Earth, Life & Social Sciences
Princetonplein 9
3584 CC Utrecht
Postbus 80015
3508 TA Utrecht

www.tno.nl

T +31 88 866 22 78
F +31 88 866 20 42

TNO-rapport

TNO 2016 R11562

Asbest en andere minerale vezels in de Nederlandse buitenlucht
Meetperiode mei – september 2016

Datum	24 november 2016
Auteur(s)	P.C. Tromp
Aantal pagina's	62 (incl. bijlagen)
Opdrachtgever	Ministerie van Infrastructuur en Milieu
Projectnaam	IenM Asbest in Buitenlucht
Projectnummer	060.13247

Alle rechten voorbehouden.
Niets uit deze uitgave mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande toestemming van TNO.

Indien dit rapport in opdracht werd uitgebracht, wordt voor de rechten en verplichtingen van opdrachtgever en opdrachtnemer verwezen naar de Algemene Voorwaarden voor opdrachten aan TNO, dan wel de betreffende terzake tussen de partijen gesloten overeenkomst.
Het ter inzage geven van het TNO-rapport aan direct belanghebbenden is toegestaan.

© 2016 TNO

Samenvatting

Inleiding en doelstelling
Sinds 1978 is asbestbeleid ontwikkeld en uitgevoerd, gericht op het terugdringen van het voorkomen van asbest in enigerlei vorm in het binnen- en buitenmilieu. Het is te verwachten dat vooral het verbod op asbesthoudende remvoeringen en het sluiten van de asbest verwerkende industrie tot een aanzienlijke reductie van de asbestvezelconcentratie in de buitenlucht hebben geleid. Anderzijds zijn asbestdaken, vooral in de agrarische sector, inmiddels veel sterker verweerd dan 25 jaar geleden, toen het totale asbestverbod van kracht werd.

Om meer inzicht te krijgen in de actuele concentraties in de Nederlandse buitenlucht, heeft het Ministerie van Infrastructuur en Milieu aan TNO gevraagd om asbestvezelconcentratie metingen in de buitenlucht uit te voeren. Met dit indicatief onderzoek beoogt het Ministerie het te voeren beleid inzake het verder terugdringen van de emissie van asbestvezels in het milieu te kunnen toetsen op effectiviteit. Met betrekking tot de uitvoering van het onderzoek worden door het Ministerie een aantal randvoorwaarden gesteld:

1. Een aantal van de meetlocaties is hetzelfde als in de voorgaande onderzoeken uit 1978/1979 en 1989/1990.
2. Bij voorkeur ook meetlocaties meenemen bij huidige actuele bronnen, zoals plaatsen met verweerde asbestcementproducten, incidenten bij sloop/renovatie van gebouwen of asbestbranden
3. De onderste bepalingsgrens van de monsterneming-analysemethode moet bij voorkeur minimaal 20 vezels/m^3 zijn om te kunnen vergelijken met de door de Gezondheidsraad voorgestelde verwaarloosbare risiconiveaus (VR): voor chrysotiel 28 vezels/m^3, voor gemengd asbest (< 20% amfibool) 13 vezels/m^3 en voor amfiboolasbest (3 vezels/m^3)

Buitenluchtmetingen
Met een beperkt meetprogramma, bestaande uit het bemonsteren van de buitenlucht op zeven relevante meetlocaties met twee monsters per locatie, is *indicatief* zicht verkregen van de asbestvezelconcentraties in de Nederlandse buitenlucht. Alle metingen zijn uitgevoerd in de maanden mei t/m september 2016 bij droog weer, in een periode met een neerslagtekort, in combinatie met voldoende wind. Onder deze worst case condities is de kans op opwervelen (re-suspensie) en daardoor het aantreffen van asbestvezels in de buitenlucht het grootst.

De meetlocaties zijn zodanig gekozen dat er geografisch gezien een representatief beeld ontstaat van de asbestvezelconcentraties in de Nederlandse buitenlucht. Om de resultaten te kunnen vergelijken met historische meetgegevens in Nederland, zijn enkele meetlocaties gekozen die deel uitmaakten van de voorgaande onderzoeken (1978/1979 en 1989/1990). Deze locaties zijn: Amsterdam (centrum), Rotterdam (centrum), Groningen, Bilthoven (RIVM) en Goor (grenzend aan het bedrijfsterrein van de voormalige asbestcement fabriek). De focus van het onderzoek ligt op het bepalen van de achtergrondconcentraties. Er is daarom niet gekozen om locaties nabij sloop/renovatie van gebouwen, asbestbranden en stortlocaties in het onderzoek te betrekken omdat op basis daarvan alleen een indruk wordt verkregen van de asbestemissies van incidentele asbestbronnen.

De zeven meetlocaties zijn te onderscheiden in de volgende typen meetstations:

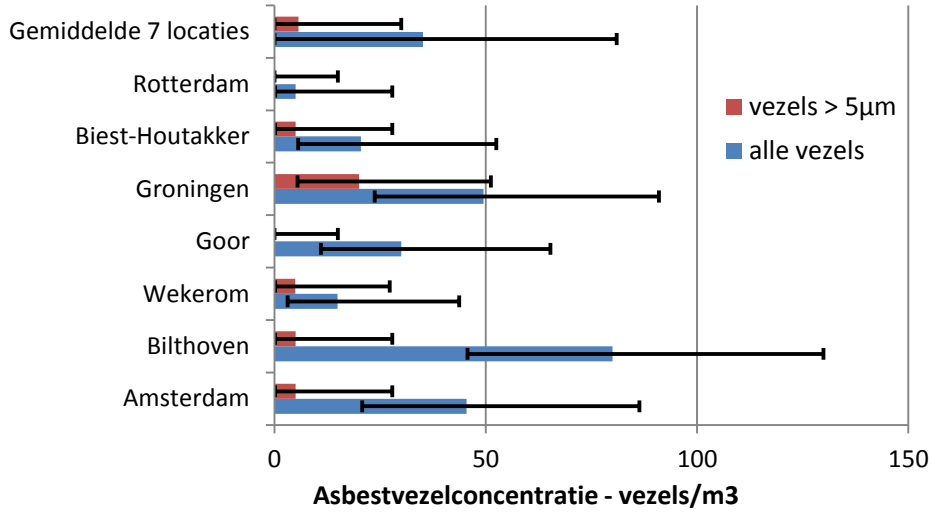
- Landelijke gebieden: Bilthoven, Wekerom
- Nabij (voormalige) bronnen: Goor, Biest-houtakker (nabij schuren met asbestcement dakplaten)
- (Middel)grote steden: Amsterdam, Rotterdam, Groningen

Toegepaste meetmethode

In de voorgaande onderzoeken is steeds gebruik gemaakt van transmissie elektronenmicroscopie (TEM). Deze techniek heeft een zeer hoge resolutie en dat was nodig omdat de meeste asbestvezels in de buitenlucht zeer kleine diameters hebben. Echter, met deze techniek is een bepalingsgrens op het niveau van de door de Gezondheidsraad voorgesteld VR-niveaus praktisch niet mogelijk. In dit onderzoek is gebruik gemaakt van een hoge resolutie scanning elektronenmicroscoop (FEG-SEM/EDX). De resolutie van deze relatief 'nieuwe' techniek is hoog genoeg om elementaire asbestvezels met een diameter van ca. 0,03 µm te detecteren. Voor de bepaling van lage vezelconcentraties in de buitenlucht is door TNO een gemodificeerde meetmethode ontwikkeld, gebaseerd op een combinatie van de NEN-EN-ISO 14966 en NEN-ISO 13794. Met deze methode is een bepalingsgrens van circa 30 asbestvezels/m^3 praktisch gezien nog haalbaar.

Meetresultaten

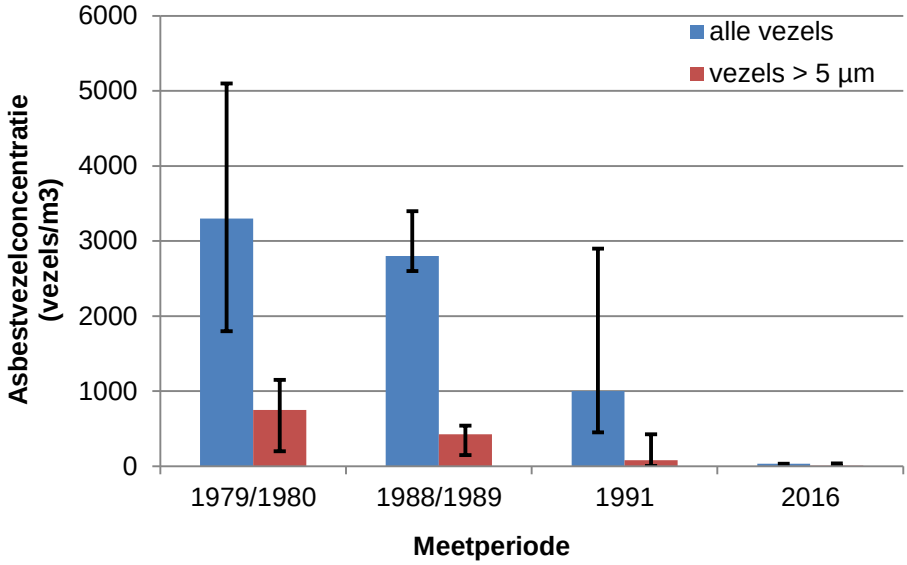
In onderstaande grafiek zijn de meetkundig gemiddelde asbest vezelconcentraties per meetlocatie uitgezet inclusief 95%-betrouwbaarheidsintervallen. Voor heel Nederland is de rekenkundig gemiddelde waarde gegeven inclusief de spreiding in nominale waarden over de 14 metingen.



Afbeelding 1. *Meetkundig gemiddelde concentraties aan totale asbestvezels en asbestvezels met een lengte groter dan 5µm per meetlocatie, inclusief 95% betrouwbaarheidsinterval (Poisson). In aanvulling is ook de rekenkundig gemiddelde concentratie over de 7 meetlocaties inclusief de spreiding in de individuele meetwaarden meegenomen.*

Belangrijkste conclusies

- De gemeten asbestvezelconcentraties in de buitenlucht zijn minimaal een factor 80 lager dan de gemeten asbestvezelconcentratie niveaus in de perioden 1979-1980 en 1988-1989. Dit geldt voor zowel het totale aantal asbestvezels als voor de vezels groter dan 5 µm. Deze aanzienlijke reductie lijkt samenhang te vertonen met het verbod op de toepassing van asbesthoudende rem- en frictiematerialen (1991) en het algemene verbod op het gebruik van asbesthoudende materialen (1993).



Afbeelding 2. *De asbestvezelconcentratie in 2016 in vergelijking met voorgaande meetperioden*

- De gemeten asbestvezelconcentraties in de buitenlucht zijn laag en variëren al naar gelang de meetlocatie. Significante verschillen tussen de meetlocaties zijn echter nauwelijks aanwezig. De rekenkundig gemiddelde asbestvezelconcentratie over de zeven meetlocaties is 35 vezels/m^3 met een spreiding van <30 – 81 vezels/m^3. Evenals bij de in het verleden uitgevoerde onderzoeken is slechts een klein deel van deze vezels langer dan 5 µm (ca. 16%). De rekenkundig gemiddelde concentratie aan asbestvezels met een lengte groter dan 5 µm is 6 vezels/m^3 met een spreiding van <30 – 30 vezels/m^3.

- Op twee van de zeven meetlocaties (29%) wordt het door de Gezondheidsraad afgeleide Verwaarloosbaar Risico (VR) niveau overschreden. De rekenkundig gemiddelde asbestvezelconcentratie over de zeven meetlocaties ligt onder het VR niveau, maar de bovengrens van het 95%-betrouwbaarheidsinterval komt nog wel boven het door de Gezondheidsraad afgeleide VR niveau uit.

- Het grootste deel van de aangetroffen asbestvezels zijn van het type chrysotiel (71%). Daarnaast zijn ook crocidolietvezels (25%) en amosietvezels (4%) aangetroffen. Ten opzichte van de meetperioden 1979-1980 en 1988-1989 zijn nu meer amfiboolvezels aangetroffen (29% ten opzichte van 5-6%); de verhouding tussen crocidoliet en amosiet is wel vergelijkbaar. Dit is mogelijk het gevolg van het feit dat in de eerdere metingen nog ‘actieve’ chrysotiel bronnen aanwezig waren, met name verkeer (asbesthoudende rem- en frictiematerialen).

- De aangetroffen asbestvezels zijn over het algemeen klein. De mediane vezellengte is 2,6 µm met een spreiding (5-/95-percentiel) van 0,9 – 11 µm en de mediane diameter is 0,10 µm met een spreiding van 0,04 – 0,44 µm. De lengte/diameter verhouding van de vezels is gemiddeld 29 (9 – 59). De vezeldimensies zijn hiermee vergelijkbaar met de aangetroffen asbestvezels in de meetperioden 1979-1980 en 1988-1989.

- Er worden over het algemeen dezelfde typen overige minerale vezels aangetroffen als in de meetperioden 1979-1980 en 1988-1989, met ruim 40% aan natuurlijke vezelvormige (klei)mineralen en een kleine 60% aan potentiele ‘man made mineral fibres’ (MMMF), waaronder keramische vezels en kwartsvezels. Het aandeel aan potentieel MMMF vezels is in vergelijking met de vorige meetperioden wel hoger.

- De concentraties aan overige minerale vezels varieert tussen de 360 en 1400 vezels/m^3. Hiermee is de minerale vezelconcentratie een factor 10 lager dan de gemeten vezelniveaus in de perioden 1979-1980 en 1988-1989. De minerale vezels zijn over het algemeen korter dan asbestvezels. De daling in concentraties overige minerale vezels kent een grote bandbreedte aan mogelijke oorzaken. Het kan zijn dat bepaalde minerale vezelbronnen nu niet meer voorkomen, maar ook kan het verschil in analysemethode (SEM vs TEM) een rol hebben gespeeld.

- Ondanks het toegenomen aandeel aan potentiele MMMF vezels in vergelijking met het totaal aantal overige minerale vezels is de absolute concentratie aan potentiele MMMF vezels niet gestegen ten opzichte van de voorgaande meetperioden. De sterke toename in productie van ‘man made mineral fibres’ heeft vooralsnog geen aantoonbaar effect op de achtergrondconcentraties aan MMMF in Nederland. MMMF vezels hebben over het algemeen een grotere vezeldiameter dan asbestvezels en vertonen ook geen splijtgedrag. Dit betekent dat ze na emissie sneller zullen deponeren op de bodem en minder snel zullen re-suspenderen naar de lucht.

Inhoudsopgave

Samenvatting **2**

1 Inleiding **7**

2 Plan van aanpak **9**
2.1 Indicatief onderzoek onder worst case condities 9
2.2 Keuze meetlocaties 9
2.3 Optimalisatie meetmethode 10

3 Toegepaste meetmethode **11**
3.1 Monsternemingsmethode 11
3.2 Analysemethode 11

4 Meetlocaties **14**
4.1 Overzicht meetlocaties 14
4.2 Monsternemingsperioden en meteogegevens 15

5 Meetresultaten vezelconcentraties in buitenlucht **17**
5.1 Concentratie asbestvezels 17
5.2 Concentratie overige minerale vezels 20
5.3 Verdeling vezeltypen 21
5.4 Vezeldimensies 22
5.5 Bespreking meetresultaten 24

6 Vergelijking historische achtergrondconcentratie metingen **27**
6.1 Historische metingen in Nederland 27
6.2 Metingen in het buitenland 33

7 Vergelijking met milieukwaliteitsdoelstellingen **35**
7.1 Milieukwaliteitsdoelstellingen 35
7.2 Vergelijking achtergrondconcentraties met advieswaarden GR 35

8 Conclusie en aanbevelingen **37**

9 Referenties **39**

10 Ondertekening **41**

Bijlage 1. Bruikbaarheid van huidige elektronenmicroscopische methoden voor het meten van asbestvezels in de buitenlucht

Bijlage 2. Optimalisatie bestaande meetmethoden

Bijlage 3. Beschrijving meetlocaties

Bijlage 4. Analysegegevens

1 Inleiding

Asbest is een verzamelnaam voor een aantal door de natuur gevormde silicaatmineralen met een karakteristieke vezelige habitus, die zich van andere vezelvormige mineralen onderscheiden door de eigenschap dat ze in de lengterichting kunnen splijten tot steeds dunnere vezels. Deze vezels zijn buigzaam, hebben een grote treksterkte en zijn chemisch en thermisch zeer stabiel. De asbestsoorten chrysotiel (behorend tot de serpentijngroep) en de mineralen amosiet, crocidoliet, anthophylliet en tremoliet alle behorend tot de amfiboolgroep zijn van commercieel belang geweest en in diverse producten en toepassingen verwerkt, zoals o.a. asbestcement, spuitasbest, vloerbedekking.

Sinds 1 januari 2005 geldt in Nederland een totaalverbod op het op de markt brengen en gebruiken van asbesthoudende producten. In 1978 werden blauw asbest (crocidoliet) en spuitasbest (alle asbesttypen) bij wet verboden. In 1991 werd het verbod op de toepassing van asbesthoudende rem- en frictiematerialen van kracht, met uitzondering van die voertuigen waar voor nog geen vervangend materiaal beschikbaar was, zoals vrachtwagens en grote hefinstallaties. In 1993 werd het gebruik van andere asbesthoudende producten verboden, voor zo ver er geen asbestvrije alternatieven beschikbaar waren.

Het totaalverbod op asbest betekent nog niet dat het asbestprobleem de wereld uit is. Jaarlijks sterven in Nederland enkele honderden mensen als gevolg van het feit dat zij in het verleden onvoldoende beschermd waren bij het werken met asbest.

In de jaren tachtig van de vorige eeuw lagen de concentraties van asbest in de buitenlucht in Nederland gemiddeld tussen de 200 en 2000 vezels/m^3, oplopend tot enkele tienduizenden vezels per m^3 in tunnels en in de buurt van andere asbestbronnen [1,2].

Sinds 1978 is asbestbeleid ontwikkeld en uitgevoerd gericht op het terugdringen van het voorkomen van asbest in enigerlei vorm in het binnen- en buitenmilieu. Het is aannemelijk dat het verbod op asbesthoudende remvoeringen en het wegvallen van de asbestverwerkende industrie tot een aanzienlijke reductie van de asbestconcentratie in de buitenlucht heeft geleid. Anderzijds zijn asbestdaken, onder andere in de agrarische sector, inmiddels sterker verweerd wat kan leiden tot een hogere emissie van asbestvezels. Bovendien zijn er aanwijzingen dat het verweringsproces exponentieel verloopt.

Strenge wettelijk regels rondom asbest, het Bouwbesluit (2012), het Asbestverwijderingsbesluit (2005) en het Arbeidsomstandighedenbesluit (2006) zijn de belangrijkste instrumenten waarmee de blootstellingsrisico's worden ingeperkt.

Op basis van incidentele metingen die in het kader van andere projecten zijn uitgevoerd (vooral 0-metingen voorafgaand aan saneringstrajecten), wordt geschat dat de achtergrondconcentraties aan asbestvezels in Nederland momenteel 20-40 vezels/m^3 zijn [4]. Omdat de door de Gezondheidsraad geadviseerde concentraties voor het verwaarloosbaar risiconiveau voor het algemene milieu lager liggen dan de huidige achtergrondconcentratie in de buitenlucht, kunnen deze concentratieniveaus in principe worden overschreden [3].

Om meer inzicht te krijgen in de actuele concentraties in de Nederlandse buitenlucht heeft het Ministerie van Infrastructuur en Milieu aan TNO opdracht verleend om asbestvezelconcentratie metingen uit te voeren in de buitenlucht. Met het nieuwe onderzoek beoogt het Ministerie het te

voeren beleid inzake het verder terugdringen van de emissie van asbestvezels in het milieu en daarmee de blootstelling aan asbest te verlagen, te kunnen toetsen op effectiviteit.

Met betrekking tot de uitvoering van het onderzoek worden door het Ministerie een aantal randvoorwaarden gesteld:

1. Voor vergelijking van resultaten is het belangrijk dat een aantal luchtmonsters wordt genomen op meetlocaties die ook deel uitmaakten van de voorgaande onderzoeken uit 1978/1979 en 1989/1990 [1,2].
2. Gelet op de huidige actuele bronnen van asbestvezels: plaatsen met verweerde asbest-cementproducten, incidenten bij sloop/renovatie van gebouwen of asbestbranden, verdient het aanbeveling om ook dergelijke locaties in het onderzoek te betrekken *****
3. De onderste bepalingsgrens van de methode moet bij voorkeur minimaal 20 vezels/m^3 zijn om in de buurt te komen van de door de Gezondheidsraad voorgestelde verwaarloosbare risiconiveaus (VR). Deze 10^{-6} risiconiveau-concentraties zijn voor chrysotiel 28 vezels/m^3, voor gemengd asbest (< 20% amfibool) 13 vezels/m^3 en voor amfiboolasbest (3 vezels/m^3) [3] ******.

*) Door het beperkte meetprogramma is gekozen om de focus te leggen op de achtergrondconcentratie in Nederland. Dit betekent dat locaties nabij (incidentele) bronnen, waaronder sloop/renovatie van gebouwen, asbestbranden en stortlocaties niet in het onderzoek zijn meegenomen. Wel zijn metingen uitgevoerd nabij asbestcement daken.

**)Bij de optimalisatie van de analysetechniek is een bepalingsgrens van circa 30 vezels/m^3 gehaald; een lagere bepalingsgrens was praktisch gezien niet haalbaar.

2 Plan van aanpak

2.1 Indicatief onderzoek onder worst case condities

Het Ministerie van I en M beoogt met een beperkt meetprogramma *indicatief* zicht te krijgen op (respirabele) asbestvezel-concentraties die onder *worst case condities** in de Nederlandse buitenlucht kunnen voorkomen. Het op basis van deze criteria gekozen meetprogramma bestaande uit het bemonsteren van de buitenlucht op 7 relevante meetlocaties met 2 monsters per locatie biedt echter niet de mogelijkheid om jaargemiddelde concentraties te bepalen. Aangezien de milieukwaliteitsnormen afgeleid door de Gezondheidsraad uitgaan van jaargemiddelde niveaus is een directe toetsing niet mogelijk. De *worst case* concentraties zullen over het algemeen hoger liggen dan de jaargemiddelde concentraties. Bij toetsing dient hiermee rekening te worden gehouden.

