.

De onderhoudsmarkt heeft als belangrijkste kenmerken een scherpe prijsconcurrentie en hoge prijsgevoeligheid binnen een volwassen, licht dalende markt.

Internationale concurrentie

Concurrentie met buitenlandse bedrijven zal alleen een rol spelen in de grensstreken. Praktisch gesproken hebben Nederlandse bedrijven dan ook bijna 100% van de Nederlandse markt in handen. Bijgevolg speelt internationale concurrentie een te verwaarlozen rol.

Weerstandsvermogen

De rentabiliteit van autobedrijven is gering. Voor de hele bedrijfstak bedraagt het bedrijfsresultaat ca. 3% van de omzet. Wanneer men hier de beloning voor eigenaren van eenmansbedrijven van aftrekt, is het gemiddeld rendement bijna nihil. In de slechte jaren 1982/83 bedroeg de netto-winst van autobedrijven 0,4% van de omzet, in 1985 0,9% van de omzet. Verdere verbetering in de komende jaren zit er niet in (EIM, 1987). De onderhoudsactiviteiten zijn vaak verliesgevend, wat moet worden goedge maakt door winsten op de verkopen (NMB, 1986). De rentabiliteit van kleine en middelgrote ondernemingen verschilt nauwelijks van elkaar.

De solvabiliteit van de autobedrijven schommelt tussen de 17 en 28%, het-

geen binnen de detailhandel en dienstverlening normaal wordt beschouwd. De variabele kosten (met name gebruikte onderdelen) zijn goed voor 67% van onderhouds- en reparatiekosten. De marge van 33% is voor 2/3 nodig voor arbeidsloon (als men het ondernemersloon optelt bij de uitbetaalde lonen). Afschrijvingen nemen 6% van de marge, ofwel 2% van de kostprijs voor hun rekening. De autobedrijven zijn weinig kapitaal- en vrij arbeidsintensief. In 1984 werd door de autobedrijven f.391 miljoen geïnvesteerd. Het weerstandsvermogen moet als zwak worden aangemerkt. Vooral de slechte rentabiliteit speelt daarbij een belangrijke rol. Er valt niet aan te ontkomen dat er garages zullen verdwijnen (EIM, 1987).

8.4. SAMENVATTING EN CONCLUSIES

Tabel 8.1. geeft een overzicht van de belangrijkste gegevens van de besproken bedrijfstakken. Per bedrijfstak is aangegeven welke kostenstijging als gevolg van de in hfdst. 7. beschreven maatregelen zal optreden. Voor de asbestcementwarenindustrie is geen kostenstijging aan te geven, omdat die bedrijfstak niet zozeer geconfronteerd wordt met emissiebeperkende maatregelen alswel met een mogelijk asbestverbod voor (golf)platen.

De industrie van asbestcementwaren in Nederland bestaat uit een middelgroot bedrijf met een redelijk weerstandsvermogen. Op de verschillende deelmarkten heersen nogal tegengestelde omstandigheden: de marktsituatie op de buizenmarkt is zwak, maar kent weinig internationale concurrentie, terwijl de golfplatenmarkt redelijk is, maar veel invoer kent. Een mogelijk asbestverbod zou de concurrentiepositie duidelijk verslechteren. Hoewel het betrokken bedrijf veel kan en zou doen om zich aan de nieuwe situatie aan te passen, lijkt een afzetdaling en daarmee een daling van de werkgelegenheid waarschijnlijk.

De groothandel in bouwmaterialen is een kleinschalige bedrijfstak. Zowel de

marktsituatie als het weerstandsvermogen zijn zwak, maar internationale concurrentie is van weinig belang, wat doorberekening van kostenstijgingen gemakkelijker maakt. De milieukosten voor afzuiging en filtratie betekenen afgezet tegen de cijfers van de groothandel in plaatmateriaal 0,1% van de omzet en 0,5% van de handelsmarge (gelijk te stellen met de toegevoegde

Tabel 8.1. Karakterisering van een aantal bedrijfstakken en de kostenstijging t.g.v. mogelijke emissiebeperkende maatregelen

Bedrijfstak	Structuur (bedrijfs- grootte)	Markt- situatie	Internationale concurrentie	Weerstands- vermogen	Kostenstijging (% van de toe- gevoegde waar- de)
Asbestce- mentwaren	middel- groot	redelijk	matig	redelijk	n.v.t.
Groothan- del bouw- materialen	klein	zwak	gering	zwak	0,5%
Garages	klein	zwak	gering	zwak	4,2%

waarde). Dit betekent een lichte lastenverzwaring. Voor de vele kleine bedrijven zal de lastenverzwaring, gezien de ondeelbaarheid van de investering, relatief groter zijn. Voor de bedrijfstak als geheel zullen de voorgestelde maatregelen geen grote gevolgen hebben, wel kunnen zeer kleine bedrijven in de problemen komen.

De autobedrijven vormen een groep kleinschalige bedrijven, waarvan de marktsituatie zwak en het weerstandsvermogen slecht is. Anderzijds hebben ze weinig last van internationale concurrentie. Indien ieder bedrijf het remonderhoud moet kunnen blijven verrichten zullen de milieukosten voor afzuiging en filtratie, betrokken op de onderhoudswerkzaamheden, 1,4% van de omzet en 4,2% van de marge inhouden; een aanzienlijke lastenverzwaring. De totaal benodigde investeringen van f.104 miljoen bedragen 26% van de totale jaarinvesteringen van de autobedrijven; een hoog percentage. Bij kleine bedrijven komen de extra kosten, vanwege de ondeelbaarheid van de te

plegen investering, harder aan. Veronderstellend dat doorberekening aan de afnemers voor de helft kan plaatsvinden, zullen de maatregelen tot een merkbare verslechtering van de financiële positie leiden. Verdwijnen van vooral kleine bedrijven en lichte daling van de werkgelegenheid is dan waarschijnlijk. Dit effect vormt een versterking van de reeds aanwezige tendens tot sanering van de bedrijfstak.

9. EVALUATIE

9.1. RISICO'S EN RISICOGROEPEN

9.1.1. Risico's voor de mens

Het belangrijkste effect van asbest op de mens is het optreden van kanker. Met betrekking tot de orale blootstelling geven de beschikbare onderzoeken geen aanwijzingen voor een carcinogene werking. Ofschoon onvoldoende bekend is over het voorkomen van asbest in voeding en drinkwaren, wordt aangenomen dat de huidige belasting via de orale route een verwaarloosbaar risico inhoudt.

Via de inhalatoire route is zowel uit dierproeven als op basis van waarnemingen bij de mens voldoende bewijs gevonden dat asbest longkanker (bronchiaal carcinomen) en longvlieskanker (mesotheliomen) veroorzaakt. De carcinogene potentie blijkt daarbij vooral een functie te zijn van de vezeldimensies (lengte en diameter). Voor wat betreft mesotheliomen speelt tevens de duurzaamheid van de vezels in de weefsels een rol. Zo heeft chrysotiel asbest een lager vermogen om mesotheliomen te induceren dan amfibool asbest. Vezels met een lengte van 20 μm of meer en met een diameter van 0,1-0,25 μm hebben zeer waarschijnlijk de hoogste relatieve carcinogene potentie. Deze potentie neemt af met afnemende lengte en/of toenemende diameter van de vezels. "Veilige" vezeldimensies zijn strict genomen binnen de grenzen van de inadembare fractie ($< 200 \mu\text{m}$ lengte en 3 μm diameter) niet aan te geven. Het gevaar van vezels met een lengte $< 5 \mu\text{m}$, die in theorie nog een zekere carcinogene potentie zouden kunnen bezitten, zal in de praktijk echter verwaarloosbaar klein zijn. Deze vezels worden met betrekking tot de risico-evaluatie dan ook verder buiten beschouwing gelaten.

De kans op het optreden van longkanker (latentieperiode ca. 10 jaar) is min of meer lineair gerelateerd aan de duur en intensiteit van de blootstel-

ling. De kans op het optreden van mesotheliomen is, behalve lineair gerelateerd aan de intensiteit van de blootstelling, bovendien exponentieel gerelateerd aan de tijdsduur sinds de eerste blootstelling.

Bij de berekening van het extra risico voor mesotheliomen en longkanker als gevolg van levenslange blootstelling aan een bepaalde concentratie asbest, worden de volgende kanttekeningen geplaatst:

- De berekening wordt gebaseerd op epidemiologische gegevens uit de beroepsbevolking. In beroepssituaties werden de blootstellingsniveaus echter vaak niet direct gemeten, maar geschat. Deze methode is voor asbestvezels zeer onnauwkeurig. Iedere kwantitatieve extrapolatie naar veel lagere blootstellingsniveaus zal daarom niet meer dan een globale indicatie van de risico's kunnen geven.
- Rokers hebben een ca. 10-voudig hogere kans op het krijgen van longkanker dan niet-rokers, waarbij het effect van asbest multiplicatief is. De kans op het optreden van mesotheliomen wordt niet beïnvloed door roken. De marges van de risico's voor longkanker die in dit document worden aangegeven zijn echter zodanig ruim, dat de risico's voor zowel rokers als niet-rokers daarbinnen vallen. Om deze reden is het niet reëel om voor rokers en niet-rokers een afzonderlijk risico-cijfer te berekenen. De cijfers die worden gegeven zijn voor een doorsnee populatie met naar schatting 30% rokers.
- De risicoschatting vanuit beroepssituaties is gebaseerd op lichtmicroscopisch waarneembare vezels (detectielimiet: lengte $> 5 \mu\text{m}$; diameter $> 0,3 \mu\text{m}$). Resultaten van buitenluchtmetingen in Nederland geven aan dat de mediane diameter een geringe spreiding vertoont van rond de $0,1 \mu\text{m}$. Metingen in de buitenlucht zullen daarom met elektronenmicroscopie moeten geschieden. Als omrekeningsfactor die moet worden toegepast om de risico's vanuit beroepssituaties te kunnen extrapoleren naar die voor buitenlucht wordt veelal een factor 2 aangehouden (2 met EM bepaalde vezels = is 1 LM waarneembare vezel). Indien de huidige buitenluchtconcentraties met lichtmicroscopische methoden zouden worden gemeten, zou deze factor hoger liggen (bijv. een factor 10; zie hfdst.5), omdat in de buitenlucht relatief meer vezels voorkomen die afmetingen hebben beneden de detectielimiet. Deze methode is daarom niet aan te bevelen.