*) Onder worst case condities wordt verstaan: Er wordt gemeten bij droog weer in combinatie met voldoende wind in een periode met een neerslagtekort. Onder deze omstandigheden is de kans op het aantreffen van asbestvezels in de buitenlucht het grootst. Namelijk, de kans op een hoog re-suspensie niveau correleert met het neerslagtekort (verdamping >> neerslag = langere tijd droog weer). Uit meerjarige informatie van het KNMI over neerslagtekort/droogte blijkt dat perioden met een hoge kans op een neerslagtekort valt in de maanden mei tot en met september. In deze periode mag worden aangenomen dat asbestvezels worden opgewerveld en geruime tijd in de lucht blijven zweven.

2.2 Keuze meetlocaties

Gezien de vraagstelling van het Ministerie van IenM om het verder terugdringen van de emissie van asbestvezels in het milieu te kunnen toetsen op effectiviteit ligt de focus van het huidige onderzoek op het bepalen van de achtergrondconcentraties in de Nederlandse buitenlucht. Door de huidige achtergrondconcentratie te vergelijken met de asbestconcentraties in 1981-1987 kan het beleid op effectiviteit worden getoetst. Dit betekent dat er niet voor is gekozen om locaties nabij sloop/renovatie van gebouwen, asbestbranden en stortlocaties in het onderzoek te betrekken. Op basis hiervan wordt alleen een indruk verkregen van de asbestemissies van incidentele asbestbronnen.

De meetlocaties zijn zodanig gekozen dat er geografisch gezien een landdekkend beeld ontstaat van de asbestvezelconcentraties in de Nederlandse buitenlucht. Om de resultaten te kunnen vergelijken met historische meetgegevens in Nederland zijn enkele meetlocaties gekozen die deel uitmaakten van de voorgaande onderzoeken uit 1981 en 1989 naar asbestvezelconcentraties in de buitenlucht [1,2]. Deze locaties zijn: Amsterdam (centrum), Rotterdam (centrum), Groningen, Bilthoven (RIVM-terrein) en Goor (grenzend aan het bedrijfsterrein van een voormalige asbestverwerkende fabriek). Voor Bilthoven en Goor gaat het om exact dezelfde locaties als in de voorgaande onderzoeken; voor Amsterdam, Rotterdam en Groningen gaat het niet om exact dezelfde locaties maar het betreft wel meetlocaties in het centrum van de stad, evenals de voorgaande keren.

De voorgaande TNO-onderzoeken onderscheidden de volgende typen meetstations: landelijke gebieden, omgeving van stationaire bronnen (o.a. asbestverwerkende fabriek), verkeer (o.a. IJtunnel) en grote steden. Omdat asbest niet meer in remvoeringen van auto’s voorkomt, is een geïsoleerde verkeersmeetlocatie als de IJtunnel minder relevant. Gelet op de huidige actuele bronnen van asbestvezels is gekozen voor twee locaties met verweerde asbestcementdaken in de

omgeving: Biest-Houtakker en Wekerom. Evenals bij de voorgaande onderzoeken is in de huidige opzet ook onderscheid gemaakt tussen landelijke gebieden en grote steden.

In het huidige onderzoek zijn de zeven meetlocaties te onderscheiden in de volgende typen meetstations:

- Landelijke gebieden: Bilthoven, Wekerom [1]
- Nabij (voormalige) bronnen: Goor [2], Biest-houtakker
- (Middel)grote steden: Amsterdam, Rotterdam, Groningen [3]

[1] In Wekerom zijn ook meerdere asbestcementdaken aanwezig, de ligging van deze daken ten opzichte van het meetstation is iets verder weg dan bij de locatie Biest-houtakker.
[2] De fabriek in Goor bestaat nog steeds. Sinds het verbod op asbest produceert de fabriek uitsluitend asbestvrije bouwmaterialen.
[3] Twee kilometer ten zuiden van de meetlocatie in Groningen ligt een stortplaats voor asbestafval; gezien deze afstand is het niet waarschijnlijk dat de invloed hiervan meetbaar is.

2.3 Optimalisatie meetmethode

Voor de voorgaande onderzoeken (1981 en 1987) werd voor de analyse van de luchtmonsters gebruik gemaakt van transmissie elektronenmicroscopie (TEM). Deze techniek heeft een zeer hoge resolutie en was nodig omdat de meeste asbestvezels in de buitenlucht zeer kleine diameters hebben tot ca. 30 nm (0,03 µm). Met de toenmalige scanning elektronenmicroscopen (SEM) was het niet mogelijk om een dergelijke hoge resolutie te halen.

De huidige generatie hoge resolutie scanning elektronenmicroscopen zoals de field emission gun (FEG) SEM, kunnen een resolutie halen van onder de 10 nm (0,01 µm) en zijn daardoor het meest geschikt voor het bepalen van asbestconcentraties in de buitenlucht. Daarnaast heeft SEM een aantal belangrijke voordelen ten opzichte van de TEM:

- De normale bepalingsgrens voor TEM (minimaal 1000 vezels/m^3) is hoger dan voor SEM (100-300 vezels/m^3) waardoor de methode ongeschikt is voor het bepalen van lage concentratieniveaus.
- De prestatiekenmerken voor een kwantitatieve bepaling voor de TEM zijn beduidend minder goed dan die van SEM als gevolg van een kleinere steekproef (slechts klein deel van het filteroppervlak wordt bij hoge vergroting geanalyseerd) en een ingewikkelde monstervoorbehandeling (indirecte methode) met het risico op contaminatie en fouten.

Bij optimalisatie van de SEM/EDX techniek is een bepalingsgrens van circa 30 vezels/m^3 praktisch gezien haalbaar **[1]**. Om de genoemde bepalingsgrens te halen zijn een aantal optimalisatiestappen uitgetest:

1. Laag volume monsterneming op mixed cellulose ester filters in combinatie met een indirecte analysemethode (gebaseerd op NEN-ISO 13794:1999 voor TEM)
2. Hoog volume monsterneming in combinatie met een indirecte analysemethode.
3. Laag volume monsterneming op goud gecoate Nuclepore filters in combinatie met een directe analysemethode

1 De door de Gezondheidsraad voorgestelde 10^{-6} risiconiveau-concentratie (verwaarloosbare risiconiveau) voor gemengd asbest (< 20% amfibool) (13 vezels/m^3) en amfiboolasbest (3 vezels/m^3) kunnen niet routinematig met deze meetmethode worden vastgesteld, omdat een te groot aantal beeldvelden moet worden onderzocht.

3 Toegepaste meetmethode

3.1 Monsternemingsmethode

Voor een lage bepalingsondergrens is het noodzakelijk om een zo groot mogelijk volume lucht te bemonsteren. Door de hoge weerstand van een Nuclepore filter (poriediameter 0,4 µm) is het maximaal haalbare debiet door het filter ca. 12 l/min. Tijdens de monsterneming zal door de belading met deeltjes het debiet afnemen. Conform NEN-ISO 14966 is een maximaal verschil tussen begin- en einddebiet van 10% toegestaan. Begin 2016 zijn testen uitgevoerd om het maximaal haalbare doorgezogen volume te bepalen, rekening houdend met de criteria in de NEN-ISO 14966. Gemiddeld bleek een volume van 5 – 10 m^3 voor een 25mm Nuclepore filter haalbaar. De bijbehorende bepalingsondergrens is ongeveer 70 vezels/m^3 bij een beeldveldvergroting van 7000x (zie paragraaf 5.2) en het tellen van 1000 beeldvelden.

Het criterium van 10% is ingegeven door het feit dat de afname in debiet niet lineair verloopt, waardoor bij een groot verschil tussen begin- en einddebiet een fout ontstaat in het berekende doorgezogen volume. Om deze reden is overgestapt op directe volumemeting met behulp van een gekalibreerde gasmeter. Omdat de monsterneming efficiency voor grotere stofdeeltjes en vezels bij een laag debiet minder wordt, is als criterium gesteld dat een minimaal debiet van 2 l/min gedurende de gehele monsternemingstijd moet worden gehaald. Uit onderzoek bleek dat met behulp van deze methodiek het mogelijk is om ca. 20 m^3 te bemonsteren, wat betekent dat een bepalingsondergrens van ca. 30 vezels/m^3 nog praktisch haalbaar is. Het verder reduceren van de bepalingsondergrens naar 20 vezels/m^3 wordt praktisch gezien niet mogelijk geacht vanwege de substantiële toename van het aantal te tellen beeldvelden.

Tijdens de testen bleek dat in enkele gevallen een doorgezogen volume van 20 m^3 niet haalbaar was, vanwege de hoge beladingsgraad met stofdeeltjes. Met behulp van SEM/EDX is het stof op het filter als organisch materiaal en roet gekarakteriseerd. Door het organische stof op het filter in een plasma verasser te verwijderen (30min – 15W) kan het filter opnieuw gebruikt worden voor de monsterneming. De complete filterhuls wordt hierbij in de plasma verasser geplaatst, zonder handelingen aan het filter zelf. Gemiddeld bleek dat door de verassingsstap het debiet door het filter van < 2l/min naar ca. 6-8 l/min kon worden verhoogd zodat een volume van 20 m^3 haalbaar was.

3.2 Analysemethode

Op basis van de vergelijking van elektronenmicroscopische meetmethoden is gebleken dat FEG-SEM de meest geschikte techniek is voor de bepaling van de asbestvezelsconcentratie in de Nederlandse buitenlucht (zie bijlage 1). Met de standaard meetmethode conform NEN-ISO 14966 [5] kan echter niet de benodigde bepalingsgrens worden gehaald, in de buurt van het door de Gezondheidsraad geadviseerde Verwaarloosbaar Risiconiveau [3].

In 2014 is intensief onderzoek uitgevoerd naar de haalbaarheid van een indirecte methode gebaseerd op NEN-ISO 13794 [7] (zie bijlage 2). Deze methode houdt in dat een deel van het bemonsterde filter wordt verast in een plasma verasser om de filtermatrix en organische bestanddelen te verwijderen, waarna de asrest wordt gesuspendeerd in aangezuurd water. Vervolgens wordt de suspensie gefiltreerd over een Nuclepore filter met poriediameter 0,2µm. Deze techniek werd voor de voorgaande onderzoeken (1981 en 1989) succesvol ingezet voor het maken van monsters die destijds met TEM/EDX werden geanalyseerd. Echter, door de verslechterde kwaliteit van de cellulose ester filters (hoge asrest) sinds de voorgaande

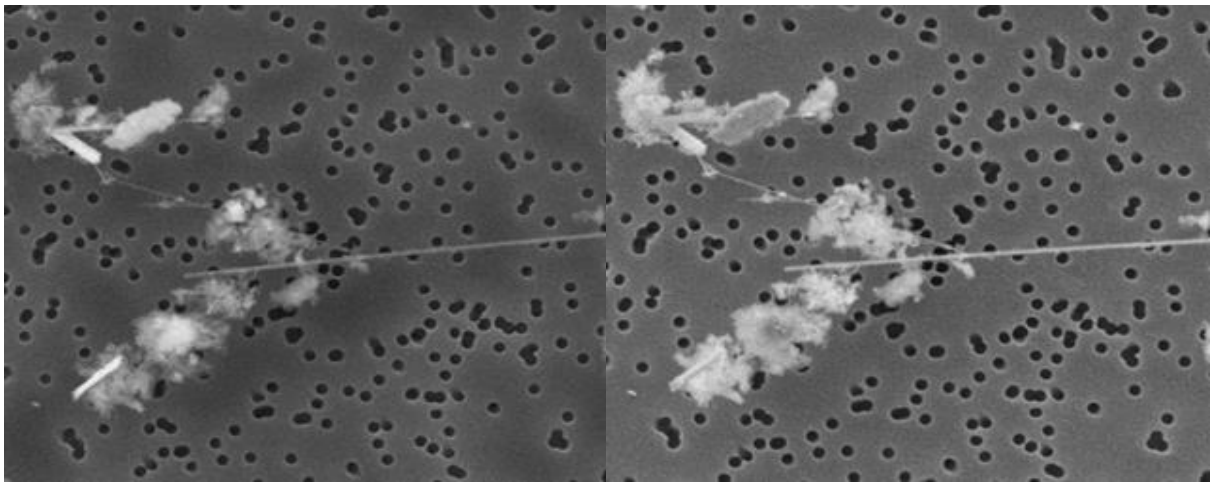
onderzoeken is geconcludeerd dat de indirecte methode voor buitenlucht monsters in combinatie met SEM analyse niet voldoet.

Naar aanleiding van bovengenoemde resultaten is een nieuwe ‘directe’ meetmethode ontwikkeld eb gevalideerd (bijlage 4), gebaseerd op een combinatie van de NEN-ISO 14966 en NEN-ISO 13794. De methode gaat uit van monsterneming op goud gecoate Nuclepore filters met poriediameter 0,4 µm. Vervolgens wordt het beladen filter in een filtratieopstelling geplaatst waarbij het filter wordt gespoeld met 5 mL 0,1M HCl en 5 mL stofvrij water voor de verwijdering van alle oplosbare zouten (o.a. secundaire anorganische aerosolen). Deze filtratiestap wordt heel voorzichtig uitgevoerd, zodat de stofdeeltjes en vezels op het filter zo min mogelijk worden opgewerveld en de homogene belading op het filter intact blijft. Het filter wordt op een SEM-houder geplakt waarna het filter 2x wordt behandeld in een plasma verasser (30min 15W en 5min 40W) voor de verwijdering van organisch materiaal en roet, waarna het filter kan worden beoordeeld met SEM/EDX bij een beeldveldvergroting van ca. 7000x.

3.2.1 Optimalisatie SEM instellingen

Met behulp van kunstmatig beladen Nuclepore filters met chrysotielvezels is bij diverse beeldveldvergrotingen getest welke vezeldimensies nog gedetecteerd kunnen worden. Uit voorgaande onderzoeken naar de achtergrondconcentraties in Nederland [1,2] blijkt dat de minimale vezelafmetingen (5-percentiel) 0,05 x 0,8 µm is. De beeldveldvergroting in combinatie met de SEM instelling moet zodanig zijn dat deze kleine vezels nog goed zichtbaar zijn. Bij een doorvertaling van het diameter criterium in de NEN-ISO 14966 (0,2 µm bij 2000x) betekent dit theoretisch een beeldveldvergroting van minimaal 8000x.

De NEN-ISO 14966 schrijft een versnelspanning van 15-20kV voor; in de praktijk blijkt dat deze hoge versnelspanning het detecteren van zeer dunne vezels bemoeilijkt. Door het reduceren van de versnelspanning blijkt dat de zichtbaarheid van dunne vezels enorm verbetert (zie afbeelding 3.1). Een versnelspanning van ca. 7kV blijkt ideaal voor het detecteren van dunne (elementaire) chrysotielvezels. Echter, conform de NEN-ISO 14966 is een identificatie van asbestvezels met EDX voorgeschreven bij 15-20kV. Daarom wordt bij het aantreffen van iedere verdachte asbestvezel de versnelspanning tijdelijk op 15kV gezet zodat een goed EDX-spectrum van de vezel kan worden gemaakt. Andere optimale SEM instellingen zijn: probe current (PC) 8-9 en beeldmiddeling (speed) 4-5.



Afbeelding 3.1 *Vergelijking beeldkwaliteit bij versnelspanning 15kV (links) en 7kV (rechts) met SE-beeld bij een beeldveldvergroting van 10.000x*

Met behulp van de bovengenoemde optimale SEM instellingen zijn een aantal beeldveldvergrotingen getest om de kleine (elementaire) chrysotielvezels te detecteren (zie tabel 3.1). Hieruit bleek dat bij een vergroting van ca. 7000x nog chrysotielvezels met een diameter van 0,05 µm en een lengte van 0,5 µm zichtbaar zijn.

Tabel 3.1 *Zichtbaarheid chrysotielvezels (minimale vezelafmetingen) bij diverse beeldveld vergrotingen*

Vergroting	**Minimale diameter (nm)**	**Minimale lengte (nm)**
2000x	150 – 200	2000 – 2500
4000x	75 – 100	1000 – 1500
5500x	50 – 75	800 - 1200
7000x	40 – 50	500 - 700

3.2.2 Vezeltelling

De analyse met SEM/EDX bestaat uit het conform NEN-ISO 14966 [5] systematisch afzoeken van een representatief aantal beeldvelden. Binnen elk beeldveld worden de volgende parameters bepaald:

- aantal vezels;
- de lengte en de diameter per vezel en
- de vezelsoort (op basis van chemische samenstelling en morfologie)

Er worden twee vezeldefinities onderscheiden:

- een deeltje met een diameter groter dan 5 µm en een diameter van minder dan 3 µm en een lengte-diameterverhouding van 3:1 (conform ISO 14966)
- een deeltje met parallelle zijden met een lengte-diameterverhouding van ≥ 5:1 (deze verhouding voorkomt dat (splijt-)fragmenten van niet-vezelige mineralen als vezels worden getypeerd).

3.2.3 Berekening asbestvezelconcentraties

Het aantal geteld vezels in de systematisch afgezochte beeldvelden per filter wordt na de analyse omgerekend naar een asbestvezelconcentratie conform NEN-ISO 14966 [5]. De asbestvezelconcentratie wordt uitgedrukt in het aantal vezels per kubieke meter lucht (m^3) en wordt bepaald door de volgende factoren:

- Aantal getelde vezels [n]
- Het afgezocht filteroppervlak (aantal beeldvelden x beeldveldoppervlak) [mm^2]
- Het totale filteroppervlak [mm^2]
- Het doorgezogen volume lucht tijdens de monsterneming [m^3]

Door middel van onderstaande formule wordt de asbestvezelconcentratie berekend:

Concentratie = (vezels [n] / volume [m^3]) x (totale filteroppervlak [mm^2] / afgezocht filteroppervlak [mm^2])

4 Meetlocaties

4.1 Overzicht meetlocaties

Om inzicht te krijgen in de actuele asbestconcentraties in de buitenlucht zijn in totaal 7 meetlocaties geselecteerd, waarbij naast geografische overwegingen ook is gekeken naar de beschikbaarheid van meetgegevens uit voorgaande onderzoeken [1,2] en het type locatie cq aanwezigheid van een lokale bron (afbeelding 4.1). Mede op basis van resultaten uit deze onderzoeken, kunnen de volgende gebieden worden onderscheiden:
- gebieden met een (voormalige) lokale bron van asbestvezels: Goor en Biest-Houtakker
- grote/middelgrote steden: Amsterdam, Rotterdam en Groningen
- achtergrondgebieden: Bilthoven en Wekerom

In bijlage 3 zijn de meetlocaties in detail beschreven, inclusief kaart met de omgeving van de meetlocatie, waarbij tevens een windroos is weergegeven met de windrichtingen tijdens de monsternemingsperioden.



Afbeelding 4.1. *De 7 geselecteerde meetlocaties voor het onderzoek naar de achtergrondconcentratie aan asbest en andere minerale vezels in de Nederlandse buitenlucht.*

4.2 Monsternemingsperioden en meteogegevens

De monsterneming is uitgevoerd in de periode 10 mei 2016 tot en met 13 september 2016. Tijdens de daadwerkelijke monsternemingsperioden op de zeven meetlocaties was het steeds droog weer in combinatie met matige wind. Alleen op de meetlocaties Biest-Houtakker en Rotterdam is er in de tweede meetperiode een zeer kleine hoeveelheid neerslag gevallen; respectievelijk 0,7 en 0,2 mm. In tabel 4.1 zijn de monsterneming gegevens per meetlocatie gegeven en in tabel 4.2 zijn de meteogegevens per monsternemingsperiode vermeld. Voor de windrichtingen wordt verwezen naar de beschrijving van de meetlocaties (paragraaf 4.1 – 4.3).

Tabel 4.1. *Monsternemingsgegevens van de meetlocaties*

Code	Meetlocatie	Start monsterneming		Eind monsterneming		Tijd	Volume	Hoogte (m) t.o.v. straatniveau
		datum	tijd	datum	tijd	(uur)	(m^3)	
1	Amsterdam	10-mei	22:00	12-mei	18:00	44	22,5	7
3	Amsterdam	15-aug	8:00	17-aug	8:00	48	26,6	10
5	Bilthoven	15-aug	14:30	17-aug	16:40	50	28,9	2
6	Bilthoven	17-aug	16:45	19-aug	16:00	47	18,7	2
7	Wekerom	23-aug	12:30	25-aug	12:10	48	17,7	4
8	Wekerom	25-aug	12:50	27-aug	15:00	50	19,3	4
10	Goor	23-aug	10:45	25-aug	9:50	47	17,3	2
12	Goor	30-aug	9:00	1-sep	9:10	48	17,8	2
14	Groningen	9-sep	12:00	12-sep	12:00	72	17,5	4
15	Groningen	11-sep	0:00	13-sep	11:35	60	20,0	4
16	Biest Houtakker	23-aug 6-sep	15:00 10:00	25-aug 7-sep	15:00 22:00	82	28,6	4
17	Biest Houtakker	25-aug 1-sep 8-sep	15:30 14:30 14:00	27-aug 3-sep 9-sep	15:00 2:00 10:50	104	29,9	4
19	Rotterdam	22-jul	12:00	23-jul	18:00	30	13,0	2
20	Rotterdam	24-jul	14:00	27-jul	10:15	76	24,1	2

Tabel 4.2. *Meteogegevens tijdens de monsternemingsperiode op de meetlocaties*

Code	Meetlocatie	Temperatuur (°C)	Windsnelheid (m/s)	RH (%)	Neerslag		Zonduur [1] (%)
					duur (h)	som (mm)	
1	Amsterdam	20,2 (16-25)	5,2 (3-8)	57,8 (35-81)	0	0	51
3	Amsterdam	17,1 (13-21)	4,2 (2-6)	72,6 (49-90)	0	0	54
5	Bilthoven	17,1 (12-23)	3,6 (2-7)	71,3 (37-96)	0	0	29
6	Bilthoven	17,2 (10-24)	2,5 (1-5)	72,1 (38-98)	0	0	21
7	Wekerom	24,0 (18-31)	2,7 (1-5)	60,0 (33-81)	0	0	57
8	Wekerom	23,3 (16-32)	3,2 (1-6)	67,5 (39-94)	0	0	52
10	Goor	23,0 (17-31)	2,5 (1-5)	70,5 (44-95)	0	0	55
12	Goor	17,0 (10-25)	1,7 (0-5)	75,8 (40-100)	0	0	59
14	Groningen	18,6 (12-28)	2,2 (1-5)	78,2 (48-98)	0	0	41
15	Groningen	20,3 (14-30)	1,9 (0-3)	78,7 (46-99)	0	0	42
16	Biest Houtakker	23,1 (13-33)	2,1 (0-4)	64,5 (33-100)	0	0	53
17	Biest Houtakker	20,1 (11-33)	2,9 (0-6)	75,3 (41-98)	1,6	0,7	37
19	Rotterdam	21,4 (19-25)	2,5 (1-4)	80,5 (65-96)	0	0	46
20	Rotterdam	19,2 (15-25)	3,1 (1-6)	77,6 (51-97)	0,2	0,2	32

1) De tijd dat de zon schijnt tijdens de monsternemingsduur

5 Meetresultaten vezelconcentraties in buitenlucht

In bijlage 4 is een samenvatting gegeven van de ruwe analysegegevens. De uitgewerkte meetresultaten zijn weergegeven in dit hoofdstuk aan de hand van diverse tabellen en figuren:

- Totale asbestvezelconcentratie
- Asbestvezelconcentratie voor vezels langer dan 5 µm
- Concentratie overige minerale vezels
- Verdeling vezeltypen voor asbest en overige minerale vezels
- Vezeldimensies asbestvezels en overige minerale vezels

5.1 Concentratie asbestvezels

In tabel 5.1 is voor alle 14 metingen de totale asbestvezelconcentratie gegeven inclusief het 95% betrouwbaarheidsinterval (Poisson) en uitsplitsing naar chrysotiel, amfiboolasbest en totaal asbest (optelsom chrysotiel en amfibool). Hierbij zijn alle asbestvezels meegenomen, inclusief vezels kleiner dan 5 µm. Tabel 5.2 is vergelijkbaar met tabel 5.1, echter hierbij zijn alleen de asbestvezels met een lengte groter dan 5 µm meegenomen. Bij toetsing aan de advieswaarden van de Gezondheidsraad is de asbestconcentratie van vezels langer dan 5 µm bepalend. De totale vezelconcentratie wordt gebruikt voor een vergelijking met eerdere meetperioden in 1978-1979 en 1989-1990 waarbij geen expliciet onderscheid is gemaakt tussen vezels kleiner en groter dan 5 µm.