Samenvattend kan worden gesteld dat in de buitenlucht aanwezig asbest moet worden bepaald als vezels (deeltjes met een lengte/diameter verhouding van 3:1 of meer) langer dan $5 \mu\text{m}$ per m^3 , met behulp van elektronenmicroscopie. Hierbij moet onderscheid worden gemaakt tussen chrysotiel- en amfiboolvezels.

De geschatte globale risico's voor de algemene bevolking bij levenslange blootstelling aan op deze wijze gemeten asbest worden gegeven in tabel 9.1.

Tabel 9.1. Risicoschatting voor de algemene bevolking bij levenslange blootstelling aan asbest in de buitenlucht

Effect	"Lifetime" risico *	Vezels per m ³ langer dan 5 µm gemeten met electronenmicroscopie	
Mesotheliomen (voor zowel rokers als niet-rokers)	10^{-6}	10 -	100 (amfibolen)
		100 -	10.000 (chrysotiel)
	10^{-4}	1.000 -	10.000 (amfibolen)
		10.000 -	100.000 (chrysotiel)
Longkanker (voor een populatie met 30% rokers)	10^{-6}	100 -	1.000
	10^{-4}	10.000 -	100.000

*) Een risico gedurende het hele leven ("lifetime" risico) van 10^{-6} komt ruwweg overeen met een risico van 10^{-8} per jaar, hetgeen binnen het normstellingsbeleid (IMP-Milieubeheer 1986-1990) als het "verwaarloosbaarheidsniveau" wordt beschouwd. Een "lifetime" risico van 10^{-4} , overeenkomend met ongeveer 10^{-6} per jaar, wordt binnen dit kader beschouwd als maximaal toelaatbaar.

Uit de tabel blijkt dat het risico bij expositie aan amfibolen vooral dat voor mesotheliomen is, terwijl het risico verbonden aan chrysotiel met name het optreden van longkanker inhoudt.

In tabel 9.2. is een schatting gegeven van de blootstelling van de algemene bevolking in Nederland, waarin niet is opgenomen de expositie in openbare ruimten waar spuitasbest is toegepast. Deze schatting is afgeleid van de totale concentratie vezels gemeten met EM (zie par. 5.6.), met de aanname dat 10% van het totale aantal vezels in de buitenlucht langer is dan 5 µm. Deze aanname kan voor de directe omgeving van bronnen tot een onderschatting van het risico leiden, omdat het hoogste percentage lange vezels juist in deze gebieden wordt aangetroffen. Daar amfiboolvezels slechts op 1 locatie in Nederland in meetbare hoeveelheden in de buitenlucht werden aangetroffen, wordt uitgegaan van blootstelling aan chrysotiel.

Tabel 9.2. Schatting van het blootstellingsniveau van de algemene bevolking in Nederland, uitgedrukt in aantallen vezels langer dan 5 μm per m^3 , bepaald met electronenmicroscopie

Woongebied	Blootstellingsniveau
Platteland, middelgrote steden	10 - 100
Grote steden, industriegebieden	30 - 325
Directe omgeving van bronnen	255 - 2575

Vergelijking van de geschatte blootstellingsniveaus (tabel 9.2.) met de risicoschattingen (tabel 9.1.) geeft aan dat het verwachte "lifetime" risico voor longkanker hoger is dan 10^{-6} in de directe omgeving van bronnen. In de grote steden en de industriegebieden valt dit risico binnen de aangegeven grenzen. Toch is ook hier niet in alle gevallen een risico uit te sluiten, daar de bovengrens van de gemeten blootstellingsniveaus veel hoger is dan de ondergrens van de niveaus behorende bij een "lifetime" risico van 10^{-6} . Het te verwachten "lifetime" risico voor mesotheliomen ten gevolge van blootstelling aan amfibolen, zoals gemeten op 1 locatie in Nederland, is eveneens hoger dan 10^{-6} . Het risico voor mesotheliomen als gevolg van blootstelling aan chrysotiel, zoals dat voorkomt in de buitenlucht, lijkt verwaarloosbaar (lager dan 10^{-6} "lifetime"). De verwachte risico's voor longkanker en mesotheliomen bij levenslange blootstelling via buitenlucht blijven overal beneden de waarde van 10^{-4} (10^{-6} per jaar) die in het kader van het normstellingsbeleid (zoals neergelegd in het IMP-Milieubeheer) maximaal toelaatbaar wordt geacht.

Risicogroepen met een mogelijk hoge blootstelling zijn (naast beroepsbevolking in de asbestproducerende en -verwerkende bedrijfstakken) personen die beroepshalve vaak verkeren in openbare ruimten en kantoren waar spuitasbest is toegepast, en slopers. Zware inspanning verhoogt bovendien de ademhalingsfrequentie en daarmee de mate van blootstelling. Een risicogroep met een verhoogde gevoeligheid ten aanzien van longkanker wordt gevormd door

rokers.

Tenslotte moet het volgende worden opgemerkt. De biologische activiteit van asbest blijkt vooral afhankelijk te zijn van de vezeldimensies. Het is daarom niet geheel denkbeeldig dat asbest-vervangende materialen, met vergelijkbare karakteristieken en fysisch-chemische eigenschappen, ook een vergelijkbare biologische activiteit zullen vertonen. Hiermee moet rekening worden gehouden bij de introductie op grote schaal van alternatieven voor asbest.

9.1.2. Overige risico's

Met betrekking tot effecten op ecosystemen en de daarvan deel uitmakende organismen zijn weinig gegevens voorhanden. Vooralsnog worden, gezien de individuele benadering inzake de risico's voor de mens, de risico's voor ecosystemen en onderdelen daarvan vooralsnog als niet-kritisch beschouwd. Ook de mogelijke effecten op materialen en op wereldschaal worden van minder of geen belang geacht.

9.2. HAALBAARHEID ADVIESWAARDEN

Thans bestaan er in Nederland voor asbest voor het buitenmilieu geen kwaliteitseisen.

Zoals uit hfdst. 3 blijkt verblijven asbestvezels vanwege het inerte karakter lange tijd in het milieu: vezels kunnen aan een kringloop deelnemen die bestaat uit depositie en resuspensie, waarbij de windcondities, de relatieve vochtigheid en mechanische activiteit bepalen hoeveel vezels in de lucht terecht komen. Dit houdt in dat de grootschalige concentraties voornamelijk zullen worden bepaald door reëmissies. Het niveau van deze reëmissies in de toekomst is de resultante van de ontwikkeling van de emissieniveaus en het onttrekken van asbest uit de kringloop door maatregelen en natte depositie (hierbij wordt de natuurlijke afbraak van asbest als ver-

waarloosbaar beschouwd). Zoals gesteld resulteert de grootschalige concentratie in blootstellingsniveaus waarbij de te verwachten risico's niet in alle gevallen te verwaarlozen zijn, hoewel tot op heden geen sprake is van beleidsmatig (IMP-Milieubeheer) ontoelaatbaar hoge risico's. Indien de emissie groter is dan de hoeveelheid asbest die aan de kringloop wordt onttrokken, zijn op termijn echter hogere blootstellingsniveaus te verwachten, met dien overeenkomstig hogere risico's. Dit zal het geval zijn bij een autonome ontwikkeling. De bijdrage van emissies tijdens productie en verwerking is inmiddels zeer beperkt door terugdringing van asbest in een groot aantal toepassingen sinds het begin van de jaren '80. Een toename van de emissies wordt echter verwacht door met name de grotere hoeveelheid van asbest die bij sloop- en renovatiewerkzaamheden vrij zal komen (tabel 7.1.: een toename met een factor van ca. 3 in de periode 1985-2000). Door het aanpassen van de werkwijze kan deze emissie met ca. 90% worden gereduceerd; de kosten bedragen jaarlijks ca. kf.5500, ca. kf.30 per vermeden kg asbest. De andere belangrijke emissies naar lucht (remstof op wegen, productie rem- en frictiemateriaal en remstof in garages) zullen naar waarschijnlijkheid eveneens toenemen daar deze emissies in belangrijke mate gekoppeld zijn aan een toenemend wegverkeer. Stimulering van het gebruik van vervangende middelen lijkt op dit punt wenselijk. Hierbij dient echter niet uit het oog te worden verloren dat sommige asbestvervangende materialen mogelijk een met asbest vergelijkbare biologische werking hebben; dit zal per materiaal en toepassingsgebied moeten worden afgewogen.

Ofschoon genoemde maatregelen voldoende lijken om de vanuit het beleid gedefinieerde (IMP-Milieubeheer) ontoelaatbare hoge risico's in de toekomst te voorkomen, is er onvoldoende inzicht in de verhouding tussen de bijdrage van emissie versus reëmissie, tussen de bijdrage van Nederland versus buitenland en in de mate van natuurlijke onttrekking uit de kringloop om een uitspraak te doen inzake het verloop van de grootschalige concentratie.

10. REFERENTIES

10.1 REFERENTIES HOOFDSTUK 1

ACGIH (1987)

Threshold limit values and biological exposure indices for 1987-1988
ACGIH, Cincinnati

ARBO (1977)

Arbeidsomstandighedenwet, Asbestbesluit
Besluit van 1 april 1977 Stb. 269, gewijzigd bij besluit van 18 mei 1982, Stb. 408

ARBO (1984)

Arbeidsomstandighedenwet
Besluit, inhoudende een vrijstellingsregeling voor bewerken van croci-doliethoudende asbestcementbuizen
Besluit van 28 juni 1984, 128

Bruckman, L. en R.A. Rubino (1975)

Asbestos, rationale behind a proposed air quality standard
J.A.P.C.A., 25 (12), 1207-1215

Cherrie, J.W., J. Dodgson, S. Groat en M. Carson (1987)

Comparison of optical and electron microscopy for evaluating airborne asbestos

Report TM/87/01, Inst. of Occupational Medicine, Edinburgh

EG (1978)

Publikatieblad van de Europese Gemeenschappen
Richtlijn 78/319/EEG, 20 maart 1978

EG (1983)

publikatieblad van de Europese Gemeenschappen
Richtlijn 83/477/EEG, 19 september 1983

EG (1985)

Publikatieblad van de Europese Gemeenschappen
Richtlijn 85/610/EEG, 20 december 1985

EG (1987)

Richtlijn van de Raad inzake de vermindering van verontreiniging van het milieu door asbest
87/217/EEG, 19 maart 1987

HMSO (1979)

Asbestos, final report of the Advisory Committee, vol. 1 and 2

Kommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe der Deutschen Forschungsgemeinschaft (1981)

Toxicologisch-arbeitsmedizinische Begründungen von MAK-Werten, 8

Nationale MAC-lijst (1986)

Blad P 145 van de Arbeidsinspectie
DGA, Ministerie van SZW, Voorburg

NIOSH (1983)

RETCS, Registry of Toxic Effects of Chemical Substances 1981-1982
Volume I, 277, 379, 405, 446, 929, volume III, 788

Staarink, T. en P. Hakkenbrak (1982)

Het Additievenboekje. Een overzicht van toevoegingen aan drink- en eetwaren, 192-193

Staatsuitgeverij, 's Gravenhage

Staarink, T. en P. Hakkenbrak (1985)

Het Additievenboekje. Een overzicht van toevoegingen aan drink- en eetwaren, 209-210

Staatsuitgeverij, 's Gravenhage

- Warenwet (1983)
Besluit van 18 juli 1983, houdende regelen m.b.t. asbestbevattende artikelen
Staatsblad 418
- Warenwet (1985)
Besluit van 10 december 1985, houdende het Speelgoedbesluit
Staatsblad 751
- WCA (1977)
Stoffen en processenbesluit
Besluit van 26 mei 1977, Stb. 435 zoals gewijzigd bij besluit van 24 oktober 1984, Stb. 479
- WGD (1984)
Rapport inzake Asbest
Voorburg, mei 1984
- Zielhuis, R.L. (1977)
Public health risks of exposure to asbestos
Commission of the European communities
Pergamon Press, 17-23

10.2. REFERENTIES HOOFDSTUK 2

- Anthonissen, I.H., H.J. Bremmer, P.J. Meyer, B.V. van Ven, B.L. van der Ven en S.F. van der Weide (1985)
Deelproject 3, Klein Chemisch Afval
RIVM/DHV rapport 851901001, mei 1985
- Boeft, J. den en R.W. Lanting (1981)
Asbest en andere minerale vezels in de buitenlucht Oriënterende metingen van concentratieniveaus in Nederland
IMG-TNO rapport G 856
- CBS (1986)
Persoonlijke en schriftelijke mededelingen
- Commings, B.T. (1984)
Asbestos Fibres in Drinking Water
Commings Associates, Scientific and Technical Report STR 1
Maidenhead, England
- Commings, B.T. (1985)
The significance of asbestos and other mineral fibres in environmental ambient air
Commings Associates, Scientific and Technical Report, STR 2
- DHV (1984)
Inventarisatie van het gebruik van asbest in Nederland
DHV-rapport, dossier 1-3104-46-01, december 1984
- DHV (1985)
Inventarisatie van de verwijdering van bouw- en sloopafval in de periode 1981 t/m 1984
DHV-rapport, februari 1985
- ERL (1982)
Gegevens uit de Emissieregistratie
- Hennekam, M., W. Kaper, M. Kole en A. Reinders (1984)
Asbestcementafval als wegverharding
Centrum voor Milieukunde, Leiden, oktober 1984
- Kaper, W. (1984)
Hoe voorkomen we de verspreiding van asbest in het milieu
Asbestafvalgroep, Wetenschapswinkel Leiden, april 1984
- Koppers, H.M.M. (1982)
Productie, verwerking en bestemming van drinkwaterslib
KIWA mededelingen 67, 1982

- KIWA (1986)
Persoonlijke mededelingen
- Lanting, R.W. en J. den Boeft (1979)
Atmospheric pollution by asbestos fibres
EC report EUR 6768 EN (IMG-TNO rapport G 908)
- Lawrence, J., H.M. Tosine, H.W. Zimmerman en T.W.S. Pang (1975)
Removal of asbestos fibres from potable water by coagulation and filtration
Water Research 1975, 9, 397-400
- Rödelsperger, K., B. Brückel, A. Jahn, J. Manke en H.J. Woitowitz (1985)
Asbestemissionen bei Bremsvorgängen
Staub-Reinhalt Luft 1985, 45(1), 26-31
- Spurny, K.R., W. Stöber, G. Weiss en H. Opiela (1980)
Some special problems concerning asbestos fiber pollution in ambient air
Atmospheric Pollution 1980, Proceedings 14th Int. Coll. Paris, publ. 1980, pp 315-22
- Spurny, K.R., H. Langer en J. Schröder (1981)
Fiber contamination by the use of chrysotile containing filters
Filtech Conference 1981, proceedings pp. 11-15
- Spurny, K.R., F.J. Mönig en D. Hochrainer (1985)
Zur Messung von Schadstoffemissionen aus Overflächenquellen
Staub, Reinhaltung der Luft, 1985, 45 (7/8), 328-30
- SVA (1978)
De afvalstoffenproblematiek rondom asbest
SVA rapport SVA/2496/209, Amersfoort
- Tempelman, J., J. den Boeft en F. van Gils (1985)
Sputasbest in gebouwen, oriënterend onderzoek
IMG-TNO rapport F2150 Delft
- Timmerman, J. (1984)
Asbest in de bouw
Veiligheidsinstituut, Amsterdam
- Ven, B.L. van der (1984)
Inventarisatie afvalproductie in de bouwmaterialenindustrie
TNO rapport, B-84-422, november 1984
- Vos, W.J. de (1981)
Asbest in bestaande gebouwen
Bouwcentrum, rapport 6152/1981

9.3. REFERENTIES HOOFDSTUK 3

- Baxter, D., R. Ziskand en R. Snokes (1983)
Ambient asbestosconcentrations in Californië, Volume I
Sci. Appl., inc NTIS from: GOV Rep Announce Index (U.S.) 84, 118
- Boeft, J. den en R.W. Lanting (1981)
Asbest en andere minerale vezels in de buitenlucht
Oriënterende metingen van concentratieniveaus in Nederland
IMG-TNO rapport G 856
- Boeft, J. den (1987)
MT-TNO, persoonlijke mededeling
- Commins, B.T. (1979)
Asbestos in drinking water: a review
Water Research Centre (WRC) technical report TR 100
- Cunningham, H.M. en R. Pontefract (1971)
Asbestos fibres in beverages and drinking water
Nature, 232, 332

- Deworm, J.P. en J.B. Pauwels (1976)
Asbest in de omgevingslucht
Extern, V, nr 1-42
- Egmond, N.D. van en C. Huygen (1979)
Evaluation of a meso-scale model of the dispersion of sulphur dioxide
Proc. 10th-NATO/CCMS Internat. Techn. Meeting on Air Pollution Modeling and its Application, Rome, 533-542
- Esmen, H.A. en M. Corn (1971)
Residence time of particles in urban air
Atmos. Environ. 5, 571-578
- Gonda, I. en A.F. Abd El Khalik (1985)
On the calculation of aerodynamic diameters of fibres
Aerosol Sci. and Technol. 4
- Harwood, C.F. en T.P. Blaszk (1974)
Characterization and control of asbestos emissions from open sources
IITRI, EPA-650/2-74-090
(in: Asbestos (1974) ed. L. Michaels, S.S. Chissick).
- Hesse, C.S., W.H. Hallenbeck, E.C. Chen and G.R. Brenniman (1977)
Determination of chrysotile in rainwater
Atmos. Environ. 11, 1233-1237
- Hout, K.D. van den, C. Huygen, W.A.M. den Tonkelaar en N.D. van Egmond (1983)
NO₂ in de Nederlandse buitenlucht
IMG-TNO-rapport G 1250
- Lahmann, E. (1979)
Rainwater contamination by air pollutants
Reinhalt. Wassers, 17-31
- Lanting, R.W. en J. den Boeft (1983)
Ambient air concentrations of mineral fibres in the Netherlands
VDI-Berichte 475, 123-128
- McMahon, T.A. en P.J. Denison (1979)
Empirical atmospheric deposition parameters - a survey
Atmos. Environ. 13, 571-585
- Murchio, J.C., W.C. Cooper en A. de Leon (1979)
Asbestosfibres in ambient air of California
(in: Asbestos (1979); ed. L. Michaels, S.S. Chissick).
- Sehmel, G.A. (1980)
Particle and gas dry deposition
Atmos. Environ. 14, 983
- Slinn, W.G.N. (1982)
Predictions for particle deposition to vegetative canopies
Atmos. Environ. 16, 1785-1794
- Suta, E. en R.J. Levine (1979)
Non-occupational asbestos emissions and exposure
In: Asbestos - Vol. 1 - Properties, applications and hazards
John Wiley & Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto
- Tempelman, J., J. den Boeft en F. van Gils (1985)
Sputasbest in gebouwen
IMG-TNO-rapport F 2150

9.4. REFERENTIES HOOFDSTUK 4

- Abell, M.T., D.D. Dollberg en J.V. Grable (1981)
Quantitative analysis of dust samples from occupational environments using computer automated x-ray diffraction
Adv. X-ray analysis 24, 37-48