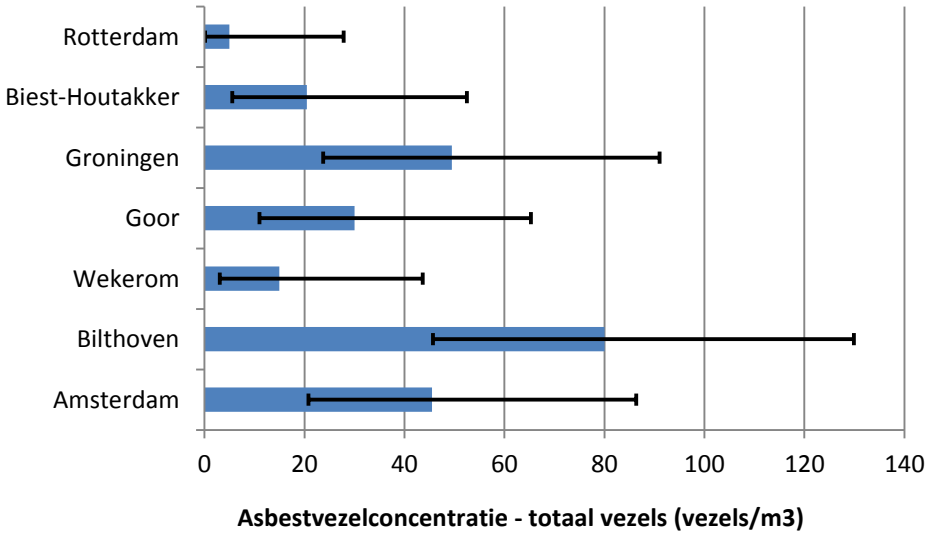
In afbeelding 5.1 en afbeelding 5.2 zijn de meetkundig (gewogen) gemiddelde concentraties per meetlocatie weergegeven voor respectievelijk alle asbestvezels en asbestvezels langer dan 5 µm. De meetkundig gemiddelde asbestvezelconcentraties zijn gebaseerd op twee metingen per locatie, waarbij de asbestvezeltellingen uit beide metingen zijn samengevoegd en de asbestvezelconcentratie wordt berekend aan de hand van het totale doorgezogen volume uit beide metingen, conform NEN-ISO 14966 (Annex E – combination of the results from multiple samples) [5]. Het resultaat is dat de meetonzekerheid per meetlocatie wordt verkleind en de twee individuele 2-3 daagse resultaten worden omgevormd tot één 5-daags gemiddelde vezelconcentratie.

De rekenkundig gemiddelde asbestvezelconcentratie over alle 14 metingen is 35 vezels/m^3 voor alle vezels en 6 vezels/m^3 voor vezels langer dan 5 µm. Echter, dit is slechts een indicatie van de asbestvezelconcentratie in de Nederlandse buitenlucht, vanwege de beperkte omvang van het onderzoek (7 meetlocaties in combinatie met korte meetperioden). Uit de resultaten blijkt tevens dat er enkele significante verschillen zijn in totale asbestvezelconcentraties tussen de verschillende locaties. Een lage asbestvezelconcentratie wordt aangetroffen in Rotterdam en een relatief hoge concentratie wordt gevonden in Bilthoven. Voor asbestvezels langer dan 5 µm zijn geen significante verschillen tussen de meetlocaties aanwezig.

Tabel 5.1 *Totaal vezelconcentratieniveaus aan chrysotiel, amfibool en totaal asbest, inclusief 95% betrouwbaarheidsinterval (Poissonverdeling)*

Code	Meetlocatie	Chrysotiel (vezels/m^3)		Amfibool (vezels/m^3)		Totaal asbest [1] (vezels/m^3)	
		Nominaal [2]	95%-interval [3]	nominaal	95%-interval	nominaal	95%-interval
1	Amsterdam	30	6 - 89	20	3 - 73	51	16 – 120
3	Amsterdam	20	2 - 73	20	2 - 73	40	11 – 100
5	Bilthoven	59	22 - 130	20	2 - 71	79	34 – 160
6	Bilthoven	61	22 - 130	20	3 - 73	81	35 – 160
7	Wekerom	10	1 - 55		< 30	10	1 – 55
8	Wekerom	20	2 -71		< 30	20	2 – 71
10	Goor	10	1 - 56	20	3 - 73	30	6 – 89
12	Goor	10	1 - 55	20	2 - 71	30	6 – 86
14	Groningen	20	2 - 72	10	1 - 56	30	6 – 88
15	Groningen	69	28 - 140		< 30	69	28 – 140
16	Biest Houtakker		< 30 [4]		< 30		< 30
17	Biest Houtakker	41	11 - 100		< 30	41	11 – 100
19	Rotterdam		< 30	10	1 - 56	10	1 – 56
20	Rotterdam		< 30		< 30		< 30

1) Totaal asbest is de concentratie chrysotiel + de concentratie amfiboolasbest
2) De nominale (gemiddelde) concentratie is de meest waarschijnlijke concentratie op basis van het aantal getelde asbestvezels.
3) Het 95%-betrouwbaarheidsinterval geeft de meetonzekerheid aan op basis van de Poissonverdeling (NEN-ISO 14966)
4) De bepalingsgrens van de methode is 30 vezels/m^3; als geen asbestvezels zijn geteld is de asbestvezelsconcentratie < 30 vezels/m^3.

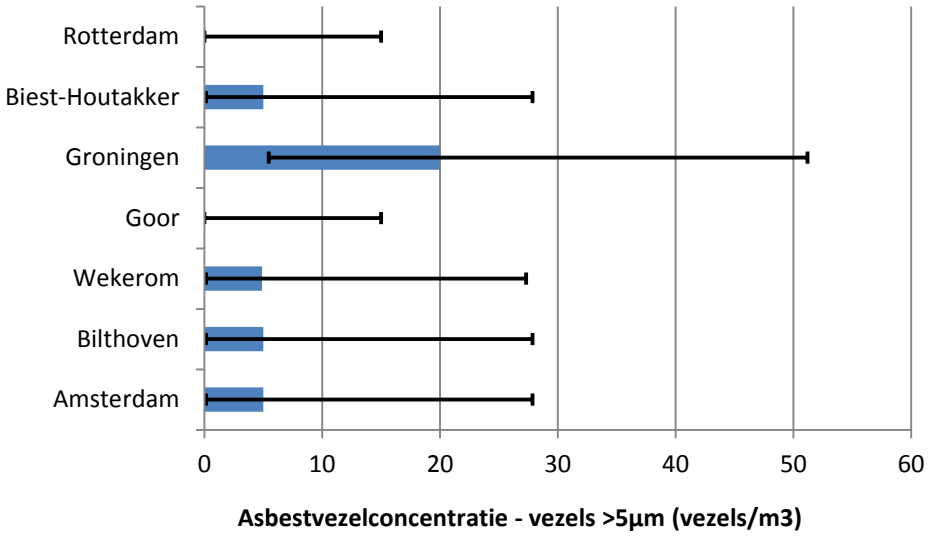


Afbeelding 5.1 *Meetkundig gemiddelde asbestvezelconcentraties (alle vezels) per meetlocatie inclusief de spreiding op basis van het 95%-betrouwbaarheidsinterval*

Tabel 5.2 *Concentratieniveaus aan chrysotiel, amfibool en totaal asbest met vezellengte groter dan 5 µm, inclusief 95% betrouwbaarheidsinterval (Poissonverdeling)*

Code	Meetlocatie	Chrysotiel (vezels/m^3)		Amfibool (vezels/m^3)		Totaal asbest [1] (vezels/m^3)	
		nominaal [2]	95%-interval [3]	nominaal	95%-interval	Nominaal	95%-interval
1	Amsterdam		< 30 [4]		< 30		< 30
3	Amsterdam		< 30	10	1 - 56	10	1 – 56
5	Bilthoven		< 30		< 30		1 – 30
6	Bilthoven	10	1 - 57		< 30	10	1 – 57
7	Wekerom		< 30		< 30		< 30
8	Wekerom	10	1 - 55		< 30	10	1 – 55
10	Goor		< 30		< 30		< 30
12	Goor		< 30		< 30		< 30
14	Groningen		< 30	10	1 - 56	10	1 – 56
15	Groningen	30	6 - 87		< 30	30	6 – 87
16	Biest Houtakker		< 30		< 30		< 30
17	Biest Houtakker	10	1 - 57		< 30	10	1 – 57
19	Rotterdam		< 30		< 30		< 30
20	Rotterdam		< 30		< 30		< 30

1) Totaal asbest is de concentratie chrysotiel + de concentratie amfiboolasbest
2) De nominale (gemiddelde) concentratie is de meest waarschijnlijke concentratie op basis van het aantal getelde asbestvezels.
3) Het 95%-betrouwbaarheidsinterval geeft de meetonzekerheid aan op basis van de Poissonverdeling (NEN-ISO 14966)
4) De bepalingsgrens van de methode is 30 vezels/m^3; als geen asbestvezels zijn geteld is de asbestvezelsconcentratie < 30 vezels/m^3.



Afbeelding 5.2 *Meetkundig gemiddelde asbestvezelconcentraties (vezels langer dan 5 µm) per meetlocatie inclusief de spreiding op basis van het 95%-betrouwbaarheidsinterval.*

5.2 Concentratie overige minerale vezels

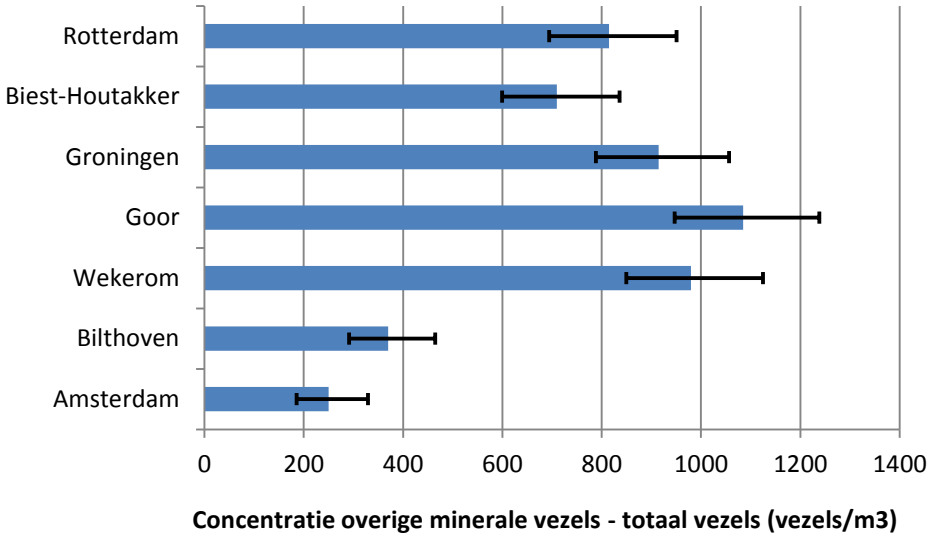
In tabel 5.3 is voor alle 14 metingen de concentratie aan overige minerale vezels gegeven, inclusief het 95% betrouwbaarheidsinterval (Poisson). Hierbij is tevens een onderverdeling gemaakt naar totale vezels en vezels langer dan 5 µm. In afbeelding 5.3 en 5.4 zijn de meetkundig (gewogen) gemiddelde concentraties aan overige minerale vezels per meetlocatie weergegeven voor respectievelijk alle vezels en vezels langer dan 5 µm.

Tabel 5.3 *Vezelconcentratieniveaus aan alle overige minerale vezels en overige minerale vezels met een lengte groter dan 5 µm, inclusief 95% betrouwbaarheidsinterval (Poissonverdeling)*

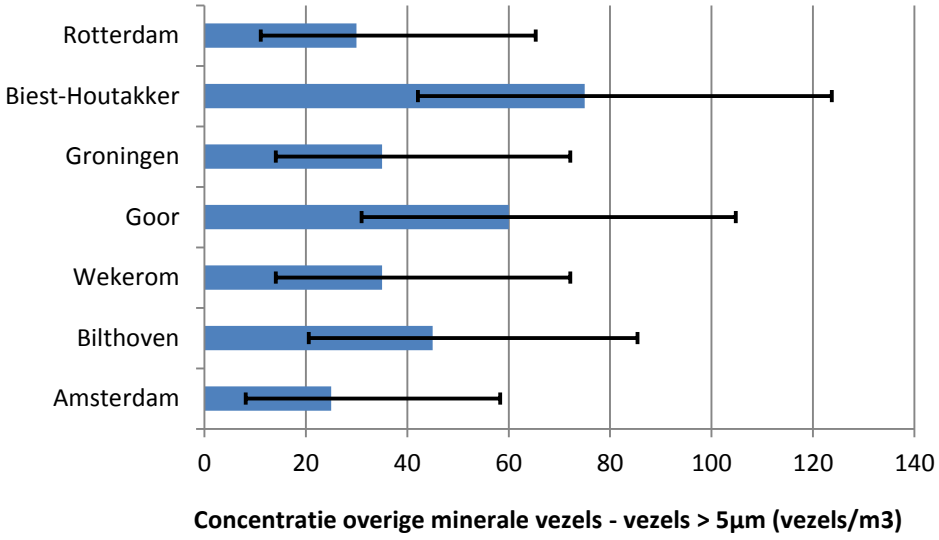
Code	Meetlocatie	Vezels > 5µm (vezels/m^3)		Alle vezels (vezels/m^3)	
		nominaal [1]	95%-interval [2]	nominaal	95%-interval
1	Amsterdam	30	6 - 89	240	160 – 360
3	Amsterdam	20	2 - 73	260	170 – 380
5	Bilthoven	39	11 - 100	360	260 – 500
6	Bilthoven	51	16 - 120	380	260 – 520
7	Wekerom	40	11 - 100	1400	1200 – 1700
8	Wekerom	30	6 - 86	560	420 – 730
10	Goor	41	11 - 100	1400	1100 – 1600
12	Goor	79	34 - 160	770	610 – 960
14	Groningen	50	16 - 120	630	480 – 810
15	Groningen	20	2 - 72	1200	980 – 1400
16	Biest Houtakker	50	16 - 120	730	570 – 910
17	Biest Houtakker	100	49 - 190	690	540 – 880
19	Rotterdam	30	6 - 88	630	480 – 810
20	Rotterdam	30	6 - 87	1000	810 – 1200

1) De nominale (gemiddelde) concentratie is de meest waarschijnlijke concentratie op basis van het aantal getelde vezels.
2) Het 95%-betrouwbaarheidsinterval geeft de meetonzekerheid aan op basis van de Poissonverdeling (NEN-ISO 14966)

De rekenkundig gemiddelde concentratie aan overige minerale vezels over alle 14 metingen is 730 vezels/m^3 voor alle vezels en 44 vezels/m^3 voor vezels langer dan 5 µm. Wel blijkt uit de resultaten dat er significante verschillen zijn in de concentraties aan overige minerale vezels tussen de verschillende locaties. Vooral op de locaties Bilthoven en Amsterdam worden lagere concentraties aangetroffen. Voor de vezels langer dan 5 µm zijn er overigens geen significante verschillen meer tussen de zeven meetlocaties. In paragraaf 5.3 wordt verder ingegaan op de diverse aangetroffen typen minerale vezels, waarbij onder andere onderscheid is gemaakt tussen potentieel man made mineral fibres (MMMF) en natuurlijke vezels zoals kleimineralen en gips.



Afbeelding 5.3 *Meetkundige concentraties overige minerale vezels (alle vezels) per meetlocatie inclusief de spreiding op basis van het 95%-betrouwbaarheidsinterval.*



Afbeelding 5.4 *Meetkundige concentraties overige minerale vezels (vezels groter dan 5 µm) per meetlocatie inclusief de spreiding op basis van het 95%-betrouwbaarheidsinterval.*

5.3 Verdeling vezeltypen

Op basis van EDX-analyses zijn alle asbest en minerale vezels op basis van de elementsamenstelling geïdentificeerd. In tabel 5.4 zijn de minerale vezels in groepen ingedeeld op basis van deze elementsamenstelling. De vezelgroepen waarin met zekerheid man made mineral fibres (MMMF) kunnen voorkomen zijn Al, Si, Ti, Al-Si en Na-Al-Si. Omdat een gedeelte van de in deze groepen voorkomende vezels MMMF zijn, worden deze groepen als potentiele MMMF aangeduid. Steen- en slakkenwolvezels komen voor in de groepen (Na,Mg,K)-Al-Si-Ca en (Na,Mg,K)-Al-Si-Fe. Deze vezels zijn qua element-samenstelling te variabel en vertonen te veel

gelijkenis met natuurlijke vezels (o.a klei-mineralen) om een zinvolle groepering mogelijk te maken. De verdeling naar vezeltypen is uitgevoerd voor alle individuele meetlocaties. Er zijn geen significante verschillen in minerale vezeltypen tussen de diverse meetlocaties aangetoond.

Tabel 5.4 *Verdeling vezeltypen asbest en overige minerale vezels, inclusief indeling in potentieel man made mineral fibres (MMMF)*

Element-Samenstelling	**Vezelgroep**	**aantal**	**%**
Verdeling asbestvezeltypen			
Mg-Si	chrysotiel	35	71%
Na-Mg-Si-Fe	crocidoliet	12	25%
Mg-Si-Fe	amosiet	2	4%
Verdeling overige minerale vezeltypen			
Al	Al2O3-vezels (korund), potentieel MMMF	240	19%
Si	kwartsvezels (potentieel MMMF) en diatomeefragmenten	215	17%
Ti	rutiel of polytitanaten, potentieel MMMF	36	3%
Al-Si	aluminiumsilicaten (kleimineralen), potentieel keramische vezels	200	16%
Fe	Fe2O3 of Fe2O3.H2O-vezels (hematiet of goethiet)	46	4%
Na-Al	gibsiet, diaspoor	406	32%
Mg-Al-Si	magnesium-aluminiumsilicaten (palygorskiet, klei-mineralen)	40	3%
(Na,Mg,K)-Al-Si-Fe	ijzer-aluminiumsilicaten (palygorskiet, klei-mineralen), mogelijk steen- en/of slakkenwol	30	2%
(Na,Mg,K)-Al-Si-Ca	calcium-aluminiumsilicaten (klei-mineralen), mogelijk steen- en/of slakken wol	18	1%
Na-Al-Si	natrium-aluminiumsilicaten, potentieel glaswol	14	1%
Mg-Si	magnesiumsilicaten, talk	16	1%
Verdeling vezelgroepen			
	asbest	49	3,7%
	Potentieel MMMF	705	53,8%
	Overige minerale vezels	556	42,4%

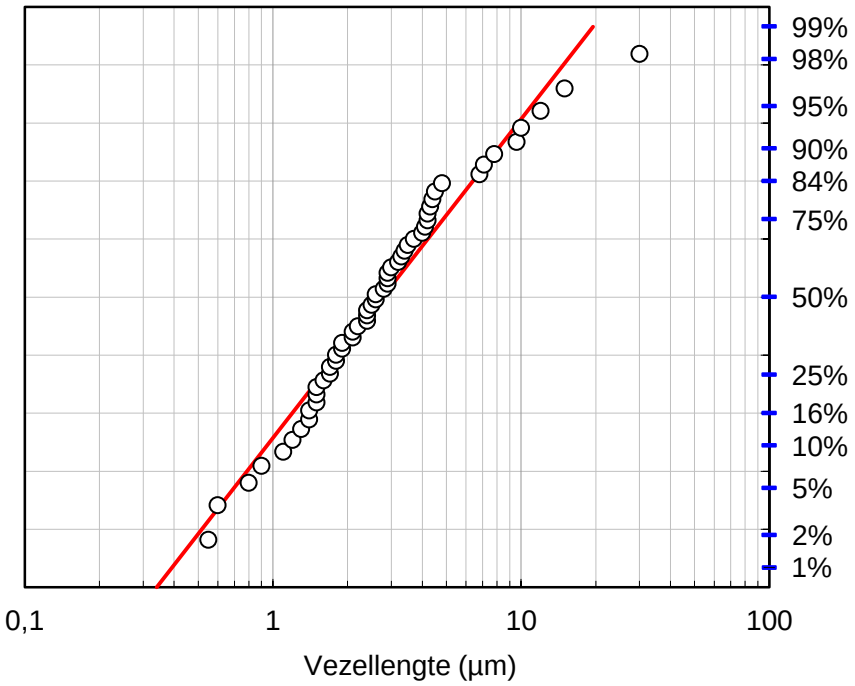
5.4 Vezeldimensies

In navolging op de voorgaande onderzoeken uit 1981 en 1989 [1,2] zijn in tabel 5.5 de vezeldimensies voor asbestvezels en overige minerale vezels weergegeven, waarbij het 5-, 50- en 95-percentiel zijn vermeld. Deze percentielen zijn de getalswaarden waarbij 5%, 50% respectievelijk 95% van de gemeten vezeldimensies onder deze waarde zit. Daarnaast is het percentage aan vezels langer dan 5 µm gegeven. In aanvulling op de tabel is op basis van alle getelde asbestvezels in de 14 metingen de log normale waarschijnlijkheidsverdelingen gegeven van zowel de vezellengte (afbeelding 5.5) als de vezeldiameter (afbeelding 5.6). Op basis van deze waarschijnlijkheidsverdeling kan worden bepaald wat de waarschijnlijkheid is op het voorkomen van asbestvezels met een bepaalde vezeldiameter dan wel vezellengte. Daarnaast kan worden gecontroleerd of de aangetroffen vezellengten en vezeldiameters lognormaal verdeeld zijn. Hierbij moeten de meetwaarden (in de figuren als cirkels afgebeeld) op log waarschijnlijkheids as in een rechte lijn (rode lijn) lopen.