- Albright, F.R., D.V. Schumacher, J. Mayer en D.S. Schweigart (1980)
Research on a rapid and simple detection method for asbestos
Report, NSF/RA-800344, R/D 209-80 Order no. PB81-154718, 33 pp NTIS
- Beard, M.E. (1982)
Quality assurance for airborne asbestos measurements
NBS Spec. Publ. (U.S.) 619, 1-4
- Benarie, M. (1983)
Identification of asbestos fibers by fluorochrome staining
Aerosols Min. Ind. (Work. Environ. Pap. Int. Symp.) 1981 Vol. 2, 593-596
- Birks, L.S., J.V. Gilbrick en J.W. Sandelin (1978)
X-ray analysis of airborne asbestos. Final report. Design and construction of a prototype asbestos analyser
Report EPA/600/2-78/194; Order no. PB-2888512, 27, pp
- Bishop, K., S. Ring, R. Suchmek en D. Gray (1978)
Preparation losses and size alterations for fibrous mineral samples
Scanning Electron. Microscopy., (1) 207-212
- Bishop, K. et al. (1985)
Identification of asbestos and glass fibers in municipal sewage sludges
Bull. Environ. Contam. Toxicol. 34, 301-308
- Bowers, A.E., M.J. McGuire en D.A. Bowers (1982)
Asbestos analysis: case history; surface water supplies in Southern California
Proc.- AWWA Water Qual. Technol. Conf. Vol. Data 1981 169-189
- Brantley, E.P., Jr., K.W. Gold, L.E. Myers en D.E. Lenntzen (1982)
Bulk sample analysis for asbestos content: evaluation of a tentative method
Report EPA 600/4-82-021 Order no: PB82-196841, 136 pp
- Burdett, G., J.M. le Guen, A.P. Rood en S.J. Rocker (1980)
Comprehensive methods for rapid quantitative analysis of airborne particles by optical microscopy, SEM and TEM with special reference to asbestos
Atm. Poll. 1980, Proc. of the 14th Int. Coll., Paris
- Burdett, G.J. en A.P. Rood (1983)
Membrane filter, direct-transfer technique for the analysis of asbestos fibres or other inorganic particles by transmission electron microscopy
Environ. Sci. Technol., 17, 643-648
- Burdett, G.J. (1984)
Proposed analytical method for determination of asbestos fibres in air
Document for Joint Working Group ISO/TC147/SC2/WG18-ISO/TC146/SC3/WG1
- Chase, G.R. (1982)
Membrane filter method; statistical considerations
NBS Spec. Publ. (U.S.) 619, 145-153
- Chatfield, E.J. (1982)
Analytical procedures en standardization for asbestos fiber counting in air, water and solid samples
NBS Special Publ. (U.S.) 619, 91-107
- Clark, P.J., J.R. Millette en R.L. Boone (1980)
Asbestos cement products in contact with drinking water; SEM observations
Scanning Electron Micros. 1, 341-346
- Clark, R.L. (1982)
MSHA standard method for fiber identification by electron microscopy
NBS Spec. Publ. (U.S.) 619, 207-210

- Coates, J.P. (1977)
IR-analysis of toxic dusts. Analysis of collected samples of quartz and asbestos part 1
Am. Lab. (Fairfield, Comm.) 9, 105-108, 110-111
- Coates, J.P. (1978)
The infrared analysis of quartz and asbestos
Int. Environ. Saf. (March-April), 19-21
- Cook, P.M. (1979)
Preparation of extra-pulmonary tissue and body fluids for quantitative transmission E.M. analysis and other mineral particle concentrations
Ann. N.Y. Acad. Sci. 330, 717-724
- Detenbeck, R.W. (1980)
Feasibility study for an asbestos aerosol monitor
Report, EPA-600/2-80-200; Order no. PB81-12080, 143 pp
- EG (1983)
Referentiemethode voor de meting van asbest in de lucht op het werk
Richtlijn 83/477/EEG, Bijlage 1
- Fatemi, M., E. Johnson, L. Birks, J. Gilfrick en R. Whitlock (1977)
X-ray diffraction analysis of airborne asbestos; preparation of calibr. standards
NBS Special Publ. (U.S.) 464, 189-190
- Gale, R.W. en J. Armstrong (1980)
Improved techniques for detection, measurement and identification of asbestos and other fibrous materials for use in the field of environmental studies
Comm. Eur. Communities, (Rep.) EUR, EUR6388, Env. Res. Progr. 366-368
- Hayaski, H. (1978)
Energy dispersive X-ray analysis of asbestos fibers
Clay Sci. 5, 145-154
- Hayward, S.B., K. Sexton en L.M. Webber (1984)
Application of automated particle analysis to indoor apportionment
Proc. - APCA. Annu. Meet. 77th (Vol. 2), 84-33, 19 pp
- Health and Safety Publication Recommended Technical Method no. 1 (RTM1)
Reference method for the determination of airborne asbestos fibre concentrations at workplaces by light microscopy
Membrane Filter Method
- Heidermans, G. (1978)
The effect of contrast in the case of phase contrast counting of fibres under the microscopie, in particular of asbestos
Staub - Reinh. Luft. 38, 423-425
- Henry, W.M., G.M. Sverdrup, E.W. Schmidt en S.E. Miller
Feasibility of developing source sampling methods for asbestos emissions
Report, EPA-600/3/82-008; Order no. PB-82-196148, 70 pp
- Hoek, M.B., C.E. Feigley en D.A. Ludwig (1983)
Interwedge variation in the membrane filter method for airborne asbestos fibres
Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 44, 542-546
- Hwang, C.H. en Z.M. Wang (1983)
Comparison of methods of assessing asbestos fibres concentrations
Arch. Environ. Health, 38, 5-10
- John, W. (1983)
Sampling Techniques for airborne asbestos fibers
Aerosols Min. Ind. Work Environ. (Pap. Int. Symp) Meeting 1981
Vol. 2, 577-584 Ann. Arbor, Michigan

- Jones, A.D. en R.W. Gale (1983)
Industrial trials with the Vickers M 88 rapid asbestos fiber counter
Ann. Occ. Hyg. 25, 39-51
- Jones, D.R. en G. Yarmate (1983)
Preparation of airborne asbestos standards
NBS Spec. Publ. (U.S.) 619, 77-84
- Kenny, L. (1983)
Automated Asbestos Counting using a Magican Image Analyzer
HSE Internal Report IR/L/PD 83/23 (London, England)
- Kimmery, F.M., L. Noel en J. Khorami (1984)
Quantitative IR-ATR spectrometry of asbestos fibers on membrane filters
Can. J. Chem. 62, 441-451
- Koenig, R. en G. Seger (1983)
Special methods for determining fiber concentrations
VDI-Ber., 475, 65-9, 102
- Kohyama, N. (1980)
Quantitative X-ray diffraction analysis for airborne asbestos dust in industrial environment, part 1
Ind. Health 18, 69-87
- Kuile, W.M. ter, L. Drenth en P. Zandveld (1986)
Automatische herkenning van asbest en andere minerale vezels met behulp van TEM
EG contract no ENV-694-N
- Lee, R.J., J.F. Kelly en J.S. Walker (1983)
Automated methods for fiber measurement and identification
UDI-Ber. 475, 71-80, 102
- Lilienfield, P., P.B. Elterman en P. Baron (1979)
Development of a prototype fibrous aerosol monitor
Am. Ind. Hyg. Assoc. J., 40, 270-282
- Maaren, P.W. van (1984)
Quantitative polarisation-interference microscopic detection of asbestos in technical dust mixtures
Staub-Reinhalt. Luft, 44, 433-440
- Markham, M.C. en K. Wosczyzna (1976)
Determination of microquantities of chrysotile asbestos by dye adsorption
Environ. Sci. Technol., 10, (9), 930-931
- Mongia, A. (1980)
A new approach to the problem of kaolinite interference in the determination of chrysotile-asbestos by means of x-ray diffraction
Anal. Chim. Acta., 117, 337-342
- NNI (1987)
Bepaling van de concentratie aan asbestvezels met lichtmicroscopie na actieve monsternamen op een membraanfilter
Ontwerp NVN 2939
- Pang, Th.W.W., W.L. Dicker en M.A. Nazar (1984)
An evaluation of the precision and accuracy of the direct transfer method for the analysis of asbestos fibers with comparison to the NIOSH method
Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 45, 329-335
- Patel, M., J. Kusum, W.H. Hallenbeck en J.R. Millette (1979)
1. A modified preparation of tissue samples for analysis by electron microscopy. 2. Presence of fibers in tissue of baboon fed with chrysotile fibers
J. Environ. Path. Toxicol. 2, 1385-1395

- Rooker, S.J., N.P. Vaughan en J.M.M. Le Guen (1982)
On the visibility of fires by phasecontrast microscopy
Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 43, 505-515
- Sperduto, B., F. Burragato, A. Altieri en M. Gasperetti (1977)
Determination of asbestos minerals by reflected microscopic fluorescence
Ann. Ist. Super. Sanita, 131, 127-135
- Spurny, K.R. en J. Schoenmann (1983)
Fibrous particles and water analysis. Some preliminary data from drinking water analysis in the Federal Republic of Germany
Z. Wasser Abwascher Forsch. 16, 24-26
- Steel, E.B., J.A. Small en P. Sheridan (1982)
Analytical errors in asbestos analysis by analytical electron microscopy
NBS Spec. Publ. (U.S.) 619, 162-168
- Stott, W.R. en J.C. Meranger (1984)
Automated fiber counting in the scanning electron microscope
Scanning Electron Microsc. (2) 583-588
- Surkyn, P., J. de Waele en F. Adams (1983)
Laser microprobe mass analysis for source identification of air particulate matter
Int. J. Environ. Anal. Chem. 13, 257-274
- Tateishi et al. (1981)
Raman microprobe analysis of environmental asbestos particles
Bunseki Kagaku 30, 774-779
- Taylor, M. (1978)
Methods for the quantitative determination of asbestos and quartz in bulk samples using x-ray diffraction
Analyst (London) 103, 1009-1020
- Virta, R.L., K.B. Shedd en W.J. Campbell (1982)
Identification and quantification of asbestos in construction materials using polarized light microscopy; the need for standards
NBS Spec. Publ. (U.S.) 619, 34-43
- Willey, R.J. (1983)
Apparatus and method for identification of asbestos
Eur. Pat. Appl. E.P. 95310
- Williams, M.G. et al. (1982)
A procedure for the isolation of amosite asbestos and ferruginous bodies from lung tissue and sputum
J. Toxicol. Environ. Health 10, 627-638
- Wylie, A.G., K.B. Shedd en M.E. Taylor (1982)
Measurement of the thickness of amphibole asbestos fibres with the scanning electron microscope and transmission electron microscope
Microbeam Anal. 17th, 181-187

10.5. REFERENTIES HOOFDSTUK 5

- Arhelger, R., K. Rödelberger, B. Brückel en H.J. Weitowitz (1984)
Staubgefährdung bei der Entsorgung von Asbestspritzisolierung
Zentralbl. Arbeitsmed., Arbeitsschutz, Prophyl. Ergon., 34, 291-299
- Breman, J. (1983)
Bepaling van de asbestconcentratie in lucht van de machinezaal tijdens de verwijdering van asbesthoudende thermische isolatie van de turbine van groep 2 Flevocentrale
Rapport Y-68-1983 Lab/JBr/GdV, PGEM

- Boeft, J. den en R.W. Lanting (1981)
Asbest en andere minerale vezels in de buitenlucht
Oriënterende metingen van concentratieniveaus in Nederland)
IMG-TNO-rapport G 856
- CCRX (1984)
Metingen van Radioactiviteit en Xenobiotische stoffen in het
Biologisch Milieu in Nederland
Min. VROM, Leidschendam
- Commins, B.T. (1984)
Asbestos fibres in drinking water
Commins Associates, Scientific and Technical Report, STR 1
- Cunningham, H.M. en R. Pontefract (1971)
Asbestos fibres in beverages and drinking water
Nature, 232, 332
- Elzenga, C.H.J., P.B. Meyer en J. Stumphius (1974)
Oriënterend onderzoek naar het vóórkomen van asbest in het Nederlandse
drinkwater
H₂O, 7, 406-410
- Fishbein, A., A.N. Rohl, A.M. Langer en I.J. Selikoff (1979)
Drywall construction and asbestos exposure
Am. Ind. Hyg. Assoc. J., 40, 402-407
- IARC (1977)
Monographs on the Evaluation of carcinogenic Risk,
Vol. 14. Asbestos
International Agency for Research on Cancer, Lyon, 1977
- Jahn, H., K. Rödelberger, B. Brückel, J. Manke en H.J. Weitowitz (1985)
Asbeststaubgefährdung in Bremsendiensten
Staub-Reinh. Luft, 45, 80-83
- Kay, G. (1973)
Ontario intensifies search for asbestos in drinking water
Water Pollut. Conts., 33
- Levine, R.J. en E. Suta (1979)
Non-occupational asbestos emissions and exposure in: Asbestos, Vol. 1.
Properties, Applications and Hazards
John Wiley and Sons, New York
- Marfels, H., K. Spurny, C. Boose, J. Schörmann et al. (1984)
Asbestfasermessungen in Rundsporthallen, Schwimmhallen und
Schulzentren in der Bundesrepublik Deutschland
Staub-Reinhalt. Luft 44, 512-514
- McMillan, L.M., R.G. Stout en B.F. Willey (1977)
Asbestos in raw and treated water: an electron microscopy study
Environ. Sci. Technol. 11, 390
- Meijer, E. (1982)
Untersuchungen zum Vorkommen von Asbestfasern in Trinkwasser in der
Bundesrepublik Deutschland und gesundheitliche Bewertung der Ergebnisse
GWf-Wasser/Abwasser 123, 85-95
- Millette, J.R., P.J. Clark, M.F. Pansing en J.D. Twyman (1980)
Concentrations and size of asbestos in water supplies
Environ. Health Perspect. 34, 13-25
- National Research Council (1984)
Asbestiform fibers. Nonoccupational health risks
NRC, Washington
- Nicholson, W.J., G. Perkel en I.J. Selikoff (1982)
Occupational exposure to asbestos: population at risk and projected
mortality - 1980-2030
Am. J. Ind. Med., 3, 259-311

- Oliver, T. en L.E. Murr (1977)
An electron microscope study of asbestiform fiber concentrations in Rio Grande Valley water supplies
JAWWA, 69, 428-431
- Riediger, G. (1984)
Anorganische Fasern an industriellen Arbeitsplätzen:
Ein messtechnischer Vergleich von Asbestfasern mit Künstlichen Mineralfasern
Staub-Reinhalt. Luft, 44, 38-45
- Roberts, D.R. (1979)
Industrial hygiene survey report of the New York City sanitation, traffic, and police brake servicing facilities
NIOSH, Cincinnati
- Roberts, D.R. (1980)
Industrial hygiene report of asbestos at readily brake and alignment service
NIOSH, Cincinnati
- Rödelsperger, K., H.J. Woitowitz en H.G. Krieger (1980)
Estimation of exposure to asbestos-cement dust on building sites
IARC Sci. Publ., 30, 845-853
- Rowe, J.N. (1983)
Relative source contributions of diet and air to ingested asbestos exposure
Environ. Health Perspect, 53, 115-120
- Scheuermann, E.A. (1979)
Filtration. Mikroskopischer Nachweis unloslicher Fremdstoffe in Flüssigkeiten unter besonderer Berücksichtigung von Asbestfasern
Ernährungswirtschaft/Lebensmitteltechnik, 3, 23-29
- Sebastien, P., J. Bignon en M. Martin (1982)
Indoor airborne asbestos pollution: from the ceiling and the floor
Science, 216, 1410-1413
- Spurny, K.R., W. Stöber, H. Opiela en G. Weiss (1979)
On the evaluation of fibrous particles in remote ambient air
The Science of the total Environment 11, 1-40
- Staarink, T. en P. Hakkenbrak (1982)
Het Additievenboekje
Een overzicht van toevoegingen aan drink- en eetwaren
Staatsuitgeverij, 's Gravenhage, 192-193
- Staarink, T. en P. Hakkenbrak (1985)
Het Additievenboekje
Een overzicht van toevoegingen aan drink- en eetwaren
Staatsuitgeverij, 's Gravenhage, 209-210
- Staarink, T. en P. Hakkenbrak (1987)
Het Contaminantenboekje
Een overzicht van stoffen die drink- en eetwaren verontreinigen
Staatsuitgeverij, 's Gravenhage
- Tempelman, J., J. den Boeft en F. van Gils (1985)
Spuitasbest in gebouwen. Een oriënterend onderzoek naar het vóórkomen van asbest in de binnenlucht van gebouwen waarin gespoten asbest is verwerkt
Rapport F 2150, IMG-TNO, Delft
- Toft, P., D. Wigle, J.C. Meranger en Y. Mao (1981)
Asbestos and drinking water in Canada
In: Water supply and Health, Van Lelyveld H. e.a.
Elsevier, Amsterdam
- Verma, D.K. en C.G. Middleton (1980)
Occupational exposure to asbestos in the drywall taping process
Am. Ind. Hyg. Assoc. J., 41, 264-269

- Woitowitz, H.J. en K. Rödelberger (1983)
Gesundheitsrisiko bei der Anwendung asbesthaltiger Produkte
VDI-Ber., 475, 313-324
- Zey, J.N en J.C. Klemme (1982)
Health hazard evaluation report no. HETA 81-100-1140
NIOSH, Cincinnati

10.6. REFERENTIES HOOFDSTUK 6

- Amacher, D.E. et al. (1974)
Effects of ingested chrysotile on DNA synthesis in the gastrointestinal tract and liver of the rat
Environ. Health Perspect., 9, 319-324
- Amacher, D.E. et al. (1975)
The dose-dependent effects of ingested chrysotile on DNA synthesis in the gastrointestinal tract, liver, and pancreas of the rat
Environ. Res. 10, 208-216
- Anderson, H.A. et al. (1976)
Household contact asbestos neoplastic risk. Ann. NY Acad. Sci., 271, 311
- Barbers, R.G. et al. (1982)
In vitro depression of human lymphocyte mitogen response (phytohaemagglutinin) by asbestos fibers
Clin. Exp. Immunol., 48, 602-610
- Beck, E.G. en F. Tilkes (1980)
Zelleexperimente und immunologische Untersuchungen
Umweltbundesamt, Berichte, 7/80
E. Schmidt Verlag, Berlin, 285-331
- Begin, R. et al. (1982)
Morphologic features and function of the airways in early asbestosis in the sheep model
Am. Rev. Resp. Dis., 126, 870-876
- Begin, R. et al. (1983)
Asbestos-induces lung injury in the sheep model: the initial alveolitis
Environ. Res., 30, 195
- Belanger, S.E. et al. (1986)
Uptake of chrysotile asbestos fibers alters growth and reproduction of Asiatic clams
J. Fish. Aquat. Sci., 43 (1), 43-52
- Berry, G. et al. (1979)
Asbestosis: a study of dose-response relationships in an asbestos textile factory
Br. J. Ind. Med., 36, 98-112
- Bolton, R.E. en J.M.G. Davis (1976)
The short-term effects of chronic asbestos ingestion in rats
Ann. Occup. Hyg., 19(2), 121-128
- Bolton, R.E. et al. (1982)
Pathological effects of prolonged asbestos ingestion in rats
Environ. Res., 29, 134-150
- Bozelka, B.E. et al. (1983)
Asbestos-induces alterations of human lymphoid cell mitogenic responses
Environ. Res., 30, 281

- Brody, A.R. et al. (1983)
Interactions of chrysotile and crocidolite asbestos with red blood cell membranes
Lab. Invest., 49, 468
- Casey, G. (1983)
Sister-chromatid exchange and cell kinetics in CHO-K1 cells, human fibroblasts and lymphoblastoid cells exposed in vitro to asbestos and glass fiber
Mutat. Res., 116, 369-377
- Chamberlain, M. en E.M. Tarmy (1977)
Asbestos and glass fibers in bacterial mutation test
Mutat. Res., 43, 159-164
- Chamberlain, M. et al. (1982)
In vitro tests for the pathogenicity of mineral dusts
Ann. Occup. Hyg., 26, 583-592
- Cleveland, M.G. (1984)
Mutagenesis of Escherichia Coli (CSH 50) by asbestos (41954)
Proc. Soc. Exp. Biol. Med., 177, 343-346
- Conforti, P.M. et al. (1981)
Asbestos in drinking water and cancer in the San Francisco Bay Area: 1969-1974 incidence
J. Chron. Dis., 34, 211-224
(NTIS/PB 81-233652)
- Conforti, P.M. (1983)
Effect of population density on the results of the study of water supplies in five California counties
Environ. Health Perspect., 53, 69-191
- Cook, P.M. en G.F. Ohlson (1979)
Ingested mineral fibers: elimination in human urine
Science, 204, 195-198
- Cooper, R.C. (1983)
Comments on the California study
Environ. Health Perspect., 53, 109
- Cunningham, H.M. en R.D. Pntefract (1973)
Asbestos fibers in beverages, drinking water and tissues: their passage through the intestinal wall and movement through the body
J. Assoc. Off. Anal. Chem., 56, 976-981
- Cunningham, H.M. et al. (1976)
Quantitative relationship of fecal asbestos to asbestos exposure
J. Toxicol. Environ. Health, 1, 377
- Cunningham, H.M. et al. (1977)
Chronic effects of ingested asbestos in rats
Arch. Environ. Contam. Toxicol., 6, 507-513
- Davis, J.M.G. et al. (1978)
Mass and number of fibers in the pathogenesis of asbestos-related lung diseases in rats
Br. J. Cancer, 37, 673-688
- Davis, J.M.G. et al. (1980)
The effects of intermittent high asbestos exposure (peak dose levels) on the lungs of rats
Br. J. Exp. Pathol., 61, 272-280
- Denizeau, F. et al. (1985)
Inability of chrysotile asbestos fibers to modulate the 2-acetylaminofluorene-induced UDS in primary cultures of rat hepatocytes
Mutat. Res., 155, 83-90