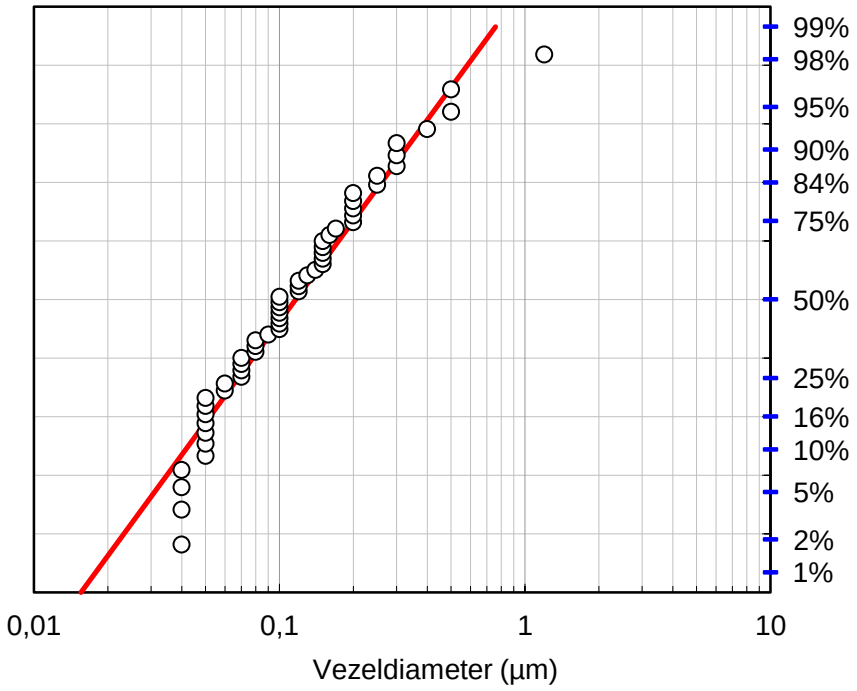
Tabel 5.5 *Gemiddelde vezeldimensies (lengte, diameter en lengte-diameter verhouding) en het percentage vezels langer dan 5 µm voor chrysotiel, amfibool en overige minerale vezels*

Vezeldimensie (µm)	Chrysotiel				Amfibool				Overige minerale vezels			
	l	***d***	***l/d***	***>5 µm***	***l***	***d***	***l/d***	***>5 µm***	***l***	***d***	***l/d***	***>5 µm***
Gemiddelde	4,0	0,16	31	17%	3,7	0,16	25	14%	1,9	0,15	16	7%
50-percentiel [1]	2,6	0,10	27		2,8	0,14	14		1,2	0,10	10	
5-percentiel [1]	1,1	0,04	9		0,9	0,08	8		0,5	0,05	5	
95-percentiel [1]	10,1	0,50	58		9,9	0,27	64		4,4	0,30	40	

1 5-, 50-, 95-percentiel is de getalswaarde waarbij 5%, 50% respectievelijk 95% van de meetwaarden onder deze waarde zit



Afbeelding 5.5 *Cumulatieve lengteverdeling (log normale waarschijnlijkheidsverdeling) van alle aangetroffen asbestvezels in 14 metingen op 7 meetlocaties*



Afbeelding 5.6 *Cumulatieve diameterverdeling (log normale waarschijnlijkheidsverdeling) van alle aangetroffen asbestvezels in 14 metingen op 7 meetlocaties*

5.5 Bespreking meetresultaten

In paragraaf 5.1 – 5.4 zijn de meetresultaten per meetlocatie gepresenteerd. Hieronder volgt een vergelijking van de resultaten tussen de verschillende meetlocaties, waarbij wordt ingegaan op de ruimtelijke variatie en de variatie in de tijd. Variaties in de tijd worden voornamelijk veroorzaakt door verschillen in meteo-omstandigheden.

5.5.1 Variatie in meteo omstandigheden

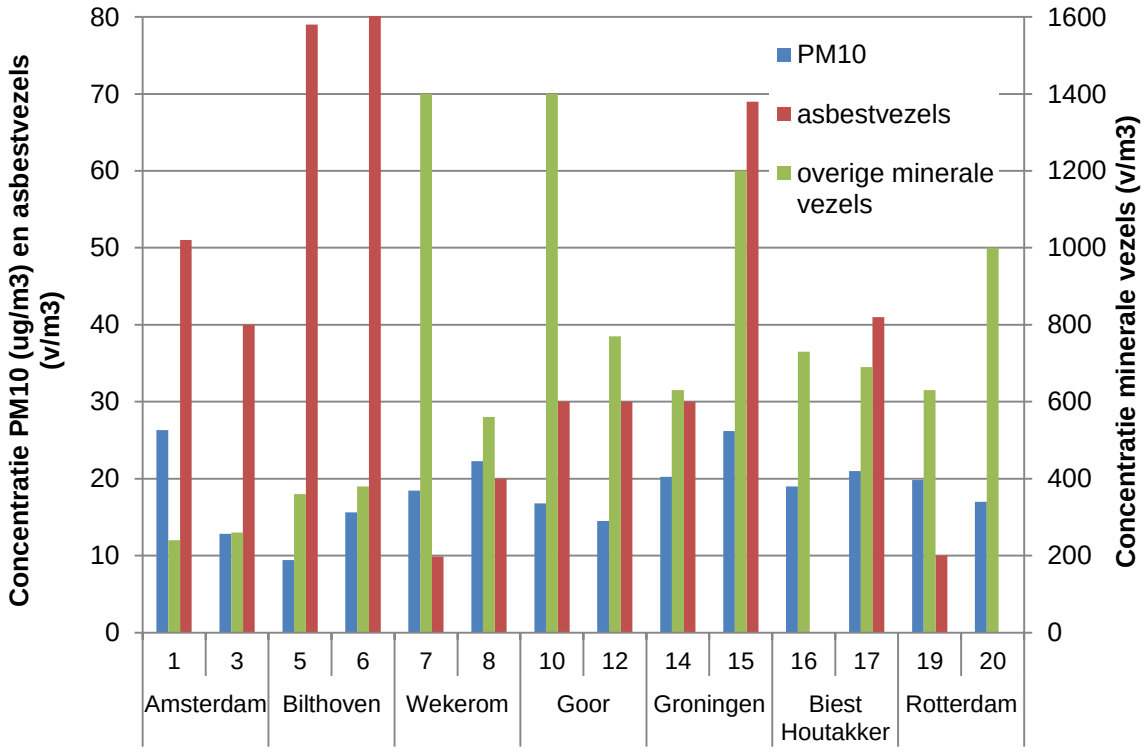
Relevante meteofactoren zijn: neerslag, luchtvochtigheid, zonuren, zonstraling, temperatuur, windrichting en windsnelheid. De windsnelheid is de drijvende kracht voor verdunning en het opwervelen van stof (re-emissie). Naarmate de windsnelheid hoger is neemt de turbulentie toe, waardoor de verdunning van geëmitteerde deeltjes en vezels groter wordt. Daarnaast neemt de kans op re-emissie bij hogere windsnelheden toe. Neerslag is van belang bij depositie en re-emissie van vezels. Neerslag en opspattend water kunnen stofdeeltjes, inclusief vezels, invangen waardoor ze deponeren en aan oppervlakken hechten. Naarmate de oppervlakken vochtiger zijn, is de kans op re-emissie kleiner. De verspreiding van deeltjes en vezels in de lucht wordt door neerslag verkleind, omdat deze kunnen uitregenen [2]. Temperatuur, zonuren/straling en wind zijn factoren die ervoor zorgen dat het water van oppervlakken weer verdampt, wat de kans op re-emissie vergroot. Bij droog weer in combinatie met voldoende wind in een periode met een neerslagtekort is de kans op re-emissie (re-suspensie) van deeltjes en vezels het grootst.

Om te onderzoeken of in de huidige metingen de asbestconcentratie is beïnvloed door meteo-omstandigheden is een lineaire correlatieanalyse uitgevoerd tussen de gemeten asbestvezelconcentraties (tabel 7.2) en de bovengenoemde meteofactoren (tabel 6.2). Geen van de meteofactoren vertoont hierbij een relevante lineaire correlatie met de gemeten vezelconcentraties. Dit is deels te verklaren doordat de metingen tussen mei – september 2016 zijn uitgevoerd in een periode met een neerslagtekort ofwel verdampingsoverschot. In deze

periode is alleen bemonsterd bij droog weer. Omdat alleen onder deze 'worst case' omstandigheden is gemeten en de variatie in meteo omstandigheden tijdens de metingen daardoor klein was (10 – 30%) is het aantonen van een relevante correlatie niet goed mogelijk. Daarnaast zijn de gemeten asbestvezelconcentraties zeer laag met een grote spreiding (95%-betrouwbaarheidsinterval), waardoor het lastig is een correlatie te vinden.

5.5.2 Correlatie PM10 stof, asbestvezels en overige minerale vezels

De asbestvezelconcentraties in de buitenlucht zijn vergeleken met de overige minerale vezelconcentraties en PM_{10} concentraties. De PM_{10} metingen worden standaard uitgevoerd door het RIVM en zijn onderdeel van het Landelijk Meetnet Lucht (LML). Een drietal asbestmetingen zijn uitgevoerd op de meetstations van het LML: Groningen, Biest-Houtakker, Wekerom. Deze metingen kunnen direct gekoppeld worden aan de PM_{10} data. Voor de vier andere meetlocaties is het dichtst bij zijnde LML meetstation genomen voor een vergelijking tussen de concentratie aan asbestvezels en PM_{10}. In afbeelding 5.7 zijn de concentraties aan asbestvezels, overige minerale vezels en PM_{10} in een grafiek weergegeven. Uit deze grafiek blijkt al dat er geen sprake is van een (lineaire) correlatie tussen de concentratie asbestvezels, minerale vezels en PM_{10} stof. Op basis van een (lineaire) correlatieanalyse blijkt tevens dat er geen lineair verband bestaat tussen de gemeten stof- en vezelconcentraties.



Afbeelding 5.7 *Vergelijking van de gemeten concentraties asbestvezels (vezels/m^3), overige minerale vezels (vezels/m^3) en PM_{10} (µg/m^3).*

5.5.3 Type meetlocaties en variatie in ruimte in tijd

In het plan van aanpak zijn vier typen locaties gedefinieerd:

- grote/middelgrote steden (Amsterdam, Rotterdam en Groningen)
- achtergrondgebieden (Bilthoven en Wekerom)
- voormalige lokale bron (Goor)
- 'verspreide' bron (Biest-Houtakker)

Omdat op basis van het 95%-betrouwbaarheidsinterval, tussen de diverse typen locaties geen significant verschil in asbestvezelconcentratie aanwezig is, is een onderscheid naar type locatie echter niet relevant.

Als alle zeven locaties afzonderlijk met elkaar worden vergeleken blijkt dat de variantie tussen de meetlocaties (73%) over het algemeen groter is dan de variantie binnen een meetlocatie (2 - 48%). Alleen voor Biest-Houtakker en Rotterdam is de 'binnen-locatie' variantie groter (140%) vanwege het feit dat in één van de duplo metingen geen asbest is aangetroffen. Dit verschil in variantie duidt op mogelijke relevante ruimtelijke verschillen in asbestvezelconcentraties, die mogelijk het gevolg kunnen zijn van al dan niet incidentele bronnen. Gezien de kleine data set (14 metingen) ontbreekt hiervoor een goede statistisch onderbouwing. Hierbij moet ook rekening worden gehouden met het verschil in meetperioden op de locaties, aangezien alle metingen zijn uitgevoerd op verschillende data. Dit betekent dat de verschillen ook veroorzaakt kunnen zijn door de variatie in de tijd.

De verschillen in gemeten asbestvezelconcentraties tussen de zeven meetlocaties blijkt op basis van het 95%-betrouwbaarheidsinterval, uitgezonderd twee meetlocaties, niet significant. Alleen op de meetlocatie in Bilthoven blijkt de asbestvezelconcentratie significant hoger te liggen dan het gemiddelde niveau in Nederland en op de meetlocatie in Rotterdam blijkt de asbestvezelconcentratie juist iets lager te liggen. Rotterdam is de enige locatie waarvan de metingen in juli 2016 zijn uitgevoerd, wat een mogelijk oorzaak zou kunnen zijn voor de lage asbestvezelconcentratie. Op de meetlocatie in Bilthoven zijn geen nabijgelegen asbestbronnen geconstateerd, zoals asbestcementdaken. Ook zijn tijdens de metingen in de omgeving geen asbestsloopwerkzaamheden uitgevoerd. Wel blijkt dat bij beide metingen een duidelijke Noordoostelijke windrichting aanwezig was. Op basis van de andere metingen blijkt dat de asbestvezelconcentratie niveaus bij deze windrichting iets hoger liggen dan bij de andere windrichtingen. Echter, op basis van het beperkt aantal metingen in dit indicatieve onderzoek kan deze tendens niet statistisch worden onderbouwd.

6 Vergelijking historische achtergrondconcentratie metingen

Om te kunnen toetsen in hoeverre de emissie van asbestvezels in het milieu is teruggebracht, moet inzicht worden verkregen in de asbestvezelconcentratieniveaus in het verleden. In het onderstaande hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van historische meetresultaten in Nederland (paragraaf 6.1). Omdat in België in het verleden (1998/1999 en 2006) ook achtergrondconcentratie metingen zijn uitgevoerd is tevens een overzicht gegeven van deze meetresultaten (paragraaf 6.2). De metingen in Nederland zijn uitgevoerd voor het verbod op rem- en frictiematerialen in 1991 en voor het algemene verbod in 1993. In België is het verbod op de toepassing van asbesthoudende materialen in 1998 van kracht geworden. De metingen in België zijn uitgevoerd net na dit verbod. In alle metingen in Nederland en België is gebruik gemaakt van TEM als analysetechniek.

6.1 Historische metingen in Nederland

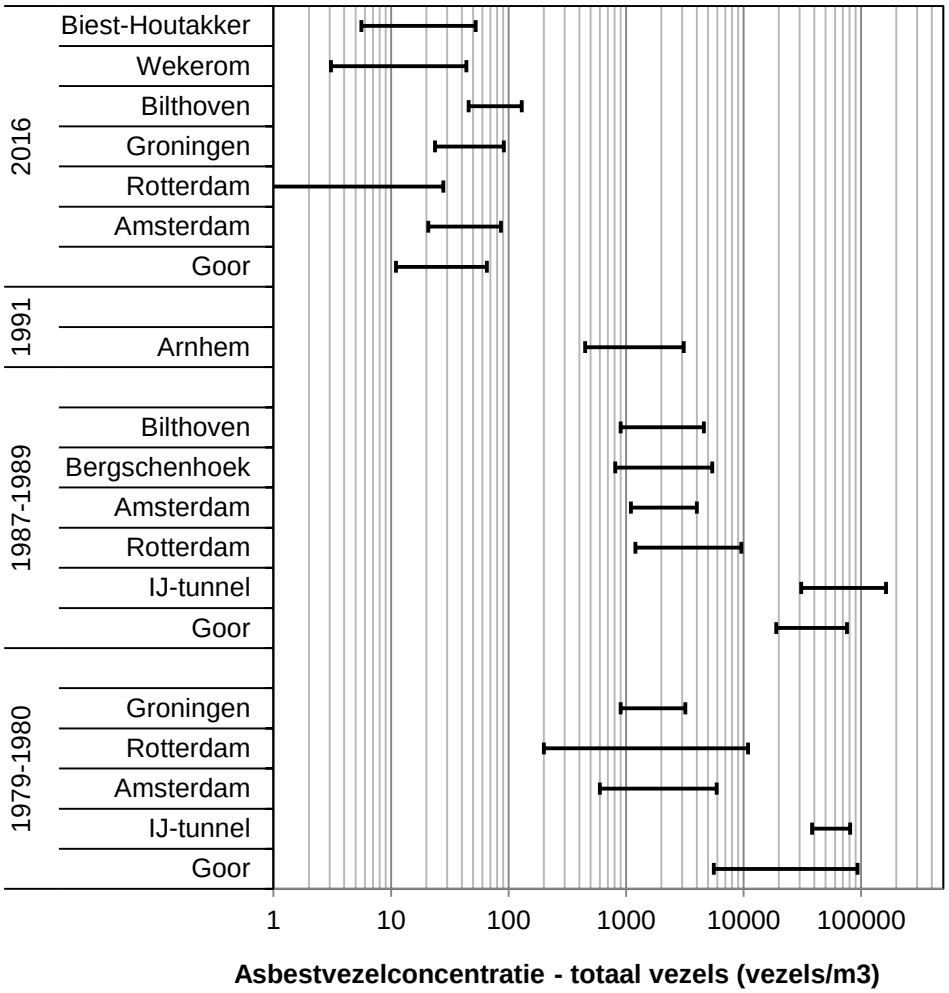
In Nederland zijn in het verleden twee onderzoeken uitgevoerd voor de bepaling van de achtergrondconcentratie aan asbestvezels in de buitenlucht [1,2]. De metingen zijn uitgevoerd door middel van weekmetingen in de perioden 1978-1979 en 1989-1990. Voor de analyse zijn 4 metingen samengevoegd tot een maandgemiddeld monster. De onderzoeken richtten zich op 4 typen locaties:

- Landelijke gebieden: o.a. Bilthoven
- Locaties nabij stationaire bronnen: o.a. Goor (asbestverwerkende fabriek) en Bergschenhoek (asbest stortplaats)
- Verkeerslocaties: o.a. de IJtunnel (rem/frictiematerialen)
- (Middel)grote steden: o.a. Amsterdam, Rotterdam en Groningen

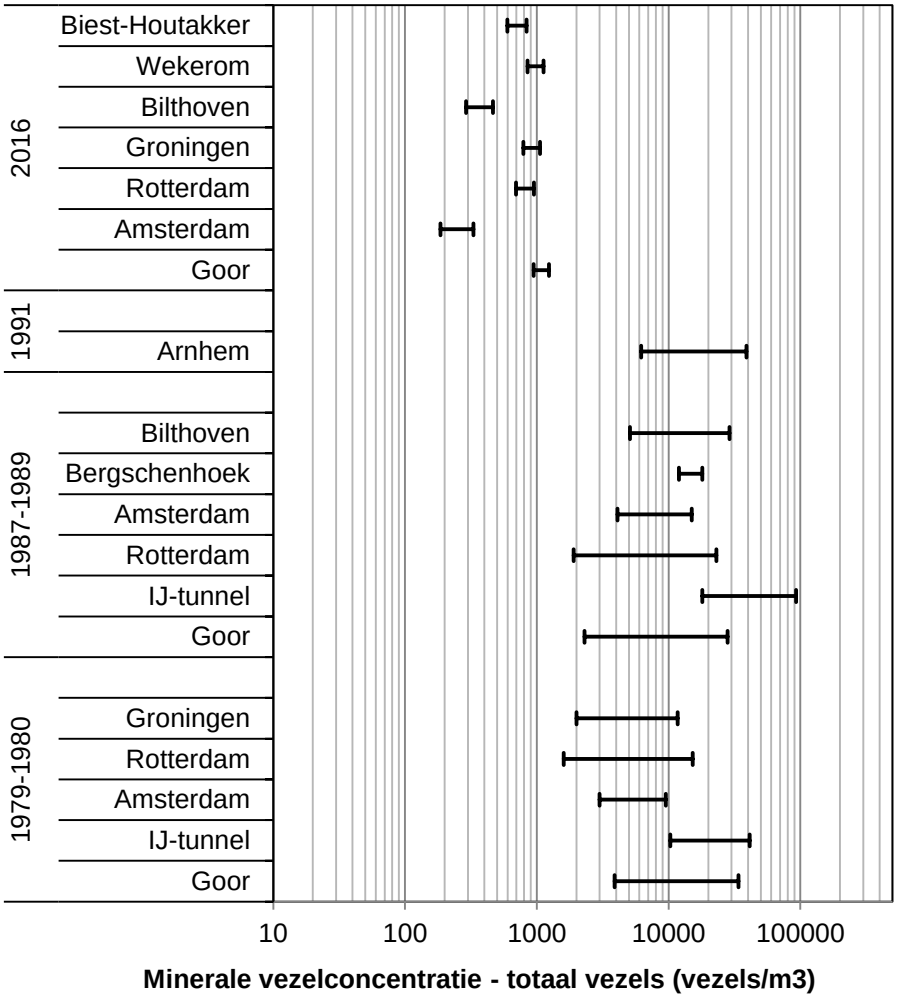
In 1990 zijn tevens enkele metingen uitgevoerd in Arnhem in de omgeving van asbestsloop werkzaamheden [8].

Vezelconcentraties

In afbeelding 6.1 zijn de meetresultaten van de meest relevante locaties gepresenteerd, samen met de resultaten van het huidige onderzoek. In alle drie onderzoeken is naast asbestvezels ook gekeken naar overige minerale vezels; de resultaten hiervan zijn weergegeven in afbeelding 6.2. In beide figuren is voor de onderzoeken in het verleden de spreiding van de nominale (gemiddelde) meetwaarden gegeven; dit geldt ook voor het gemiddelde in Nederland in 2016. Daarnaast is voor het huidige onderzoek per locatie de onder- en bovengrens gegeven van het meetkundig gemiddelde over 2 metingen.



Afbeelding 6.1 *De spreiding van gemeten asbestvezelconcentraties in de Nederlandse buitenlucht in de perioden 1979-1980, 1987-1989, 1991 en 2016*



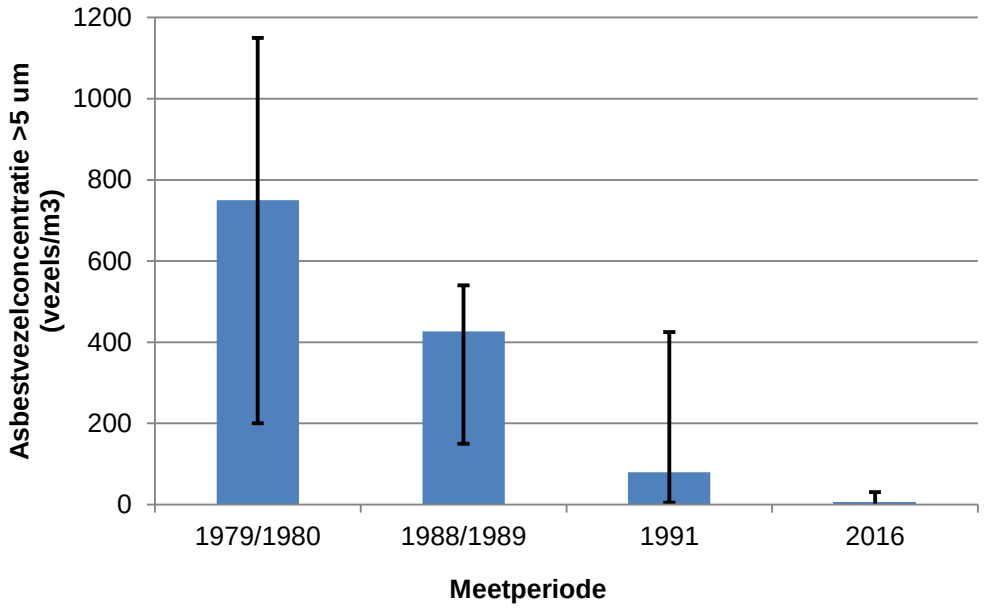
Afbeelding 6.2 *De spreiding van gemeten minerale vezelconcentraties in de Nederlandse buitenlucht in de perioden 1979-1980, 1987-1989, 1991 en 2016*

In afbeeldingen 6.3 - 6.5 zijn de gemiddelde meetwaarden (inclusief spreiding) over alle meetperioden in Nederland met elkaar vergeleken. Dit is gedaan voor alle asbestvezels, asbestvezels groter dan 5 µm en alle overige minerale vezels. Bij deze vergelijking is alleen gebruik gemaakt van landelijke en stedelijke gebieden zonder directe invloed van nabijgelegen bronnen zoals asbestverwerkende industrie, verkeer (tunnels, direct langs snelwegen) en stortplaatsen.

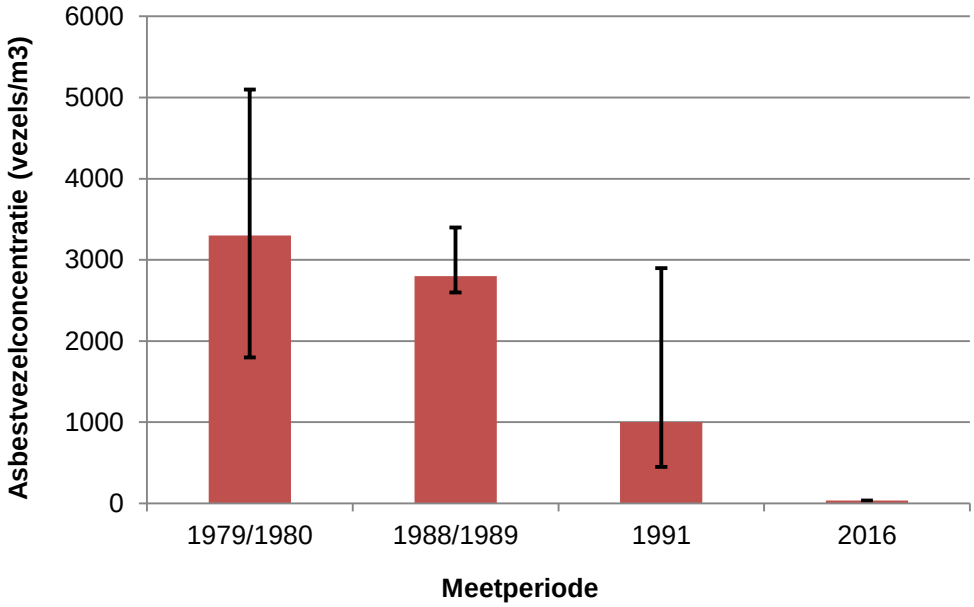
Als de huidige gemeten asbestconcentraties in landelijk en stedelijk gebied worden vergeleken met die uit de metingen in 1979/1980 en 1988/1989 dan zijn de concentratieniveaus met een factor 80 gereduceerd; dit geldt voor zowel het totaal aan asbestvezels als asbestvezels groter dan 5 µm. Als kanttekening moet hierbij worden geplaatst dat de analyseresultaten van toen maandgemiddelde asbestvezelconcentraties zijn waarbij de metingen zijn uitgevoerd onder diverse meteorologische omstandigheden (nat en droog weer). In het huidige onderzoek zijn de concentraties gebaseerd op 2-3 daagse metingen onder ‘worst case’ omstandigheden (droog weer). Dit betekent dat de reductiefactor waarschijnlijk nog hoger is.

Voor de overige minerale blijkt ook dat de concentratieniveaus zijn gedaald. Met een factor 10 is de daling echter minder sterk dan voor asbestvezels. De reden van deze daling in minerale vezelconcentraties valt niet goed te verklaren. Het kan zijn dat bepaalde minerale vezelbronnen van toen nu niet meer voorkomen. Bijvoorbeeld, uit de metingen in de IJtunnel blijkt dat hier de minerale vezelconcentraties een factor 3 hoger liggen dan in achtergrond in landelijke/stedelijke gebieden. Het kan zijn dat de veranderende samenstelling in rem- en frictiematerialen ook een invloed heeft gehad op de concentratieniveaus van minerale vezels. Ook zou de monsterpreparatie een invloed kunnen hebben op het aantal minerale vezels. In de huidige methode wordt gebruik gemaakt van 0,1M HCl als spoelvloeistof, terwijl in het verleden alleen stofvrij water is gebruikt als filtratievloeistof. Als laatste zou het verschil in analysetechniek (SEM vs TEM) ook van invloed kunnen zijn geweest op de concentraties aan overige minerale vezels.

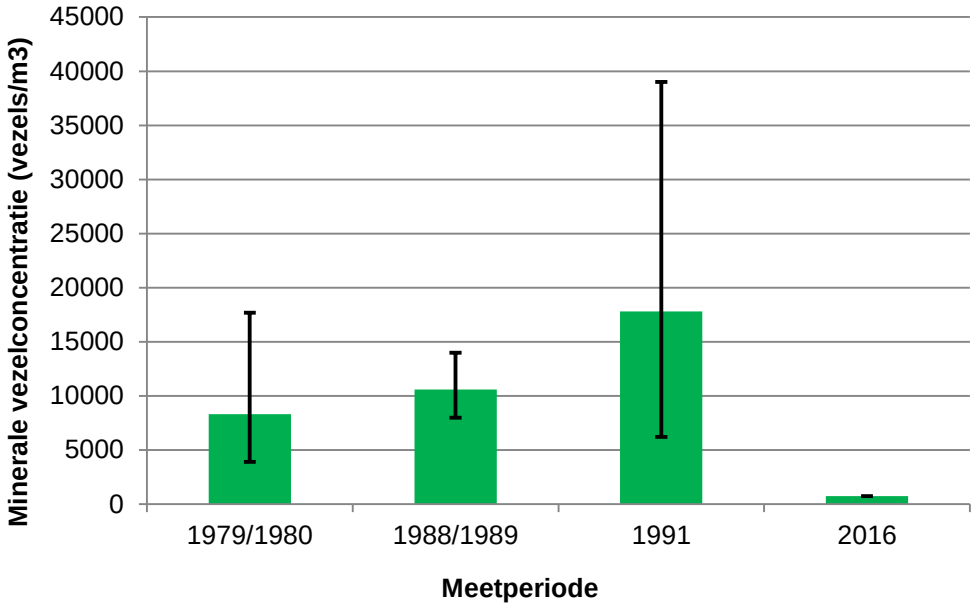
De sterke toename in toepassingen met ‘man made mineral fibres’ heeft vooralsnog niet gezorgd voor een toename in ‘potentieel’ MMMF achtergrondconcentraties in Nederland. In de perioden 1978/1979, 1988/1989 en 2016 zijn de ‘potentieel’ MMMF vezelconcentraties respectievelijk ca. 1200, 4600 en 400 vezels/m^3. Het is waarschijnlijk dat de als ‘potentieel’ MMMF gekarakteriseerde vezels in de perioden 1978/1979 en 1988/1989 in werkelijkheid niet allemaal ‘man made’ zijn. Daarnaast hebben de MMMF vezels over het algemeen grotere diameters en vertonen ook geen splijtgedrag. Dit betekent dat ze veel sneller zullen deponeren op de bodem en minder snel re-suspenderen naar de lucht.



Afbeelding 6.3 *Vergelijking gemiddelde asbestvezelconcentraties voor vezels > 5 µm in landelijke en stedelijke gebieden in Nederland tussen 1979 en 2016.*



Afbeelding 6.4 *Vergelijking gemiddelde asbestvezelconcentraties in landelijke en stedelijke gebieden in Nederland tussen 1979 en 2016.*



Afbeelding 6.5 *Vergelijking gemiddelde minerale vezelconcentraties in landelijke en stedelijke gebieden in Nederland tussen 1979 en 2016.*

Vezeldimensies

In Tabel 6.1 zijn de asbest vezeldimensies voor de drie meetperioden (1979-1980, 1988-1989, 2016) weergegeven. Van de lengte (l) en diameter (l) zijn de 5-, 50-, en 95-percentiel waarden gegeven en van de l/d-verhouding de gemiddelde waarde (GEM) en de spreiding. Tevens is het percentage asbestvezels met een lengte groter dan 5 µm ten opzichte van het totaal aantal asbestvezels berekend.

Uit de resultaten blijkt dat de asbest vezeldimensies (inclusief vezellengte- en vezeldiameterverdeling) in het huidige onderzoek niet significant verschillen van de vezeldimensies in de eerdere metingen in 1978/1979 en 1988/1989. Ditzelfde geldt voor het aandeel aan vezels groter dan 5 µm. Dit heeft waarschijnlijk te maken met het feit dat grote vezels na emissie vrij snel op de bodem deponeren en niet meer in de lucht terecht komen door re-suspensie. Dat heeft als consequentie dat de dimensies van asbestvezels in de buitenlucht altijd eenzelfde bovengrens zullen hebben. De ondergrens (5-percentiel) van de vezellengte en vezeldiameter in de meetperiode 2016 zijn ook vergelijkbaar met de eerdere meetperioden. Dit betekent dat de resolutie van de bij het huidige onderzoek gebruikte FEG-SEM, evenals bij de destijds gebruikte TEM, voldoende hoog is om ook de dunne elementaire chrysotielvezels te detecteren. Dat er desondanks relatief minder zeer dunne chrysotielvezels worden aangetroffen wordt waarschijnlijk veroorzaakt door het wegvallen van de emissie uit remvoeringen, waaruit vrijwel destijds uitsluitend zeer dunne chrysotielvezels werden geëmitteerd.

Tabel 6.1 *Vergelijking van asbest vezeldimensies (lengte, diameter en lengte-diameter verhouding) voor de perioden 1979-1980, 1987-1989 en 2016*

Meetperiode	lengte (µm)			diameter (µm)			l/d-verhouding		% vezels >5µm	
	5%	50%	95%	5%	50%	95%	GEM	Spreiding	GEM	Spreiding
1979-1980	1,1	2,5	14	0,04	0,1	0,28	33	13 - 84	20%	5 – 35%
1988-1989	0,5	2,1	12	0,05	0,09	0,27	28	7 - 60	11%	5 – 20%
2016	0,9	2,6	11	0,04	0,10	0,44	29	9 - 59	16%	6 – 40%

Vezeltypen

Tabel 6.2 geeft een vergelijking van de diverse aangetroffen vezeltypen in de drie meetperioden (1979-1980, 1988-1989, 2016). Hierbij is eerst een aparte verdeling over asbestvezels en minerale vezels gegeven, waarna een gezamenlijke verdeling over het totaal aantal vezels is te zien. Een deel van de overige minerale vezels is als potentieel MMMF gekarakteriseerd (zie paragraaf 5.3) en is als aparte vezelgroep in de tabel opgenomen.

Uit de resultaten blijkt dat het percentage chrysotielasbest ten opzichte van het totale aantal asbestvezels in het onderzoek uit 1978/1979 en 1988/1989 hoger ligt dan in het huidige onderzoek (2016), namelijk 95% ten opzichte van 75%. Dit is logisch aangezien de toenmalige emissiebronnen, die zorgden voor een hoge achtergrondconcentratie in de buitenlucht, voornamelijk chrysotiel bronnen waren, met als belangrijkste bron het verkeer (remvoeringen). De verhouding tussen crocidoliet asbest en amosiet asbest is daarentegen vrij constant in alle drie de onderzoeken.

Voor de groep minerale vezels blijkt dat in 2016 dezelfde vezeltypen worden aangetroffen als in 1978/1979 en 1988/1989. Ook is de verhouding tussen de verschillende minerale vezeltypen redelijk constant, met een paar uitzonderingen. In 2016 worden iets meer aluminiumsilicaten aangetroffen (16% in 2016 ten opzichte van 2 – 8% in 1978/1979 en 1988/1989) en iets minder

magnesium-aluminiumsilicaten (3% in 2016 ten opzichte van 18% in 1978/1979). Het is mogelijk dat interpretatieverschillen van EDX-spectra van minerale vezels hiervan de oorzaak zijn. Daarnaast zou ook het gebruik van 0,1M HCl bij de filterpreparatie in 2016 ervoor kunnen hebben gezorgd dat magnesium is uitgeloogd/opgelost.

Tabel 6.2 *Vergelijking van vezeltypen asbest en minerale vezels (inclusief indeling in potentieel MMMF) voor de perioden 1979-1980, 1988-1989 en 2016*

Vezelgroep	**1979/ 1980**	**1988/ 1989**	**2016**
Verdeling asbestvezeltypen			
chrysotiel	94%	95%	71%
crocidoliet	5,0%	4,4%	25%
amosiet	1,0%	0,6%	4,1%
Verdeling minerale vezeltypen			
Al2O3-vezels (korund), potentieel MMMF	4%	17%	19%
kwartsvezels (potentieel MMMF) en diatomeefragmenten	14%	25%	17%
rutiel of polytitanaten, potentieel MMMF	1%	7%	3%
aluminiumsilicaten (kleimineralen), potentieel keramische vezels	2%	8%	16%
natrium-aluminiumsilicaten, potentieel glaswol			1%
Fe2O3 of Fe2O3.H2O-vezels (hematiet of goethiet)	5%	42% (totaal minerale vezels)	4%
gibsiet, diaspoor	54%		32%
magnesium-aluminiumsilicaten (palygorskiet, kleimineralen)	18%		3%
ijzer-aluminiumsilicaten (palygorskiet, kleimineralen), mogelijk steenwol	1%		2%
calcium-aluminiumsilicaten (kleimineralen), mogelijk steenwol			1%
magnesiumsilicaten, talk			1%
Verdeling vezelgroepen			
asbest	32%	22%	3,7%
potentieel MMMF	15%	43%	54%
overige vezels	53%	35%	42%

6.2 Metingen in het buitenland

In België hebben asbestvezel concentratiemetingen plaatsgevonden in de perioden 1998, 1999 en 2006 [9,10,11]. De metingen zijn uitgevoerd in enkele landelijke en stedelijke gebieden om de achtergrondconcentratie in de buitenlucht te kunnen vaststellen. Daarnaast zijn metingen in de nabijheid van enkele stortplaatsen voor asbestafval uitgevoerd. In de drie onderzoeken zijn alleen de asbestvezels groter dan 5 µm geanalyseerd met TEM. De resultaten zijn in tabel 6.3 samengevat.

In vergelijking met het huidige onderzoek in Nederland zijn in 1998 en 1999 in België nog wel verhoogde asbestvezelconcentraties in de buitenlucht aangetroffen. De concentraties zijn wel een factor 2-4 lager dan de concentraties die in Nederland in de periode 1979-1980 en 1988-1989 zijn aangetroffen. Dit heeft waarschijnlijk te maken met het feit dat de metingen in België zijn uitgevoerd net na de inwerkingtreding van het asbestverbod (1998), waardoor al een reductie in de asbestvezelconcentratie in de buitenlucht merkbaar was. In 2006 zijn de achtergrondniveaus in

de buitenlucht zodanig laag dat met TEM geen significante asbestvezelconcentraties konden worden gemeten. De bepalingsondergrens van de TEM methode ligt een factor 10 hoger dan de asbestvezelconcentraties die in het huidige onderzoek in Nederland zijn gemeten. Een verdere verlaging van de achtergrond niveaus ten opzichte van 2006 (in België) kan daarom niet worden vastgesteld.

Tabel 6.3 *Vergelijking van gemeten asbestvezelconcentraties (vezels > 5 µm) in de buitenlucht in België in de perioden 1998, 1999 en 2006 en in Nederland in de periode 2016*

Periode	**Meetlocatie**	**Concentratie vezels > 5µm**	
		v/m^3	**spreiding**
1998	stortplaatsen Opoeteren en Huldenberg	590	450 - 790
1999	stedelijk gebied (Borgerhout)	195	
	woongebied (Schilde)	145	
2006	stortplaats Huldenberg	< 88	
	afvalverwerkend bedrijf te Lubbeek	< 65	
	stedelijk gebied	< 76	
	landelijk gebied	< 92	

7 Vergelijking met milieukwaliteitsdoelstellingen

7.1 Milieukwaliteitsdoelstellingen

In 2010 heeft de Gezondheidsraad (GR), op basis van een evaluatie van wetenschappelijke studies, nieuwe risiconiveaus afgeleid voor asbest [3]. Deze risiconiveaus geven de jaargemiddelde asbestconcentraties waarbij 1 per miljoen en 1 per 10.000 mensen overlijden ten gevolge van aan asbest gerelateerd mesothelioom of longkanker. Voor milieublootstelling heeft de Gezondheidsraad de volgende risiconiveaus afgeleid (jaargemiddelde concentratie):

- Verwaarloosbaar Risico (VR) niveau: een concentratie van 28 vezels/m^3 chrysotiel, 3 vezels/m^3 amfibool asbest of 13 vezels/m^3 gemengd asbest (<20% amfibool); dit niveau komt overeen met een sterftekans van 1 per miljoen (10^{-6}) *bij levenslange blootstelling*;
- Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR) niveau: een concentratie van 2.800 vezels/m^3 chrysotiel, 300 vezels/m^3 amfibool asbest of 1.300 vezels/m^3 gemengd asbest (<20% amfibool): dit niveau komt overeen met een sterftekans van 1 per 10.000 (10^{-4}) *bij levenslange blootstelling*.

De genoemde waarden voor milieu gelden voor asbestvezels met een lengte van minimaal 5 µm [3].

De risiconiveaus die door de Gezondheidsraad zijn afgeleid voor milieublootstelling liggen − afhankelijk van het soort asbest − een factor 30 tot 40 lager dan de tot dan toe gehanteerde VR (1.000 vezels/m^3 chrysotiel of 100 vezels/m^3 amfibool asbest) en MTR (100.000 vezels/m^3 chrysotiel of 10.000 vezels/m^3 amfibool asbest), die gebaseerd waren op het Basisdocument Asbest 1987 [12]. De VR en MTR risiconiveaus hebben geen wettelijke status, maar zijn wel milieukwaliteitsdoelstellingen, waarbij het VR-niveau kan worden beschouwd als een streefwaarde voor het milieu.

7.2 Vergelijking achtergrondconcentraties met advieswaarden GR

Het Gezondheidsraad advies geeft in geval van blootstelling aan een gemengde asbestvezel samenstelling alleen een risiconiveau voor een asbestmengsel met minder dan 20% amfibool. Bij asbestvezel samenstellingen met meer dan 20% amfibool is toetsing niet goed mogelijk. In het gezamenlijke rapport van TNO en RIVM, over de praktische consequenties van het advies van de Gezondheidsraad inzake asbest, wordt voorgesteld om vezelequivalenten te hanteren [4].

In plaats van vezelequivalenten is in de NEN 2991 een blootstellingsindex ingevoerd, zoals ook voor een gemengde blootstelling aan andere toxische stoffen al wordt toegepast [13]. Deze blootstellingsindex (B.I.) is een factor die in de NEN 2991 wordt gebruikt om ook bij een gemengde blootstelling aan chrysotiel en amfibool asbestvezels in de lucht de overschrijding ten opzichte van de grenswaarde vast te kunnen stellen. Hierbij wordt de gemeten concentratie van elke asbestsoort (chrysotiel en amfibool asbest) gedeeld door de betreffende grenswaarde. Het hanteren van een blootstellingsindex is in lijn met de door de Gezondheidsraad voorgestelde verschillen in de carcinogene potentie van chrysotiel en amfibool asbest.

De blootstellingsindex wordt als volgt berekend:

Blootstellingsindex = concentratie amfibool asbest / 3 + concentratie chrysotiel / 28

Wanneer de blootstellingsindex kleiner is dan ‘1 ‘ is er *geen* overschrijding en wanneer deze groter is dan ‘1’ is er *wel* een overschrijding van de advieswaarde.

Om de meetonzekerheid te verkleinen zijn in tabel 7.1 per meetlocatie de meetkundig (gewogen) gemiddelde asbestvezelsconcentraties (vezels > 5 µm) uitgerekend conform ISO 14966 (Annex E – combination of the results from multiple samples) [5]. Dit betekent dat per locatie de twee individuele meetresultaten (ca. 2,5 daags-gemiddelde resultaten) worden gemiddeld tot één 5-daags gemiddelde vezelconcentratie. Per meetlocatie is zowel de nominale waarde als de bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval (Poisson verdeling) vergeleken met de door de Gezondheidsraad geadviseerde VR niveaus.