- DiPaolo, J.A. et al. (1983)
Asbestos and benzo(a)pyrene synergism in the transformation of Syrian Hamster embryo cells
Pharmacol., 27, 65
- Doll, N.J. et al. (1982a)
In vitro effect of asbestos fibers on polymorphonuclear leukocyte function
Int. Archs. Allergy Appl. Immunol., 68, 17-21
- Doll, N.J. et al. (1982b)
Asbestos-induced alteration of human peripheral blood monocyte activity
Int. archs. Allergy Appl. Immunol., 69, 302-305
- Doll, R. en J. Peto (1985)
Asbestos: effects on health of exposure to asbestos
Health and Safety Commision, Londen, UK
- Donaldson, K. et al. (1985)
Increased release of hydrogen peroxide and superoxide anion from asbestos-primed macrophages
Effect of hydrogen peroxide on the functional activity of alpha 1-protease inhibitor
Inflammation, 9, 139-147
- Donham, K.J. et al. (1980)
The effects of long-term ingestion of asbestos on the colon of F344 rats
Cancer, 45, 1073-1084
- EPA (1980)
Ambient Water Quality Criteria for asbestos
EPA-440/5-80-022
- EPA (1985)
Airborne Asbestos Health Assessment Update
EPA-600/8-84-003F
- Epstein, S.S. en M. Varnes (1976)
The short-term effects of ingested asbestos on DNA synthesis in the pancreas and other organs of a primate
Experientia, 32, 602-604
- Erdreich, L.S. (1983)
Comparing epidemiologic studies of ingested asbestos for use in risk assessment
Environ. Health Perspect, 53, 99-104
- Evans, J.C. et al. (1973)
Studies on the deposition of inhaled fibrous material in the respiratory tract of the rat and its subsequent clearance using radioactive tracer techniques
I. UICC Crocidolite asbestos
Environ. Res., 6, 180-201
- Glassroth, J.L. et al. (1984)
Interstitial pulmonary fibrosis induced in hamsters by intratracheally adminstered chrysotile asbestos
Histology, lung mechanisms and inflammatory events
Am. Rev. Resp. Dis., 130, 242-248
- Glickman, L.T. et al. (1983)
Mesothelioma in pet dogs associated with exposure of their owners to asbestos
Environ. Res., 32, 305-313
- Griffis, L.C. et al. (1983)
Deposition of crocidolite asbestos and glass microfibers inhaled by the beagle dog
Am. Ind. Hyg. Assoc. J., 44, 216-222

- Gross, P. et al. (1974)
Ingested mineral fibers
Do they penetrate tissue or cause cancer?
Arch. Environ. Health, 29, 341-347
- Gross, P. (1981)
Consideration of the aerodynamic equivalent diameter of respirable mineral fibers
Am. Ind. Hyg. Assoc. J., 42, 449-452
- Hammond, E.C. et al. (1979)
Asbestos exposure, cigarette smoking and death rates
Ann. NY Acad. Sci., 330, 473-490
- Harrington, J.M. et al. (1978)
An investigation of the use of asbestos cement pipe for public water supply and the incidence of gastrointestinal cancer in Connecticut, 1935-1973
Am. J. Epidemiol., 107, 96-103
- Hesterberg, T.W. en J.C. Barrett (1985)
Induction by asbestos fibers of anaphase abnormalities: mechanism for aneuploidy induction and possibly carcinogenesis
Carcinogenesis, 6, 473-475
- Huang, S.L. (1979)
Genetic effects of crocidolite asbestos in Chinese hamster lung cells
Mutat. Res., 57, 225-232
- Huang, S.L. (1979)
Amosite, chrysotile and crocidolite asbestos are mutagenic in Chinese hamster lung cells
Mutat. Res., 68, 265-274
- IARC (1977)
IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks of chemicals to man
Vol., 14, Lyon, France
- IARC (1982)
IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks of chemical to humans
Vol., 1-29, supp. 4, Lyon, France, 52-53
- IARC (1987)
Symposium on Mineral Fibres in the Non-occupational Environment
8-10 september, Lyon
- IPCS (1986)
Environmental health criteria on asbestos and other natural mineral fibers
IPCS/WHO, Geneva
- Jacobs, R. et al. (1978)
Light and electron microscope studies of the rat digestive tract following prolonged and short-term ingestion of chrysotile asbestos
Br. J. Exp. Pathol., 59, 443-453
- Kaczinski, J.H. en W.H. Hallenbeck (1984)
Migration of ingested asbestos
Environ. Res., 35, 531-551
- Kanarek, M.S. et al. (1980)
Asbestos in drinking water and cancer incidence in the San Francisco Bay
Area. Am. J. Epidemiol., 112, 54-72
- Kanarek, M.S. (1983)
The San Francisco Bay epidemiology studies on asbestos drinking water can cancer incidence: relationship to studies in other locations and pointers for further research
Environ. Health Perspect., 53, 105

- Kuschner (1982)
WHO International Symposium on Man-made Mineral Fibres, Copenhagen
- Kuschner (1986)
WHO International Symposium on Man-made Mineral Fibres in the Working Environment, Copenhagen
- Lauth, J. en K. Schurr (1984)
Entry of chrysotile asbestos fibers from water into the planktonic alga (*Cryptomonas Erosa*)
Micron Microsc. Acta, 15(2), 113-114
- Lavappa, K.S. et al. (1975)
Cytogenetic studies on chrysotile asbestos
Environ. Res., 10, 165-173
- Lee, K.P. et al. (1981)
Comparative pulmonary responses to inhaled inorganic fibers with asbestos and fierglass
Environ. Res., 24, 167-191
- Lee, K.P. (1985)
Lung response to particulates with emphasis on asbestos and other fibrous dusts
CRC Crit. Rev. Toxicol., 14, 33-86
- Levy, S. et al. (1976)
Investigating possible effects of asbestos in city-water
Surveillance of gastrointestinal cancer incidence in Duluth, Minnesota
Am. J. Epidemiol., 103, 362-368
- Liddell, F.D.K. en J.A. Hanley (1985)
Relations between asbestos exposure and lung cancer SMRs in occupational cohort studies
Br. J. Ind. Med., 42, 389-396
- Lippmann, M. et al. (1980)
Deposition, retention and clearance of inhaled particles
Br. J. Ind. Med., 37, 337-362
- Livingston, G.K. et al. (1980)
Asbestos-induced sister chromatid exchanges in cultured Chinese hamster ovarian fibroblast cells
J. Environ. Pathol. Toxicol., 4(2/3), 373-382
- Marsh, G.M. (1983)
Critical review of epidemiologic studies related to ingested asbestos
Environ. Health Perspect., 53, 49, 185
- McConnell, E.E. et al. (1983a)
Chronic effects of dietary exposure to amosite and chrysotile asbestos in Syrian Golden Hamsters
Environ. Health Perspect., 53, 11-25
- McConnell, E.E. et al. (1983b)
Chronic effect of dietary exposure to amosite asbestos and tremolite in F344 rats
Environ. Health Perspect., 53, 27-44
- Meek, M.E. en P. Grasso (1983)
An investigation of the penetration of ingested asbestos into the normal and abnormal interstitial mucosa of the rat
Fd. Chem. Toxicol., 21, 193-200
- Meigs, J.W. (1983)
Assessment of studies on cancer risks from asbestos in Connecticut drinking water
Environ. Health Perspect., 53, 107
- Millette, J.R. et al. (1983)
Epidemiology study of the use of asbestos-cement pipe for the distribution of drinking water in Escambia county, Florida
Environ. Health Perspect., 53, 91

- Monchaux, G. et al. (1981)
Mesotheliomas in rats following inoculation with acid-leached chrysotile asbestos and other mineral fibers
Carcinogenesis, 2, 229-236
- Morgan, A. et al. (1978)
Significance of fiber length in the clearance of asbestos fiber from the lung
Br. J. Ind. Med., 35, 146-153
- Mossman, B.T. et al. (1984)
Asbestos and benzo(a)pyrene act synergistically to induce squamous metaplasia and incorporation of [3H]thymidine in hamster tracheal epithelium
Carcinogenesis, 5(11), 1401-1404
- Myrvik, Q.N. et al. (1985)
Effects of asbestos on the random migration of rabbit alveolar macrophages
Environ. Health Perspect., 60, 387-393
- Nicholson W.J. et. (1980)
Environmental asbestos concentrations in the United States
In: Biological effects of mineral fibers, vol. 2 J.C. Wagner and W. Davis eds., IARC Scientific Publ., 30, Lyon, France, 823-827
- NRC (1984)
Asbestiform fibers
Nonoccupational health risks
Committee on Nonoccupational Health Risks of Asbestiform Fibers
National Research Council, Washington DC, USA
- NTP (1985)
Toxicology and carcinogenesis studies of chrysotile asbestos (CAS no. 12001-29-5) in F344/N rats (feed studies)
NTP Technical Report Series no. 295, NIH Publ. No. 86-2551, Research Triangle Park
- Oshimura, M. et al. (1984)
Correlation of asbestos-induced cytogenetic effects with cell transformation of Syrian hamster embryo cells in culture
Cancer Res., 44, 5017-5022
- Patel-Mandlik, K.J. and J.R. Millette (1980)
Evidence of migration of ingested asbestos into various baboon organs.
Scan. Electron Microsc., 1, 347-354
- Platek, S.F. et al. (1985)
Chronic inhalation of short asbestos fibers
Fundam. Appl. Toxicol., 5, 327-340
- Polissar, L. et al. (1982)
Cancer incidence in relation to asbestos in drinking water in the Puget Sound region
Am. J. Epidemiol., 116(2), 314
- Polissar, L. et al. (1983)
Cancer risk from asbestos in drinking water: summary of a case-control study in western Washington
Environ. Health Perspect., 53, 57-189
- Polissar, L. et al. (1984)
A case-control study of asbestos in drinking water and cancer risk
Am. J. Epidemiol., 119, 456
- Poole, A. et al. (1983)
In vitro genotoxic activities of fibrous erionite
Br. J. Cancer, 47, 697-705

- Pott, F. (1978)
Some aspects on the dosimetry of the carcinogenic potency of asbestos and other fibrous dusts
Staub-Reinhalt. Luft, 12, 486-490
- Price-Jones, M.J. et al. (1980)
The genetic effects of crocidolite asbestos; comparison of chromosome abnormalities and sister-chromatid exchanges
Mutat. Res., 79, 331-336
- Raabe, O.G. (1984)
Deposition and clearance of inhaled particles
In: Gee, J.B.L. et al., eds.; Occupational Lung Disease
Raven Press, NY, 1-38
- Reeves, A.L. et al. (1974)
Inhalation carcinogenesis from various forms of asbestos
Environ. Res., 8, 178-202
- Reiss, B. et al. (1982)
Absence of mutagenic activity of three forms of asbestos in liver epithelial cells
Environ. Res., 27(2), 389
- Reiss, B. et al. (1983)
Enhancement of benzo(a)pyrene mutagenicity by chrysotile asbestos in rat liver epithelial cells
Environ. Res., 31, 110
- Rola-Pleszczynski, M. et al. (1984)
Asbestos-induced lung inflammation: role of local macrophage-derived chemotactic factors in accumulation of neutrophils in the lungs
Inflammation, 8, 53
- Rom, W.N. et al. (1983)
Sister chromatid exchange frequency in asbestos workers
J. Nat. Cancer Inst., 70, 45-48
- Sadler, T.D. et al. (1984)
The use of asbestos-cement pipe for public water supply and the incidence of cancer in selected communities in Utah
J. Comm. Health, 9, 285-293
- Schneider, V. en R.R. Maurer (1977)
Asbestos and embryonic development
Teratology, 15, 273-279
- Sebastien, P. et al. (1977)
Topographic distribution of asbestos fibers in human lung in relation to occupational and non-occupational exposure
In: Inhaled Particles, V. Walton en W.H., eds., Pergamon Press, Oxford, 435-446
- Sebastien, P. et al. (1980)
Recovery of ingested asbestos fibers from the gastrointestinal lymph in rats
Environ. Res., 22, 201-216
- Seidman, et al. (1979)
Short-term asbestos work exposure and long-term observation
Ann. NY Acad. Sci., 330, 61-89
- Selikoff, I.J. et al. (1979)
Mortality experience of insulation workers in the United States and Canada, 1943-1976
Ann. NY Acad. Sci., 330, 91-116
- Shabad, L.M. et al. (1974)
Experimental studies on asbestos carcinogenicity
J. Natl. Cancer Inst., 52, 1175-1187

- Sigurdson, E.E. et al. (1981)
Cancer morbidity investigations: lessons from the Duluth study of possible effects of asbestos in drinking water
Environ. Res., 25(1), 50-61
- Sigurdson, E.E. (1983)
Observations of cancer incidence surveillance in Duluth, Minnesota
Environ. Health Perspect., 53, 61
- Sincock, A. en M. Seabright, (1975)
Induction of chromosome changes in Chinese hamster cells by exposure to asbestos fibers
Nature, 257, 56-58
- Stanton, M.F. et al. (1981)
Relation of particle dimension to carcinogenicity in amphibole asbestos and other fibrous minerals
J. Natl. Cancer Inst., 67, 965-975
- Szyba, K. en A. Lange (1981)
A carrier function of asbestos fibers in benzo(a)pyrene mutagenicity
Proceedings of the International Conference, Wroclaw, Poland, March 24-26
Arch. Imm. Therap. Exp., 20, 257
- Tilkes, F. en E.G. Beck (1982)
Macrophage functions after exposure to mineral fibers
Meeting abstracts of the Second International workshop on the in vitro effects of mineral dusts, Arkadelphia, Arkansas, USA
- Toft, P. et al. (1981)
Asbestos and drinking water in Canada
Sci. Total Environ., 18, 77-89
- Valerio, F. et al. (1983)
Chromosomal aberrations induced by chrysotile and crocidolite in human lymphocytes in vitro
Mutat. Res., 122, 397-402
- Wagner, J.C. et al. (1973)
Asbestosis in experimental animals
Br. J. Ind. Med., 20, 1-12
- Wagner, J.C. et al. (1973)
Mesothelioma in rats after inoculation with asbestos and other materials
Br. J. Cancer, 28, 173-185
- Wagner, J.C. et al. (1974)
The effects of the inhalation of asbestos in rats
Br. J. Cancer, 29, 252-269
- Wagner, J.C. (1982)
Contribution to the World Symposium on Asbestos, Montreal 1982
- Wagner, J.C. (1984)
The effect of fiber size on the in vivo activity of UICC crocidolite
Br. J. Cancer, 49, 453-458
- Ward, J.M. et al. (1980)
Ingested asbestos and intestinal carcinogenesis in F344 rats
J. Environ. Pathol. Toxicol., 3, 301-312
- Warheit, D.B. et al. (1984a)
In vitro effects of crocidolite asbestos and wollastonite on pulmonary macrophages and serum complement
Scan Electron Microsc. (pt.2) 919-926
- Warheit, D.B. et al. (1984b)
Effects of inhaled asbestos on pulmonary macrophages: a morphological, functional and biochemical study
In: Gee, J.B.L. et al., eds.; Occupational Lung Disease
Raven Press, NY, 173-175

- Wehner, A.P. et al. (1979)
Inhalation studies with Syrian golden hamsters
Prog. Exp. Tumor Res., 24, 177
- Weinzweig, M. en R.J. Richards (1983)
Chrysotile fibrils in the bloodstream of rats which have ingested the mineral under different dietary conditions
Environ. Res., 31, 245
- WHO (1986)
International Symposium on Man-made Mineral Fibres in the Working Environment, Copenhagen
- WHO (1987)
Air Quality Guidelines, to be published
- Wigle, D.T. (1977)
Cancer mortality in relation to asbestos in municipal water supplies
Arch. Environ. Health, 30, 185-190
- Woodhead, A.D. et al. (1983)
The effects of chronic exposure to asbestos fibers in the Amazon molly
Poecilia Formosa
Environ. Int., 9, 173-176
- Yano, E. et al. (1984)
Chemotactic factor generation by asbestos
Fiber type differences and the effect of leaching
Br. J. Exp. Pathol., 65, 223-229

10.7. REFERENTIES HOOFDSTUK 7

- Asbestbesluit (1977)
Besluit van 1 april 1977 tot vaststelling van een algemene maatregel van bestuur ter uitvoering van de Silicosewet (Stb. 1951, 134)
Staatsblad 1977, 269 (inwerkingtreding, Staatsblad 1978, 343)
- Asbestbesluit (1983)
Besluit van 18 juli 1983, houdende regelen met betrekking tot asbest-bevattende artikelen (Asbestbesluit (Warenwet))
Staatsblad 1983, 418
- EPA (1980)
Background information on substitutes for asbestos
EPA, Office of toxic substances
- Green, A.K. en A.M. Pye
Asbestos, characteristics, applications and alternatives
Fulmer Research Institute, Special report no. 5
- Güthner, G. (1983)
Stand der technik bei der Abscheidung asbesthaltiger Stäube
VDI-Berichte, 475, 395-8
- Köhling, A., W. Lohrer, H.J. Nantke, E. Poeschel en G. Schettler (1986)
Substitution von Asbest
Staub-Reinh. Luft, 46 (2), 92-6
- Kühnen, G. en M. Heimann (1983)
Faseremission von Bearbeitungsmaschinen und -geräten, Teilprüfung im Sinne des Gerätesicherheitsgesetzes
VDI-Berichte, 475, 431-6
- Lanting, R.W. en J. den Boeft (1979)
Atmospheric pollution by asbestos fibres
EC-Report EUR 6768 EN (IMG-TNO rapport G 908)

- Lawrence J., H.M. Tosine, H.W. Zimmerman en T.W.S. Pang (1975)
Removal of asbestos fibres from potable water by coagulation and filtration
Water Research 1975, 9, 397-400
- SVA (1978)
De afvalstoffenproblematiek rondom asbest
SVA rapport SVA/2496/209, Amersfoort
- Teichert, U. (1983)
Emissionsminderung durch Vorkonfektionierung von Asbestzementprodukten und durch Einsatz staubarmer Bearbeitungsgerätw
VDI-Berichte, 475, 425-9
- Tempelman, J., J. den Boeft en F. van Gils (1985)
Spuitasbest in gebouwen, oriënterend onderzoek
IMG-TNO rapport F2150, Delft
- Timmerman, J. (1984)
Asbest in de bouw
Veiligheidsinstituut, Amsterdam
- VDI (1982)
Faserige Staube
Proc. VDI-Kolloquium Strassburg 1982, VDI-Berichte 475
- VROM (1985, 1986)
De vervanging van asbest in rem- en frictiematerialen
Een indruk van de huidige stand van zaken in Nederland
VROM, Hoofdafdeling Stoffen, Leidschendam
2 rapporten: juni 1985 en maart 1986

10.8. REFERENTIES HOOFDSTUK 8

- BOVAG (1987)
Cijfers en normen 1987
Rijswijk
- CBS (1984)
Produktiestatistiek groothandel in hout, vlakglas, sanitair en bouwmaterialen 1982
Staatsuitgeverij, 's Gravenhage
- CBS (1985)
Handel in personenauto's en auto-accessoires; autoreparatiebedrijven 1983
- CBS (1985)
Maandstatistiek van de binnenlandse handel en dienstverlening, januari en juli 1985, maart/april 1986, augustus 1986, januari 1987
- CBS (1985)
Mobiliteit 1984
- CBS (1986)
Maandstatistiek van de bouwnijverheid, februari 1986
- CPB (1986)
Centraal Economisch Plan 1986/De Nederlandse economie in 1990
Staatsuitgeverij, 's Gravenhage
- DHV (1984)
Inventarisatie van het gebruik van asbest in Nederland
Amersfoort
- Economisch Instituut voor het Midden- en Kleinbedrijf (EIM) (1987)
De autodealer
Zoetermeer