Tabel 7.1 *Meetkundig (gewogen) gemiddelde asbestvezelconcentraties (vezels lengte > 5 µm) per locatie in Nederland in 2016, uitgedrukt in vezels/m^3 en toetsing aan het Verwaarloosbaar Risico niveau (advieswaarden Gezondheidsraad) op basis van de blootstellingsindex.*

Lokatie	**chrysotiel (v/m^3)**		**amfibool (v/m^3)**		**totaal (v/m^3)**		**Blootstellingsindex**	
	nominaal	**95%-interval**	**nominaal**	**95%-interval**	**nominaal**	**95%-interval**	**nominaal**	**bovengrens**
Amsterdam		< 15	5	0 - 28	5	0 - 28	**1,7**	**9,3**
Bilthoven	5	0 - 28		< 15	5	0 - 28	0,2	1,0
Wekerom	5	0 - 27		< 15	5	0 - 27	0,2	1,0
Goor	0	< 15		< 15	0	0 - 15	0,0	0,5
Groningen	15	3 - 44	5	0 - 28	20	5 - 51	**2,2**	**10,9**
Biest-Houtakker	5	0 -28		< 15	5	0 - 28	0,2	1,0
Rotterdam		<15		<15	0	0 - 15	0,0	0,5
Rekenkundig gemiddelde	4,3		1,4		5,7		0,6	**3,5**

Op basis van tabel 7.1 blijkt dat de gemeten asbestvezelconcentraties op de zeven meetlocaties ruim onder het door de Gezondheidsraad geadviseerde MTR niveau liggen. Op twee van de zeven meetlocaties (29%) ligt de asbestvezelconcentratie boven het door de Gezondheidsraad geadviseerde VR niveau, te weten Amsterdam en Groningen. Dit geldt zowel voor de nominale waarden als voor de bovengrens van het 95%-betrouwbaarheidsinterval. Op basis van het indicatieve onderzoek met 7 meetlocaties is het uitrekenen van een gemiddelde concentratie over heel Nederland niet mogelijk en ook niet zinvol. Wel is als indicatie het rekenkundig gemiddelde bepaald. Hieruit blijkt dat de gemiddelde asbestvezelconcentratie over de zeven meetlocaties onder het VR niveau ligt, maar dat de bovengrens van het 95%-betrouwbaarheidsinterval nog wel boven het door de Gezondheidsraad geadviseerde VR niveau uitkomt.

Bij bovenstaande toetsing dienen wel een aantal kanttekeningen te worden geplaatst. Het VR-niveau is gebaseerd op een jaargemiddelde concentratie, terwijl in dit onderzoek per meetlocatie een 5-daags gemiddelde concentratie is vastgesteld. Daarnaast zijn de metingen tussen mei – september 2016 uitgevoerd in een periode met een neerslagtekort ofwel verdampingsoverschot. Onder deze ‘worst case’ omstandigheden zal de achtergrondconcentratie aan asbestvezels hoger liggen dan in perioden met een neerslagoverschot.

8 Conclusie en aanbevelingen

Asbestvezels in de Nederlandse buitenlucht

- De gemeten asbestvezelconcentraties in de buitenlucht zijn minimaal een factor 80 lager dan de gemeten asbestvezelconcentratie niveaus in de perioden 1979-1980 en 1988-1989. Dit geldt voor zowel het totale aantal asbestvezels als voor de vezels groter dan 5 µm. Deze aanzienlijke reductie lijkt samenhang te vertonen met het verbod op de toepassing van asbesthoudende rem- en frictiematerialen (1991) en het algemene verbod op het gebruik van asbesthoudende materialen (1993).

- De gemeten nominale asbestvezelconcentraties in de buitenlucht zijn laag en variëren al naar gelang de meetlocatie. Significante verschillen tussen de meetlocaties zijn echter nauwelijks aanwezig. De rekenkundig gemiddelde asbestvezelconcentratie over de zeven meetlocaties is 35 vezels/m^3 met een spreiding van <30 – 81 vezels/m^3. Evenals bij de in het verleden uitgevoerde onderzoeken is slechts een klein deel van deze vezels langer dan 5 µm (ca. 16%). De rekenkundig gemiddelde concentratie aan asbestvezels met een lengte groter dan 5 µm is 6 vezels/m^3 met een spreiding van <30 – 30 vezels/m^3.

- Op twee van de zeven meetlocaties (29%) wordt het door de Gezondheidsraad afgeleide Verwaarloosbaar Risico (VR) niveau overschreden. De rekenkundig gemiddelde asbestvezelconcentratie over de zeven meetlocaties ligt onder het VR niveau, maar de bovengrens van het 95%-betrouwbaarheidsinterval komt nog wel boven het door de Gezondheidsraad afgeleide VR niveau uit.

- Het grootste deel van de aangetroffen asbestvezels zijn van het type chrysotiel (71%). Daarnaast zijn ook crocidolietvezels (25%) en amosietvezels (4%) aangetroffen. Ten opzichte van de meetperioden 1979-1980 en 1988-1989 zijn nu meer amfiboolvezels aangetroffen (29% ten opzichte van 5-6%); de verhouding tussen crocidoliet en amosiet is wel vergelijkbaar. Dit is mogelijk het gevolg van het feit dat in de eerdere metingen nog ‘actieve’ chrysotiel bronnen aanwezig waren, met name verkeer (asbesthoudende rem- en frictiematerialen).

- De aangetroffen asbestvezels zijn over het algemeen klein. De mediane vezellengte is 2,6 µm met een spreiding (5-/95-percentiel) van 0,9 – 11 µm en de mediane diameter is 0,10 µm met een spreiding van 0,04 – 0,44 µm. De lengte/diameter verhouding van de vezels is gemiddeld 29 (9 – 59). De vezeldimensies zijn hiermee vergelijkbaar met de aangetroffen asbestvezels in de meetperioden 1979-1980 en 1988-1989.

Overige minerale vezels in de Nederlandse buitenlucht

- De concentraties aan overige minerale vezels varieert tussen de 360 en 1400 vezels/m^3. Hiermee is de minerale vezelconcentratie een factor 10 lager dan de gemeten vezelniveaus in de perioden 1979-1980 en 1988-1989. De minerale vezels zijn over het algemeen korter dan asbestvezels. De daling in concentraties overige minerale vezels kent een grote bandbreedte aan mogelijke oorzaken. Het kan zijn dat bepaalde minerale vezelbronnen nu niet meer voorkomen, maar ook kan het verschil in analysemethode (SEM vs TEM) een rol hebben gespeeld.

- Er worden over het algemeen dezelfde typen overige minerale vezels aangetroffen als in de meetperioden 1979-1980 en 1988-1989, met ruim 40% aan natuurlijke vezelvormige

(klei)mineralen en een kleine 60% aan potentiele ‘man made mineral fibres’ (MMMF), waaronder keramische vezels en kwartsvezels. Het aandeel aan potentieel MMMF vezels is in vergelijking met de vorige meetperioden wel hoger.

- Ondanks het toegenomen aandeel aan potentiele MMMF vezels in vergelijking met het totaal aantal overige minerale vezels is de absolute concentratie aan potentiele MMMF vezels niet gestegen ten opzichte van de voorgaande meetperioden. De sterke toename in productie van ‘man made mineral fibres’ heeft vooralsnog geen meetbaar effect op de achtergrondconcentraties aan MMMF in Nederland. MMMF vezels hebben over het algemeen een grotere vezeldiameter dan asbestvezels en vertonen ook geen splijtgedrag. Dit betekent dat ze na emissie veel sneller zullen deponeren op de bodem en minder snel zullen re-suspenderen naar de lucht.

Toegepaste meetmethode

- Met de bestaande NEN-ISO gestandaardiseerde bepalingsmethoden voor asbestvezels in lucht is het niet mogelijk om een onderste bepalingsgrens te halen die aansluit op de door de Gezondheidsraad voorgestelde verwaarloosbare risiconiveaus (3 – 28 vezels/m^3).

- Met de nieuw ontwikkelde directe SEM-methode, gebaseerd op een combinatie van de NEN-ISO 14966 en NEN-ISO 13794, is een bepalingsondergrens van ca. 30 vezels/m^3 praktisch haalbaar. De nieuwe SEM-methode is gevalideerd en is in staat om vezels met een diameter van 0,04 – 0,05 µm en een lengte van 0,5 – 0,7 µm nog goed te detecteren. De asbest vezelafmetingen in de buitenlucht (95-percentiel) zijn groter dan deze minimale afmetingen.

9 Referenties

[1] Den Boeft, J.; Lanting, R.W. (1981)
Asbest en andere minerale vezels in de buitenlucht (oriënterende metingen van concentratieniveaus in Nederland)
Rapport G856, juni 1981, TNO, Delft

[2] Den Boeft, J.; Lanting, R.W. (1989)
Concentratieniveaus van asbestvezels en andere minerale vezels in de buitenlucht (bronnen – verkeer – grote steden - achtergrond in Nederland)
Rapport R89/172, juli 1989, TNO, Delft

[3] Gezondheidsraad (2010)
Asbest; Risico's van milieu- en beroepsmatige blootstelling.
Den Haag, Gezondheidsraad

[4] Tempelman, J.; Tromp, P.C.; Swartjes, F.A.; Knol, A.B. (2010)
Praktische consequenties van het advies van de Gezondheidsraad inzake asbest 2010
TNO-034-UT-2010-01344, TNO, Utrecht/RIVM 607647001, RIVM, Bilthoven

[5] Nederlands Normalisatie-instituut (2003)
Buitenlucht – Bepaling van de numerieke concentratie van anorganische vezelachtige deeltjes – Scanning elektronenmicroscoop methode.
NEN-ISO 14966: 2003 en, Nederlands Normalisatie-instituut, Delft

[6] Nederlands Normalisatie-instituut (1999)
Buitenluchtmetingen - Bepaling van de concentratie aan asbestvezels met behulp van transmissie elektronenmicroscopie, directe methode
NEN-ISO 10312:1999 en, Nederlands Normalisatie-instituut, Delft

[7] Nederlands Normalisatie-instituut (1999)
Luchtkwaliteit - Buitenlucht - Bepaling van de concentratie aan asbestvezels - Bepaling met transmissie elektronenmicroscopie, indirecte methode.
NEN-ISO 13794:1999 en, Nederlands Normalisatie-instituut, Delft

[8] Den Boeft, J.
Asbestconcentratie-onderzoek nabij sloopwerkzaamheden – Een indicatief onderzoek
Rapport IMW-R92/358, januari 1993, TNO, Delft

[9] Berghmans, P.
Evaluatie van de asbest concentraties in omgevingslucht rondom stortplaatsen van categorie III
VITO rapport 1998/DIA/R56, 1998

[10] Berghmans, P.
Evaluatie van de asbestconcentraties in omgevingslucht in Vlaanderen
VITO rapport 1999/DIA/R43, 1999

[11] VMM, *Metingen van asbestconcentraties in 2006*
Vlaamse Milieumaatschappij, Erembodegem, mei 2007.

[12] Slooff, W en Blokzijl, PJ.
Basisdocument asbest. 758473006. 1987. Bilthoven, RIVM.

[13] Nederlands Normalisatie-instituut (2015)
Lucht – Bepaling van de asbestconcentraties in de binnenlucht en risicobeoordeling in en rondom bouwwerken, constructies of objecten waarbij asbesthoudende materialen zijn verwerkt.
NEN 2991: 2015, Nederlands Normalisatie-instituut, Delft

10 Ondertekening

Naam en adres van de opdrachtgever:

Ministerie van Infrastructuur en Milieu

T.a.v. mevrouw N. Smith

Postbus 20906

2500 EX Den Haag

Naam en functies van medewerkers:

J. Tempelman, Senior Technical Consultant

J. den Boeft, Research Scientist

M.V. Diks, Research assistent

R. de Jong, Research assistent

P.C. Tromp, Senior Research Scientist

Kwaliteitsborging

Het onderzoek is uitgevoerd onder een kwaliteitssysteem dat voldoet aan ISO-9001.

Datum waarop of tijdsbestek waarin het onderzoek heeft plaatsgehad:

Januari 2013 tot en met oktober 2016

Naam en paraaf tweede lezer:



Eric van den Hoeven

Ondertekening:



P.C. Tromp, MSc.
Auteur

Autorisatie vrijgave:



Dr. B. Bos
Research Manager

Bijlage 1 Bruikbaarheid van huidige elektronenmicroscopische methoden voor het meten van asbestvezels in de buitenlucht

Voor het bepalen van de asbestvezelconcentratie in buitenlucht bestaan drie gestandaardiseerde NEN-ISO-meetmethoden:

1. NEN-ISO 14966:2003 en *Buitenlucht – Bepaling van de numerieke concentratie van anorganische vezelachtige deeltjes – Scanning elektronenmicroscoop methode* [5]
2. NEN-ISO 10312:1999 en *Buitenluchtmetingen - Bepaling van de concentratie aan asbestvezels met behulp van transmissie elektronenmicroscopie, directe methode* [6]
3. NEN-ISO 13794:1999 *en Luchtkwaliteit - Buitenlucht - Bepaling van de concentratie aan asbestvezels - Bepaling met transmissie elektronenmicroscopie, indirecte methode* [7]

In dit hoofdstuk wordt een beschouwing gegeven van bovengenoemde meetmethoden, inclusief de voor- en nadelen in relatie tot de randvoorwaarden die het (onderhavige) onderzoek stelt. Voor de toepasbaarheid van de techniek is het belangrijk dat de kleinste asbestvezels nog gemeten kunnen worden. Tabel B1.1 geeft een overzicht van de zes bekende asbestsoorten met de belangrijkste toepassingen en de kleinste elementaire vezeldiameter (fibrillen) die in de (buiten)lucht kan voorkomen.

Tabel B1.1 *Overzicht asbesttypen, kleinste vezeldiameter, inclusief toepassingen*

Soort asbest	Mineraaltype	Kleinste vezeldiameter	Meest voorkomende toepassingen
chrysotiel	serpentijn	0,03 µm	asbestcement, isolatie, pakkingen, koord, asbesttextiel
crocidoliet	amfibool	0,05 µm	isolatie, asbestcement, pakkingen, spuitasbest
amosiet	amfibool	0,07 µm	spuitasbest, brandwerend board
anthofylliet asbest	amfibool	0,10 µm	soms als verontreiniging in talk, in bitumen antidreun-laag, kit
tremoliet asbest	amfibool	0,15 µm	soms in talk en in chrysotiel
actinoliet asbest	amfibool	0,10 µm	van nature in sommige mineralen

Chrysotiel, crocidoliet en amosiet zijn eigennamen voor de asbestiforme variant. Hiermee wordt dus altijd de asbestsoort aangeduid. Dit geldt niet voor anthofylliet, tremoliet en actinoliet; deze komen ook voor in niet-vezelvormige structuren (“cleavage fragmenten”).

Scanning elektronenmicroscopie (SEM)

De meting wordt uitgevoerd volgens NEN-ISO 14966:2003. Met een pomp wordt met een debiet van 8 – 35 l/min een bekende hoeveelheid lucht door een goudgecoat Nuclepore filter met een poriediameter van minimaal 0,8µm gezogen. Het filter kan daarna direct (zonder verdere voorbewerkingen) of na plasma verassen (bij veel organisch materiaal) in de SEM worden bekeken. Standaard worden minstens 100 willekeurige beeldvelden afgezocht bij een vergroting

van 2.000x. De aangetroffen verdachte vezels worden bij een vergroting van ca. 10.000x verder beoordeeld op lengte (l) en diameter (d): l>5 µm, d<3 µm en l/d>3, waarna met EDX, voor identificatie, een elementspectrum wordt opgenomen. Door het totaal aantal getelde asbestvezels per filter te delen door het bemonsterde volume lucht wordt de vezelconcentratie bepaald.

Kenmerken methode:

- Bij toepassing van de standaardmethode is de onderste bepalingsgrens ca. 200 (100 – 300) vezels/m^3
- De “resolutie” (= de kleinste vezeldiameter die nog goed zichtbaar is) varieert van 0,002 - 0,2 µm [1]
- De methode is geschikt voor vezels groter dan 2,5µm
- De methode heeft goede prestatiekenmerken (validatie, ringonderzoek binnen EU)
- Nagenoeg geen monsterpreparatie, waardoor weinig kans op fouten en contaminatie

[1] De standaard wolfraam kathode SEMs hebben een lage resolutie waarbij asbestvezels met een diameter kleiner dan 0,2 µm niet meer goed zichtbaar zijn. De hoge resolutie SEMs, zoals de Field Emission Gun SEM (FEG-SEM), hebben een resolutie waarbij de kleinste vezeldiameters van ca. 30 nm (0,03 µm) nog goed zichtbaar zijn.

Transmissie elektronenmicroscopie (TEM)

Voor TEM bestaan twee gestandaardiseerde methoden: de directe methode (conform NEN-ISO 10312) en de indirecte methode (conform NEN-ISO 13794). De laatste methode is vooral geschikt voor metingen op locaties waar veel fijn stof in de lucht aanwezig is (> 10 µg/m^3).

NEN-ISO 13794 (indirecte methode)
Met een pomp wordt een bekende hoeveelheid lucht door een polycarbonaat filter (maximale poriediameter 0,4µm) of een cellulose ester filter (maximale poriediameter 0,45µm) gezogen. Bij het gebruik van een polycarbonaat filter, wordt direct onder hoog vacuüm een koolstof-coating opgedampt, waarna het filter wordt opgelost in een organisch oplosmiddel. Cellulose ester filters worden voor het coaten eerst chemisch behandeld en geëtst in een plasma-verasser. Het overgebleven koolvlies, met daarin de deeltjes, wordt op een gaasje met een diameter van 3 mm gebracht.

NEN-ISO 10312 (directe methode)
Met een pomp wordt een bekende hoeveelheid lucht door een polycarbonaat filter (maximale poriediameter 0,4µm) of een cellulose ester filter (maximale poriediameter 0,8µm) gezogen. Een deel van het filter wordt verast in een plasma- verasser, waarna de asrest wordt gesuspendeerd in gedestilleerd water waarna de suspensie wordt aangezuurd met azijnzuur tot een pH van 3 – 4 en ultrasoon wordt getrild. De suspensie wordt over een polycarbonaat filter of cellulose ester filter met poriediameter 0,2µm gefiltreerd. Onder hoog vacuüm wordt op het filter een koolstof-coating opgedampt, waarna het filter wordt opgelost in een organisch oplosmiddel. Het koolvlies, met daarin de deeltjes, wordt op een gaasje met een diameter van 3 mm gebracht.

TEM analyse
De koolvlies gaasjes worden met TEM geanalyseerd bij een versnelspanning van 80 – 120 kV en bij een vergroting van 10.000x (alleen vezels > 5µm) of 20.000x (alle vezels). Per filter worden minimaal 4 koolstof gaasjes systematisch doorgezocht. De aangetroffen verdachte vezels worden verder beoordeeld op lengte (l) en diameter (d), waarna met EDX een elementspectrum wordt opgenomen, voor identificatie. Alleen vezels met een lengte groter dan 0,5 µm worden geteld. Als tweede analyse techniek kan bij TEM gebruik worden gemaakt van Selected Area Electron Diffraction (SAED). Uit het diffractiepatroon kan de specifieke kristalstructuur worden bepaald

waarmee asbestvezels ondubbelzinnig geïdentificeerd kunnen worden. Door het aantal asbestvezels per filter te delen door het bemonsterd volume lucht wordt de vezelconcentratie bepaald. Voor de indirecte methode wordt deze nog gecorrigeerd voor het deel van het filter dat in behandeling is genomen en het deel van de suspensie dat is gebruikt.

Kenmerken methode:

- Bij toepassing van de standaardmethode is de onderste bepalingsgrens ca. 5000 (1.000 – 10.000) vezels/m^3
- De resolutie (= de kleinste vezeldiameter die nog goed zichtbaar is) is 1 nm (de kleinste elementaire asbestvezel is 30nm)
- De methode is geschikt voor vezels groter dan 0,5µm
- Prestatiekenmerken slechter dan SEM als gevolg van kleine steekproef (hoge vergroting = klein deel van het monster) en in het geval van de indirecte methode een niet helemaal gelijke verdeling van vezels op het filter als gevolg van filtratie.
- Identificatie asbestvezels met EDX en/of SAED
- Monsterpreparatie is complex (veel handelingen) met veel kans op fouten of contaminatie (dit geldt vooral voor de indirecte methode)

Vergelijking SEM en TEM

In Tabel B1.2 zijn de belangrijkste kenmerken van de drie gestandaardiseerde elektronenmicroscopische meetmethoden op een rijtje gezet. In de Nederlandse buitenlucht zijn de aanwezige asbestvezels klein. Uit het onderzoek in 1981 en 1989 [1,2] blijkt dat de gemiddelde vezellengte 2,5 µm is met een onder- en bovengrens (95 percentiel) van 1,0 en 15 µm. De gemiddelde vezeldiameter is 0,1 µm met een onder- en bovengrens (95 percentiel) van 0,05 en 0,25 µm. Dit betekent dat een normale wolfraam kathode SEM niet geschikt is voor de bepaling van asbestvezels in de buitenlucht. Met een hoge resolutie FEG-SEM zijn dergelijke kleine asbestvezels wel te detecteren, echter de standaard vergroting van 2000x zou een factor 3 - 4 omhoog moeten om de kleinste asbestvezels nog te kunnen zien. Dit heeft als consequentie dat er meer beeldvelden afgezocht moeten worden.

Op basis van eerdere schattingen van het achtergrondconcentratie niveau in Nederland is te verwachten dat de vezelconcentratie zeker onder de 100 vezels/m^3 uitkomt [4]. Dit betekent dat TEM in principe niet geschikt is als analysemethode. In theorie zou met het verhogen van het monstervolume of het tellen van meer grid-openingen (beeldvelden) de bepalingsgrens kunnen worden verlaagd. Echter, dit moet zo drastisch gebeuren dat het praktisch gezien niet haalbaar is.

Tabel B1.2 *Vergelijking van verschillende elektronenmicroscopische technieken voor de bepaling van asbestvezelconcentraties in de buitenlucht.*

Analysemethode	**NEN-ISO 14966**	**NEN-ISO 10312**	**NEN-ISO 13794**
Instrument	(FEG-)SEM/EDX	TEM/EDX (SAED)	TEM/EDX (SAED)
Analysesnelheid	+	+/-	-
Vergroting	2000x	10000-20000x	10000-20000x
Bepalingsondergrens (vezels/m^3)	>100	>1000	>1000
Selectiviteit (positieve identificatie)	+	+(+) [1]	+(+) [1]
Resolutie (zichtbaarheid vezels)	0,2µm (< 0,02 µm) [2]	≤1 nm (≤ 0,001 µm)	≤1 nm (≤ 0,001 µm)
Monstervoorbehandeling	geen	complex	complex en tijdrovend
Betrouwbaarheid (prestatiekenmerken, kans op fouten)	++	+	+(/-)
Vezelcriteria	L>2,5 µm D<3 µm L/D > 3	L>0,5 µm L/D > 5	L>0,5 µm L/D > 5

1 De hoogste selectiviteit wordt verkregen met behulp van een TEM/EDX uitgerust met een SAED detector (++). Zonder SAED detector is de selectiviteit vergelijkbaar met SEM/EDX. De selectiviteit is echter met de huidige generatie EDX-instrumenten ruimschoots voldoende om de verschillende asbestsoorten te identificeren.

2 Bij gebruik van een hoge resolutie microscoop zoals FEG-SEM/EDX is de resolutie veel hoger; echter om effectief profijt te hebben van deze resolutie moet wel bij een hogere vergroting worden geanalyseerd.

Bijlage 2 Optimalisatie bestaande meetmethoden

Op basis van de vergelijking van elektronenmicroscopische meetmethoden is gebleken dat FEG-SEM de meest geschikte techniek is voor de bepaling van de asbestvezelsconcentratie in de Nederlandse buitenlucht. De standaard meetmethode conform NEN-ISO 14966 dient hiervoor aangepast te worden om een benodigde bepalingsgrens te halen, lager dan het door de Gezondheidsraad geadviseerde Verwaarloosbaar Risiconiveau [3]. Praktisch gezien betekent dit dat de bepalingsondergrens bij voorkeur lager dan ca. 20 vezels/m^3 moet zijn.

Monsterneming

Voor de eerste optimalisatietesten zijn in de maanden juni - september 2013 bij droog weer op drie plaatsen luchtmonsters genomen:

- De Klomp (regio Veenendaal-Ede): sloopboerderij met sterk verweerde asbestcement golfplaten daken (potentiële bron) (afbeelding B2.1);
- Cabauw: meetmast KNMI (achtergrondlocatie);
- Bilthoven (terrein RIVM in licht verstedelijkt gebied) – meetlocatie maakte ook deel uit van het 1989-onderzoek.



Afbeelding B2.1 *Luchtmonstername bij De Klomp met "low volume" samplers en aparte filterkopjes voor Nuclepore filters (rechts) en Millipore MCE filters (links)*

Een deel van de monsters bestond uit 47mm nikkel gecoate Nuclepore filters met poriediameter 0,4µm en een ander deel bestond uit 47mm Millipore mixed cellulose ester (MCE) filters met poriediameter 0,45 µm. De Nuclepore filters zijn 24 uur bemonsterd bij een debiet van ca. 12 l/min. De MCE filter zijn een week lang bemonsterd bij een debiet van 16 l/min. Het totale doorgezogen volume door de Nuclepore filters is ca. 20 m^3 en voor de MCE filters ca. 160 m^3.

In de maanden juni – september 2014 zijn nog extra luchtmonsters genomen op de onderstaande locaties:

- Diepenheim: verweerde asbestcement golfplaten daken (potentiële bron)
- Goor: voormalig brongebied (Eternit)
- Utrecht (De Uithof) / A28: verstedelijkt gebied (wegverkeer)

Op deze locaties is alleen gebruik gemaakt van 47mm Millipore mixed cellulose ester (MCE) filters met poriediameter 0,45 µm.

Directe methode conform NEN-ISO 14966

Eind 2013 zijn de nikkel gecoate Nuclepore filters geanalyseerd met behulp van FEG-SEM/EDX conform NEN-ISO 14966. In eerste instantie zijn ca. 500 beeldvelden geanalyseerd bij de standaard vergroting van 2000x. Hierbij is de theoretische onderste bepalingsgrens ongeveer 50 vezels/m^3. Bij het onderzoeken van de buitenluchtmonsters van de drie genoemde locaties is echter gebleken dat de monsters minimaal bij een vergroting van 4000x moet worden bekeken. Deze behoefte wordt ingegeven door de beeldveld belading als gevolg van de anorganische matrix en het maskerend effect van de matrix (vezels kunnen onder matrix deeltjes liggen). Op grond van de ervaring met de praktijkmonsters blijkt dat de minimale onderste bepalingsgrens voor de directe methode ca. 200 vezels/m^3 is en voor een monster met een hoge matrix belading (veel stof) kan oplopen tot 500 vezels/m^3.

Op grond van het voorgaande kan worden geconcludeerd dat de directe methode voor buiten-luchtmonsters in combinatie met een vereiste onderste bepalingsgrens van 20 vezels/m^3 niet voldoet of alleen kan voldoen indien zeer grote aantallen beeldvelden worden geanalyseerd.

Indirecte methode gebaseerd op NEN-ISO 13794

In 2014 is intensief onderzoek uitgevoerd naar de haalbaarheid van de indirecte methode gebaseerd op NEN-ISO 13794. Deze methode houdt in dat een deel van het bemonsterde MCE filter eerst wordt verast in een plasma verasser om de filtermatrix en organische bestanddelen te verwijderen, waarna de asrest wordt gesuspendeerd in aangezuurd water. Vervolgens wordt de suspensie gefiltreerd over een Nuclepore filter met poriediameter 0,2µm. Deze techniek, werd voor de voorgaande onderzoeken (1981 en 1989) succesvol ingezet voor het maken van monsters die destijds met TEM/EDX werden geanalyseerd.

Blanko filter testen
Het eerste deel van het onderzoek is met blanko filters uitgevoerd. Dit deel van het onderzoek moest de vraag beantwoorden of blanko filtermateriaal zodanig kan worden verast dat de asrest de analyse met SEM/EDX niet zou beïnvloeden. Dit onderzoek is uitgevoerd aan drie generaties Millipore filtermateriaal (meer dan 20 jaar oud, ca. 10 jaar oud en van recente datum (met gewijzigde samenstelling qua grondstoffen). Na het verkennen van onder andere de intensiteit en de duur van de lage temperatuur (plasma)verassing, het toepassen van een betere kwaliteit stofvrij water, het wel/niet toepassen van diverse reagentia bij de re-filtratie is het gelukt om van alle drie filtermaterialen een goede kwaliteit ‘blanko’ te produceren. Dit geldt inclusief voor de jongste generatie filtermateriaal met een qua grondstoffen gewijzigde samenstelling.

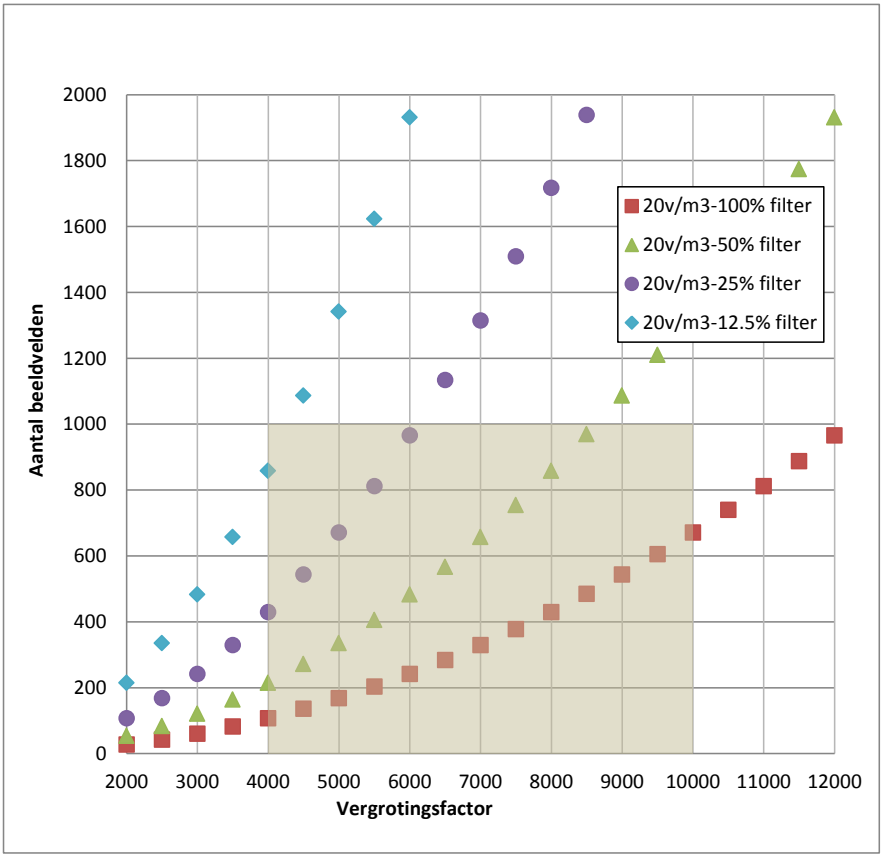
Beladen filter testen
De geoptimaliseerde monsterpreparatie methode gebaseerd op de ‘blanko experimenten’ is toegepast op de bemonsterde filters, waarbij het uit de buitenlucht gefiltreerde stof een belemmering (op en in het filter) vormt voor de verassing van het filtermateriaal. Elk

opwerkingsstap werd met een bepaald mate van variatie uitgevoerd en waarbij het effect op het uiteindelijk te analyseren monster is verkend. Met deze wijze van onderzoek is het gelukt om een optimale opwerkingsroute te ontwikkelen. Uit de testen blijkt dat het gebruik van 1/8-deel van het filter, overeenkomend met ongeveer 20 m^3 buitenlucht het meest ideaal is. Voor filters met een lage belading aan fijn stof is 1/4-deel van het filter nog praktisch haalbaar. Namelijk, vanwege de nog substantiële hoeveelheid asrest na plasma verassen is het niet goed mogelijk om een groter deel van het filter in bewerking te nemen. Wanneer een groter deel van het filter in bewerking wordt genomen heeft de hoge matrix belading een duidelijk storend effect op de analyse.

Vervolgens is bekeken of deze indirecte methode, afgezien van de 'asrestproblematiek', aan het gestelde criterium voor de bepalingsgrens zou kunnen voldoen. In afbeelding B2.2 is het aantal te analyseren beeldvelden als functie van de vergrotingsfactor uitgezet bij een onderste bepalingsgrens van 20 vezels/m^3. Het grijze gebied tussen een vergrotingsfactor van 4000x tot 10000x en maximaal 1000 beeldvelden is een praktisch haalbaar werkgebied. Als het gehele oorspronkelijke filter (100% filter) voor de analyse wordt gebruikt dan behoeven maximaal ca. 600 beeldvelden worden geanalyseerd. Op basis van eerdere testen blijkt echter dat een dergelijk filter een te hoge (matrix)belading met overige deeltjes oplevert die aanzienlijk stoort bij de analyse.

Bij de analyse met SEM/EDX speelt het volgende mechanisme een belangrijke rol: bij een hogere matrix-beladingsgraad bestaat de behoefte om bij een hogere vergroting te analyseren. Dit betekent dat er 'kwadratisch' meer beeldvelden moeten worden geanalyseerd. Omgekeerd kan bij een lagere matrix-beladingsgraad bij een lagere vergroting worden geanalyseerd en kan met het analyseren van minder beeldvelden worden volstaan. Een ander mechanisme is dat bij een lagere matrix--beladingsgraad beeldvelden sneller kunnen worden beoordeeld omdat er een beperkte hoeveelheid materiaal ligt dat de aandacht vraagt.

Bij het gebruik van een kwart van het filter moeten tussen de 400 en 1000 beeldvelden worden geanalyseerd om een bepalingsondergrens van 20 vezels/m^3 te bereiken. Hierbij is een beeldveld vergroting van tussen de 4000x en 6000x aangehouden. Is het qua matrix-belading niet mogelijk om 1/4-filter te nemen kan er ook voor worden gekozen om twee 1/8-monsters te analyseren; dit komt neer op 800 – 2000 beeldvelden, wat grenst aan de praktische haalbaarheid van de methode.

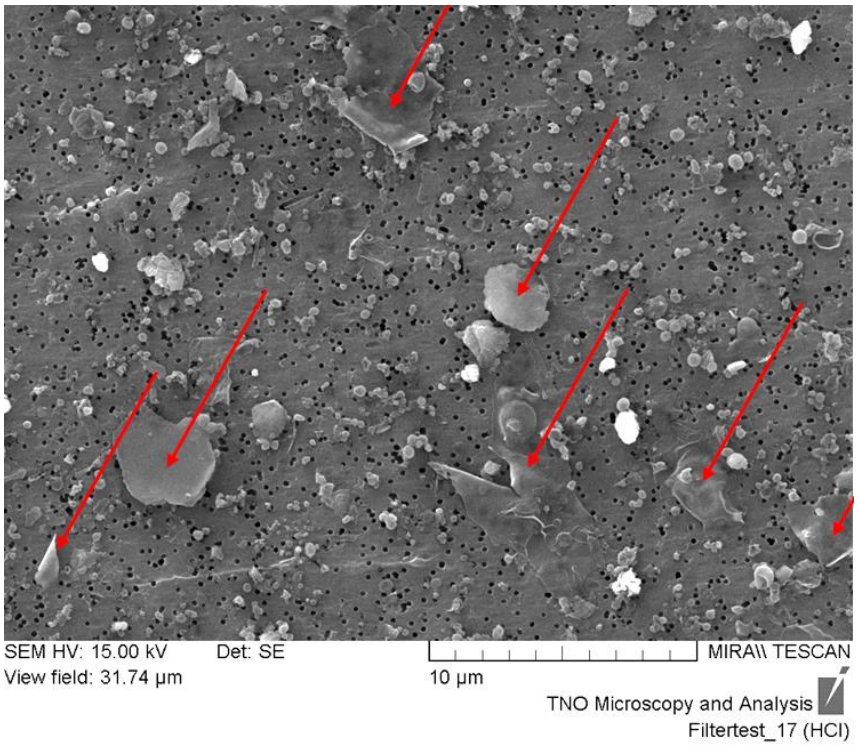


Afbeelding B2.2 *Aantal (te onderzoeken) beeldvelden als functie van de vergrotingsfactor bij een onderste bepalingsgrens van 20 vezels/m^3.*

"high volume" samplers
In het overleg met Vito (Mol, België), eind augustus 2014, werd het inzetten van high volume samplers verkend. Vanwege de matrixproblematiek betekent een groter monster niet per definitie een gunstiger verhouding tussen asbestvezels en de matrix. Vanwege de goede vooruitzichten met betrekking tot de indirecte methode in combinatie met low volume samplers, is de high volume sampler route (vooralsnog) niet verder verkend.

Optimalisatie verassing MCE-filters
Bij de eerdere testen met de beladen filters blijkt dat de hoge matrix belading voor een belangrijk deel wordt veroorzaakt door het onvolledig verassen van de MCE-filters. In afbeelding B2.3 wordt et pijlen deze onvolledig veraste filterrestanten aangegeven. De asrest verstoort het beeld (afdekken van vezels en ingebed zijn van vezels), waardoor een nauwkeurige kwantitatieve analyse van lage asbestvezelconcentraties niet goed mogelijk is.

Begin 2015 is op een systematische wijze de opwerking procedure van de MCE-filters onderzocht. Het accent lag daarbij op de combinatie van snelheid en intensiteit van de lage temperatuurverassing en de nabehandeling (b.v. wel/niet aanzuren, de duur en intensiteit van ultrasoon trillen van de suspensie) van de asrest gericht op het beter filtreerbaar maken van de asrest.



Afbeelding B2.3 *Buitenluchtmonster (na re-filtratie) met veel filterresten.*

Na enkele tientallen opwerkingsvarianten te hebben onderzocht blijkt dat de MCE-filters van Millipore zich, ongeacht de wijze van opwerken, onvoldoende laten verassen. De ene variant is iets gunstiger dan de ander, maar overall is de asrest te groot (afbeelding B2.3). Opvallend is dat de ene opwerking variant filterresten in de vorm van relatief grote filteroppervlakken genereert, terwijl de andere variant resulteert in 'vezelachtige' filterresten – skeletten van SiO_2.

In aanvulling op de verassingsexperimenten met de Millipore filters zijn ook andere typen en merken filters getest en beoordeeld op analyseerbaarheid, waaronder: nitrocellulose (NCE) en MCE filters van Whatman, SKC, Adventec en Pall. Ook van deze filters is de asrest die overblijft na verassen te groot voor een goede kwantitatieve analyse.

Gebruikers van de indirecte methode[2] in het buitenland, waaronder Groot Brittannië (Burdett en Davies) en Canada (Chatfield) hebben dezelfde problemen met de asrest van Millipore MCE-filters vastgesteld. Millipore geeft aan dat de huidige filters inderdaad een andere kwaliteit hebben dan de vroegere filters vanwege het gebruik van andere grondstoffen. Omdat het filter voor meer dan 95% in de watersector wordt toegepast is de asbest(lucht)sector commercieel weinig interessant en heeft Millipore halverwege 2016 aangegeven dat ze geen speciale badges filters gaan aanmaken met extra zuivere grondstoffen. Ook in ISO verband wordt nog naar een oplossing gezocht voor dit probleem

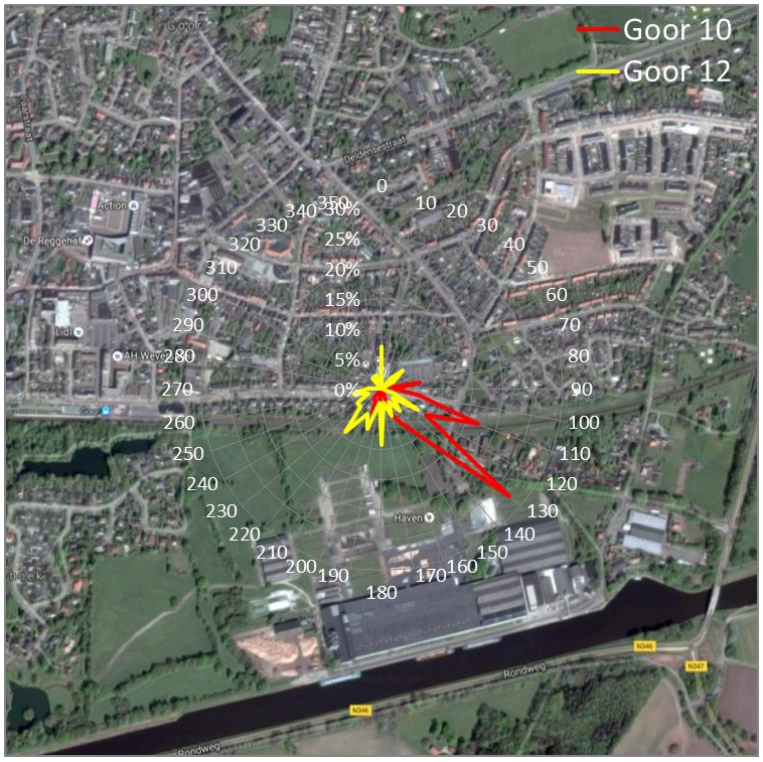
Op grond van het voorgaande kan worden geconcludeerd dat de indirecte methode voor buitenlucht monsters in combinatie met SEM analyse niet voldoet.

[2] Het MCE-filter is een cruciaal onderdeel van twee gestandaardiseerde methoden voor het bepalen van asbest in lucht (ISO-normen).

Bijlage 3 Beschrijving meetlocaties

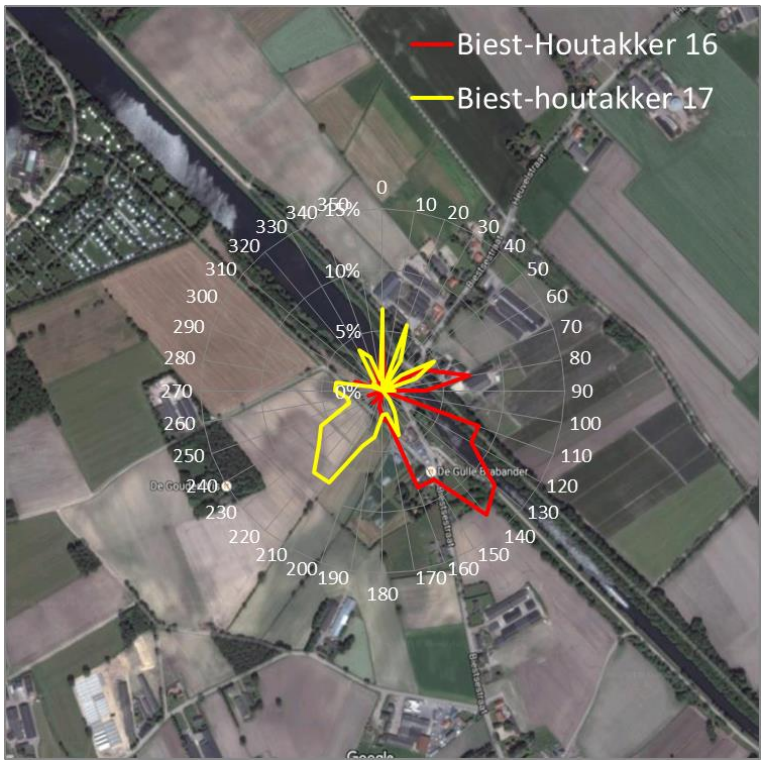
Gebieden met een (voormalige) lokale bron van asbestvezels

Goor
De meetlocatie in Goor betreft een particuliere tuin aan de Irisstraat grenzend aan het bedrijfsterrein van een voormalig asbestverwerkend bedrijf. Op dezelfde locatie werden in 1979 en 1988 [1,2], toen dit bedrijf nog asbest verwerkte voor de productie van asbestcement, ook metingen uitgevoerd. De metingen zijn uitgevoerd op ca. 2 meter boven straatniveau. De afstand tot het terrein is ca. 50 meter. In afbeelding 4.2 is een kaart met de omgeving van de meetlocatie te zien, waarbij tevens een windroos wordt weergegeven met de windrichtingen tijdens de twee monsternemingsperioden.



Afbeelding B3.1 *Meetlocatie Goor*

Biest-Houtakker
De meetlocatie in Biest-Houtakker ligt midden in een agrarisch gebied in Noord-Brabant, ter hoogte van Tilburg. De metingen zijn uitgevoerd op het meetstation van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML) aan de Biestsestraat op ca. 4 meter boven straatniveau. Dit station is aan drie kanten (Noord, Oost en Zuid) omgeven door agrarische bedrijven met grote schuren met licht tot zwaar verweerde asbestcement daken. Alleen de Westkant is vrij van asbestcement daken vanwege het recreatiepark De Beekse Bergen. De afstand tot de schuren bedraagt ca. 50-150 meter. In afbeelding 4.3 is een kaart met de omgeving van de meetlocatie te zien, waarbij tevens een windroos wordt weergegeven met de windrichtingen tijdens de twee monsternemingsperioden.