- Eternit B.V. (1985)
Jaarverslag 1984
Amsterdam
- Financiële Dagblad (1985)
De omzetcijfers van 1984
Amsterdam
- Gilde, A.P.J. 't et al. (1986)
Economische aspecten van emissienormen: een gemodelleerde aanpak
IvM/ESI-VU, Amsterdam
- Ministerie van Economische Zaken (1980)
Bedrijfstakverkenning 1980, deel 9: Bouwmaterialen, aardewerk en glas-
industrie
Staatsuitgeverij, 's Gravenhage
- NMB (1985, 1986)
Zicht op 100 branches 1983 en 1984
Amsterdam

APPENDIX I BIJ HOOFDSTUK 6

SCHATTING VAN DE RISICO'S VOOR LONGKANKER EN MESOTHELIOMEN NA LEVENSLANGE
BLOOTSTELLING AAN ASBEST

1. Risicoberekening voor mesotheliomen door de WHO werkgroep voor Air Quality Guidelines (1987).

Schattingen van het risico voor mesotheliomen door diverse auteurs zoals gegeven in tabel I.1. werden gedaan aan de hand van gegevens over blootstelling en effecten in een klein aantal beroepsmatig (voornamelijk aan amfibolen) blootgestelde cohorts, met behulp van de volgende formule:

$$I_M = f \times (t-w)^k$$

waarbij I_M de mesothelioma-incidentie is na blootstelling aan f vezels op een tijdstip t jaren geleden, met een latentietijd van w jaren (meestal 10); k is hierbij een empirische constante (2 tot 3,5)

Deze schattingen leverden waarden voor een risico gedurende het hele leven ("lifetime" risico) op van 0,2 tot 2,4 per 10^5 inwoners voor een levenslange blootstelling aan $100 f^*$ (= optisch waarneembare vezels). m^{-3} , wat overeenkomt met 10^{-5} tot 10^{-4} voor een levenslange blootstelling aan 500 optisch waarneembare vezels. m^{-3} (= 1000 vezels. m^{-3} zoals gemeten met elektronenmicroscopie).

Tabel I.1. Schattingen van het "lifetime" risico voor mesotheliomen na levenslange blootstelling aan asbest, door verschillende auteurs zoals genoemd in het werkdocument van de WHO Air Quality Guidelines (1987)

Auteur	Waarden zoals gegeven in originele publicatie	Risico voor mesotheliomen berekend door WHO werkgroep per 10^5 voor $f \cdot m^{-3}$
Fed. Gezondh. Bureau BRD, 1981	$10/10^5$ voor $1000 f \cdot m^{-3}$	1,0
Schneidermann et al., 1981	$10/10^5$ voor $(130-800) f \cdot m^{-3}$	~ 2,0
NRC, 1984	$9/10^6$ voor $400 f \cdot m^{-3}$	~ 0,2
EPA, 1985	$275/10^5$ (V) voor $0,01 f \cdot ml^{-1}$ $192/10^5$ (M) voor $0,01 f \cdot ml^{-1}$	~ 2,4

f = vezels gemeten met optische microscopie, overeenkomend met $2f$ (vezels langer dan $5 \mu m$ gemeten met elektronenmicroscopie)

2. Risicoberekening voor longkanker door de WHO werkgroep voor Air Quality Guidelines (1987)

Het risico voor longkanker bij levenslange blootstelling aan asbest kan weergegeven worden met de volgende formule:

$$I_L = I_L^0 \times (1 + K_L \times f \times d)$$

waarbij I_L de longkankerincidentie is na blootstelling aan $f \times d$ vezel-jaren ($f \cdot y$) asbest, en I_L^0 de longkankerincidentie zonder blootstelling aan asbest.

Met behulp van gegevens over blootstelling en effecten in verschillende beroepsmatig aan asbest blootgestelde cohorts kan de factor K_L uit deze formule worden berekend. Dit werd onder andere gedaan door Liddell en Hanley (1985), zie tabel I.2.

De waarde van K_L varieert dus tussen $0,04$ en $1,6$ per $100 f \cdot y \cdot ml^{-1}$, dat is $0,0004-0,016$ per $f \cdot y \cdot ml^{-1}$. (De hoogste waarde van $2,7$ per $100 f \cdot y \cdot ml^{-1}$ voor vrouwen werd hierbij uitgesloten). Ter vergelijking: de EPA vond waarden voor K_L van $0,0001$ tot $0,07$ per $f \cdot y \cdot ml^{-1}$ (EPA, 1985).

Tabel I.2. Schattingen van de toename van longkankerincidentie, K_L , in verschillende studies volgens Liddell en Hanley (1985), K_L zoals weergegeven in het werkdocument van de WHO Air Quality Guidelines (1987)

Risico K_L per 100 f-y.ml ⁻¹	Type industrie	Referentie.
0,04	mijnbouw, vermaling	McDonald et al., 1980
0,045	mijnbouw, vermaling	Nicholson, 1979
0,06	frictiematerialen	Berry en Newhouse, 1983
0,1	fabrieksprocessen	Henderson en Enterline, 1979
		Enterline et al., 1972
0,4-1,1 (M)	fabrieksprocessen	Newhouse en Berry, 1979
2,7 (V)	fabrieksprocessen	Newhouse en Berry, 1979
0,2	asbest cement	Weill et al., 1979
0,07	textiel (voor 1950)	Peto, 1980
0,8	textiel (na 1950)	Peto, 1980
1,6	textiel	Dement et al., 1982
1,6	textiel	Fry et al., 1982
1,1	isolatieproducten	Seidman et al., 1979
1,5	isolatieproducten	Selikoff et al., 1979

De WHO werkgroep berekende in eerste instantie met de waarden van K_L volgens Liddell en Hanley (1985) het extra risico voor longkanker bij levenslange blootstelling aan $100 \text{ f} \cdot \text{m}^{-3}$, door de volgende aannames te doen:

- Het risico voor longkanker zonder blootstelling aan asbest is 10% voor rokers, en 1% voor niet-rokers.
- Levenslange blootstelling staat ongeveer gelijk met 50 jaar (de eerste 20 jaren werden verwaarloosbaar geacht vanwege het niet roken).
- Voor extrapolatie van gegevens uit beroepssituaties (blootstelling gedurende 0,24% van de tijd) naar de algemene bevolking werd de tijdsduur met een factor 4 vermenigvuldigd.

De formule kan als volgt worden ingevuld (laagste waarde van K_L):

$$\begin{aligned}
 I_L &= 0,1 \text{ (= longkankerrisico rokers)} \\
 &\quad \times (1 + 0,0004 \text{ (=} K_L \text{ per f-y.ml}^{-1}\text{)}) \\
 &\quad \times 0,0001 \text{ (=concentratie in f} \cdot \text{ml}^{-1}\text{)} \\
 &\quad \times 4 \text{ (=correctiefactor)} \\
 &\quad \times 50 \text{ (=jaren blootstelling)} \\
 &= 0,1 \times (1 + 8 \times 10^{-6})
 \end{aligned}$$

Het extra risico voor longkanker is dan $I_L - I_L^0 = 0,1 \times (1 + 8 \times 10^{-6}) - 0,1 = 8 \times 10^{-7}$ voor rokers, en 8×10^{-8} voor niet-rokers.

Op dezelfde wijze kan de hoogste waarde van K_L worden ingevuld. Het extra risico is dan $0,08 - 3,2 \times 10^{-5}$ voor rokers, en (10x lager) $0,08 - 3,2 \times 10^{-6}$ voor niet-rokers, bij levenslange blootstelling aan $100 \text{ f} \cdot \text{m}^{-3}$.

Daarna werd geconcludeerd dat een dergelijke risicoberekening een nauwkeurigheid suggereerde die er niet was, en werden in plaats van getallen ordes van grootte aangegeven.

Voor levenslange blootstelling aan $500 \text{ f} \cdot \text{m}^{-3}$ ($=1000 \text{ f} \cdot \text{m}^{-3}$) zou volgens bovenstaande formule een risico berekend kunnen worden van $0,4 - 15 \times 10^{-5}$ voor rokers, en in een populatie met 30% rokers zou dit overeenkomen met een "lifetime" risico van ongeveer $1 \times 10^{-6} - 5 \times 10^{-5}$.

De orde van grootte die uiteindelijk werd aangegeven, $10^{-6} - 10^{-5}$ voor een populatie met 30% rokers, werd mede gebaseerd op risicoberekeningen van anderen.

(WHO Air Quality Guidelines, Review Draft, 1987).

3. Risicoberekening voor mesotheliomen in dit basisdocument

Ten aanzien van blootstelling aan amfibool-asbest zal de risicoschatting van de WHO worden overgenomen. Voor chrysotiel zal echter worden uitgegaan van de schatting van Doll en Peto (1985) die voor chrysotiel op een ca. 20x lager risico voor mesotheliomen kwamen dan voor amfibolen. Dit risico zou dan dus ongeveer 5×10^{-7} tot 5×10^{-6} bedragen bij levenslange blootstelling aan dezelfde concentratie vezels. Dat is een grootte-orde van $10^{-7} - 10^{-5}$.

Een "lifetime" risico van 10^{-6} voor mesotheliomen zal dus veroorzaakt worden door blootstelling aan ca. 5-50 amfiboolvezels of 50-5000 chrysotielvezels per m^3 (zoals gemeten met OM in werksituaties, wat vergelijkbaar

is met 10-100 respectievelijk 100-10.000 vezels langer dan 5 μm per m^3 gemeten met EM in de buitenlucht).

4. Risicoberekening voor longkanker in dit Basisdocument

De risicoschatting van de WHO voor longkanker is overgenomen. Uitgaande van een risico van 10^{-6} tot 10^{-5} bij levenslange blootstelling aan 500 f.* m^{-3} kan worden berekend dat een risico van 10^{-6} zal worden veroorzaakt door levenslange blootstelling aan 50 tot 500 asbestvezels (alle soorten) per m^3 (zoals langer dan 5 μm per m^3 gemeten met EM in de buitenlucht).