Afbeelding B3.2 *Meetlocatie Biest-Houtakker*

Grote/middelgrote steden

Amsterdam
De meetlocatie Amsterdam ligt aan de Zuidkant van de stad in de Rivierenbuurt en grenst aan de RAI (Europaplein). De metingen zijn uitgevoerd op het dak van een pand aan de Zoomstraat op een hoogte van ca. 10 meter boven straatniveau. De locatie Amsterdam maakte ook onderdeel uit van het onderzoek in 1979 en 1987 [1,2]. Toen werden twee nabij gelegen meetlocaties gebruikt in het centrum: Nieuwe Achtergracht (20 meter boven straatniveau) en Sarphatistraat (4 meter boven straatniveau). In afbeelding 4.4 is een kaart met de omgeving van de meetlocatie te zien, waarbij tevens een windroos wordt weergegeven met de windrichtingen tijdens de twee monsternemingsperioden.

Rotterdam
De meetlocatie Rotterdam ligt aan de Noordkant van de binnenstad op een paar honderd meter van het Centraal Station (NO). De metingen zijn uitgevoerd aan de Beatrijsstraat op ca. 2 meter boven straatniveau. De locatie Rotterdam maakte ook onderdeel uit van het onderzoek in 1978-1980 en 1987-1990 [1,2]. Toen werden twee nabij gelegen meetlocaties gebruikt in het centrum: de Baan (17 meter boven straatniveau) en hoek Westzeedijk – Schiedamsevest (2 meter boven straatniveau). In afbeelding 4.5 is een kaart met de omgeving van de meetlocatie te zien, waarbij tevens een windroos wordt weergegeven met de windrichtingen tijdens de twee monsternemingsperioden.

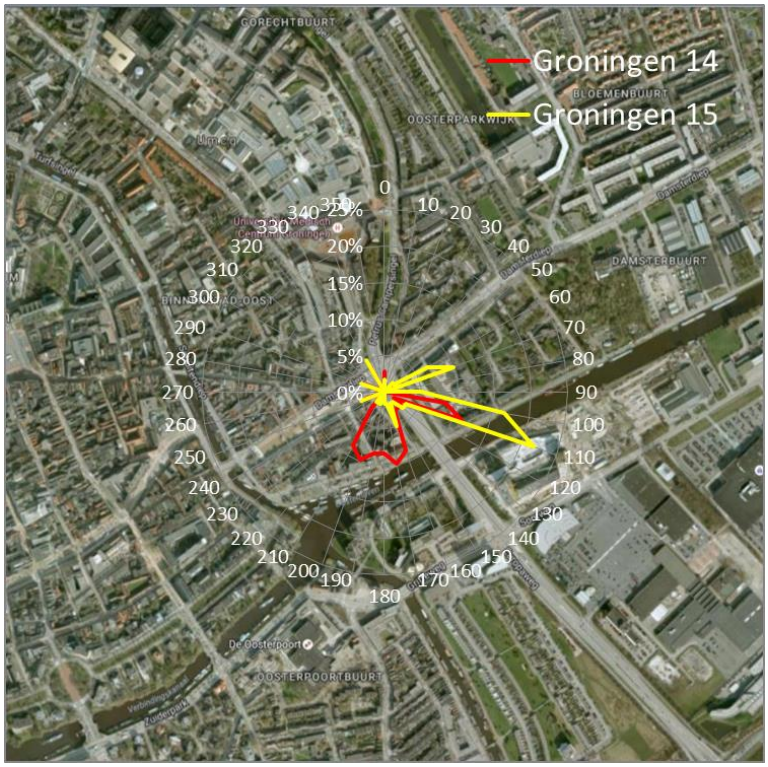


Afbeelding B3.3 *Meetlocatie Amsterdam*



Afbeelding B3.4 *Meetlocatie Rotterdam*

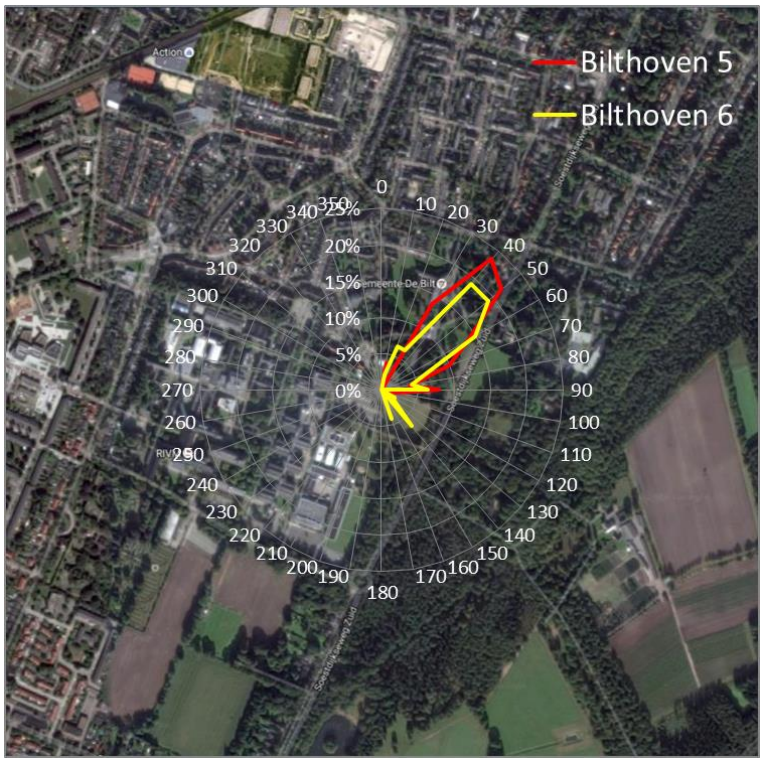
Groningen
De meetlocatie in Groningen ligt aan de Oostkant van de stad in de buurt Binnenstad-Oost. De metingen zijn uitgevoerd op het meetstation van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML) aan de Europaweg op ca. 4 meter boven straatniveau. Twee kilometer ten zuiden van de meetlocatie in Groningen ligt een stortplaats voor asbestafval; gezien deze afstand is het niet waarschijnlijk dat de invloed hiervan meetbaar is. De locatie Groningen maakte ook onderdeel uit van het onderzoek in 1979 [1]. Toen werd een meetlocatie aan de Westersingel gebruikt in het centrum van de stad. Het meetpunt toen bevond zich op ongeveer 5 meter boven straatniveau). In afbeelding 4.6 is een kaart met de omgeving van de meetlocatie te zien, waarbij tevens een windroos wordt weergegeven met de windrichtingen tijdens de twee monsternemingsperioden.



Afbeelding B3.5 *Meetlocatie Groningen*

Achtergrondgebieden

Bilthoven
De meetlocatie in Bilthoven ligt op het terrein van het RIVM in een landelijke / licht-verstedelijkte omgeving. De metingen zijn uitgevoerd op ca. 2 meter boven straatniveau. Precies dezelfde locatie op het terrein van het RIVM te Bilthoven maakte ook onderdeel uit van het onderzoek in 1987-1990 [2]. In afbeelding 4.7 is een kaart met de omgeving van de meetlocatie te zien, waarbij tevens een windroos wordt weergegeven met de windrichtingen tijdens de twee monsternemingsperioden.



Afbeelding B3.6 *Meetlocatie Bilthoven*

Wekerom

De meetlocatie in Wekerom ligt midden in een agrarisch gebied in Gelderland, tussen Barneveld en de Hoge Veluwe. De metingen zijn uitgevoerd op het meetstation van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML) aan de Riemterdijk op ca. 4 meter boven straatniveau. Net zoals de locatie Biest-Houtakker is dit station aan drie kanten (Noord, West, Zuid) omgeven door agrarische bedrijven met schuren met licht tot zwaar verweerde asbestcement daken. Aan de Oostkant ligt het dorpje Wekerom. De afstand tot de schuren is echter groter dan in Biest-Houtakker en bedraagt ca. 200-400 meter. In afbeelding 4.8 is een kaart met de omgeving van de meetlocatie te zien, waarbij tevens een windroos wordt weergegeven met de windrichtingen tijdens de twee monsternemingsperioden

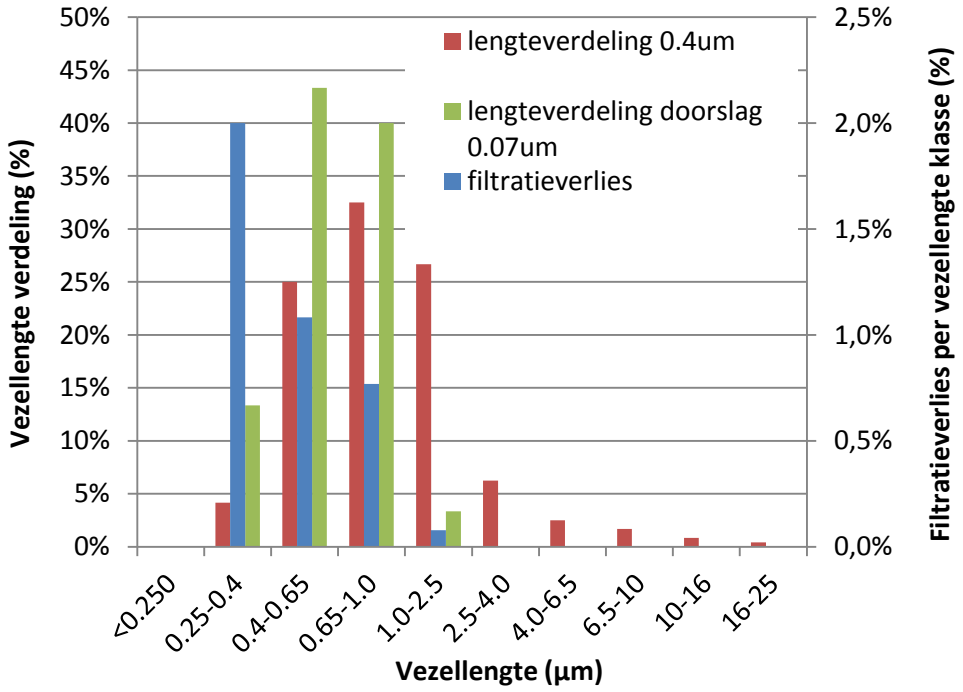


Afbeelding B3.7 *Meetlocatie Wekerom*

Bijlage 4 Analysemethode

Validatie analysemethode

Filtratieverlies asbestvezels
Conform de NEN-ISO 13794 wordt de filtratiestap uitgevoerd met een polycarbonaat filter of cellulose ester filter met poriediameter 0,2µm. In de nieuwe directe SEM methode wordt de spoelstap uitgevoerd op het originele beladen Nuclepore filter met poriediameter 0,4 µm. Om het mogelijke verlies als gevolg van de grotere poriediameter te kunnen kwantificeren is een Nuclepore filter kunstmatig beladen met chrysotielvezels. Hiertoe is een stuk verweerd asbestcement plaatmateriaal in een kunststof fles gestopt samen met enkele ruwe metalen voorwerpen, waarna de fles hevig is geschud. Na 10 minuten wachten is de lucht in de fles bemonsterd met een 0,4 µm Nuclepore filter.



Afbeelding B4.1 *Filtratieverlies door het spoelen over een 0,4µm Nucleporefilter.*

Het beladen filter is geanalyseerd op asbestvezels bij een vergroting van 10.000x, zodat alle elementaire vezels (30-50nm) nog goed zichtbaar zijn. Na analyse is het filter onder druk gespoeld met 10 ml water, waarbij het filtraat (de waterfractie) is opgevangen. De waterfractie is vervolgens gefiltreerd over een Nuclepore filter met poriediameter van 0,07 µm. Dit filter is tevens geanalyseerd conform de nieuwe directe SEM methode bij een vergroting van 10.000x. Op basis van bovenstaande analyses is de concentratie chrysotielvezels bepaald op het originele 0,4 µm filter en het 0,07 µm doorslag filter, inclusief de vezellengte verdeling. Aan de hand hiervan is per vezellengte klasse het filtratieverlies bepaald (zie figuur B4.1). Het totale filtratieverlies is 0,6% waarbij alleen doorslag is opgetreden van chrysotielvezels met een vezellengte kleiner of gelijk aan 1 µm en een vezeldiameter kleiner dan 0,1 µm.

Terugvinding asbestvezels
Om de terugvinding te kunnen bepalen is een 0,4 µm Nuclepore filter kunstmatig beladen met chrysotielvezels. Het beladen filter is geanalyseerd op asbestvezels conform de nieuwe directe SEM methode. Na analyse is het filter in een filterhuls geplaatst en is gedurende 2 dagen de buitenlucht bemonsterd met een totaal doorgezogen volume van 18,4 m^3. Het beladen filter is behandeld conform de nieuwe directe SEM methode (spoelen en plasma verassen), waarna het filter nogmaals is geanalyseerd. De analyseresultaten zijn samengevat in tabel B4.1.

Tabel B4.1 *Asbestvezelconcentratie op een kunstmatig beladen filter, voor en na buitenluchtbemonstering en monsterpreparatie door spoelen en plasma verassen.*

Filter	**Asbestvezelconcentratie (vezels/m^3)**		**Verdeling vezels lengte ≤5 : >5**
	Vezels lengte > 5µm	**Vezels lengte ≤ 5µm**	
Voor behandeling	6200 (4600-8200)	14000 (11000-17000)	2,2
Na behandeling	6900 (5500-8600)	17000 (15000-20000)	2,5
Terugvinding vezels	111%	121%	

Na behandeling is de berekende asbestvezelconcentratie iets hoger dan voor behandeling; dit verschil is groter bij vezels korter dan 5 µm. De hogere asbestvezelconcentratie na behandeling wordt waarschijnlijk veroorzaakt door het uiteenvallen van vezelbundels tijdens de spoelstap. Dit is een bekend fenomeen en wordt ook aangegeven in de NEN-ISO 13794 als oorzaak voor het verschil in vezelconcentratie tussen de directe TEM methode (NEN-ISO 10312) en de indirecte TEM methode (NEN-ISO 13794). Op basis van het 95% betrouwbaarheidsinterval is het verschil in vezelconcentratie niet significant.

Blanko testprocedure
Aangezien de achtergrondconcentraties aan asbestvezels laag zullen zijn is het belangrijk te weten of tijdens de monsterneming, filterpreparatie en analyse contaminatie van asbestvezels kan optreden vanuit de gebruikte apparatuur (filterhulsen, filtratieopstelling, plasma-verasser, SEM/EDX), gebruikte spoelmiddelen (milliQ water, 0,1M HCl) of via de lucht. Tijdens de gehele monsternemingsperiode zijn een aantal blanko filters meegenomen die de gehele onderzoeksprocedure hebben doorlopen, afgezien van het daadwerkelijk doorzuigen van lucht door het filter. Één van deze filters is onderzocht op minerale vezels. Er zijn geen asbestvezels aangetroffen, echter wel enkele kleine vezelvormige (klei)mineralen < 5µm.

Nauwkeurigheid van de methode

De nauwkeurigheid van de meetresultaten wordt bepaald door systematische fouten en toevallige fouten. Systematische fouten kunnen ontstaan tijdens:
- monsterneming: volume bepaling
- filterpreparatie: vezelverliezen door spoelen en plasma verassing
- analyse: SEM-instelling, vezeltelling, vezelidentificatie

De meest kritische zaken die tot systematische fouten leiden zijn allemaal te relateren aan de analyse met SEM/EDX:
- zichtbaarheid van zeer dunne elementaire vezels rond de 30 – 50 nm.
- subjectieve interpretatie van aantal vezels binnen vezelaggregaten
- interpretatie van EDX-spectra voor vezelidentificatie; vooral bij interferentie van coatings of aangehechte deeltjes

Toevallige fouten ontstaan door de combinatie van steekproefgrootte en Poisson variabiliteit; deze fout neemt toe wanneer minder vezels worden geteld. De toevallige fout in het meetresultaat wordt uitgedrukt in een 95%-betrouwbaarheidsinterval uitgaande van de Poisson verdeling. In tabel B4.2 staan de diverse foutenbronnen inclusief de geschatte fout (2σ-interval) op basis van praktijkschattingen [1,2], validatie-experimenten en ISO 14966 [3].

Tabel B4.2 *Foutenbronnen bij de bepaling van de asbestvezelconcentratie met SEM/EDX*

Bewerkingstap	**Foutenbron**	**Toevallige fout**	**Systematische fout**
Monsterneming	Bepaling volume		± 5% [1] (< 15%) [2]
Filterpreparatie	Vezelverlies spoelen		± 1% [3]
SEM/EDX analyse	Vezel identificatie EDX Interpretatie vezelaggregaten		± 15% [2]
	Zichtbaarheid elementaire vezels		≤ 5% [4]
	Poisson verdeling bij: 1 – 8 getelde asbestvezels 20 – 150 getelde minerale vezels	 80 - 300% [5] 15% - 40% [6]	

1 op basis van eerder TNO onderzoek geschat [1,2]
2 op basis van validatie onderzoek ten behoeve van NEN-ISO 14966 bepaald
3 vezelverlies bepaald in huidig validatie onderzoek (paragraaf 5.3.1)
4 bepaald op basis van het aandeel aan elementaire vezels met een diameter onder de 50 nm, ten opzichte van het totaal aantal vezels; bepaald aan de hand van TEM analyses in de voormalige TNO onderzoeken uit 1981 en 1989 [1,2]
5 in het huidige onderzoek zijn per meting 1 – 8 asbestvezels aangetroffen
6 in het huidige onderzoek zijn per meting 20 – 150 minerale vezels aangetroffen

De totale systematische fout (standaard deviatie) als gevolg van de monsterneming, filterpreparatie en SEM/EDX analyse is maximaal 20%. De toevallige fout als gevolg van de Poisson verdeling bij de asbestvezeltellingen is over het algemeen veel groter: 80 – 300% (1 – 8 getelde vezels). Doordat meer overige minerale vezels worden geteld dan asbestvezels is hierbij de toevallige fout kleiner: 15 – 40% (20 – 150 getelde vezels).

Individuele telresultaten

In tabel B4.3 zijn de telresultaten gepresenteerd van alle aangetroffen minerale vezels. Er zijn drie typen asbestvezels aangetroffen, te weten chrysotiel, amosiet en crocidoliet. Andere typen asbestvezels zijn niet aangetroffen. De overige minerale vezels bestaan uit vezelvormige (klei)mineralen (vanuit de bodem) en man made mineral fibres (MMMF). De vezels zijn verdeeld in vezels met een lengte > 5 µm en vezels ≤ 5µm. De vezels groter dan 5 µm hebben een grotere carcinogene potentie dan de vezels kleiner dan 5 µm [3]; bij een vergelijking aan milieukwaliteitsnormen (o.a. advieswaarden Gezondheidsraad) wordt alleen rekening gehouden met de vezels groter dan 5 µm. Voor een vergelijking met de vezelconcentraties tijdens eerdere meetperioden zijn de vezels ≤ 5µm belangrijk omdat tijdens deze metingen alle asbestvezels zijn meegenomen.
Het aantal beeldvelden is zo gekozen dat bij iedere analyse een bepalingsgrens van maximaal 30 wordt bereikt; het aantal beeldvelden is afhankelijk van het doorgezogen volume lucht door het

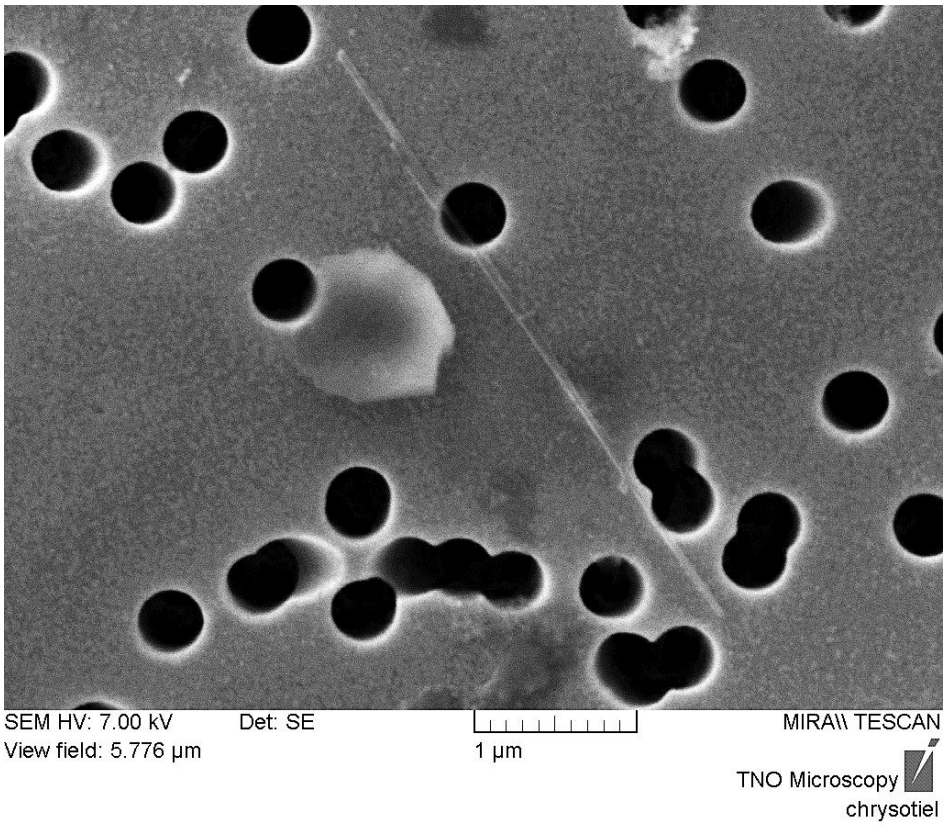
filter, hoe groter het volume hoe minder beeldvelden geteld hoeven te worden. Tevens is een blanco filter geanalyseerd om te testen of er gedurende de monsterneming, filterpreparatie en analyse (cross-)contaminatie van asbestvezels optreedt, onder andere vanuit de gebruikte apparatuur en spoelmiddelen. Hierbij zijn enkele kleine vezelvormige (klei)mineralen aangetroffen, maar geen asbestvezels.

Tabel B4.3 *Telresultaten chrysotiel, crocidoliet, amosiet en overige minerale vezels.*

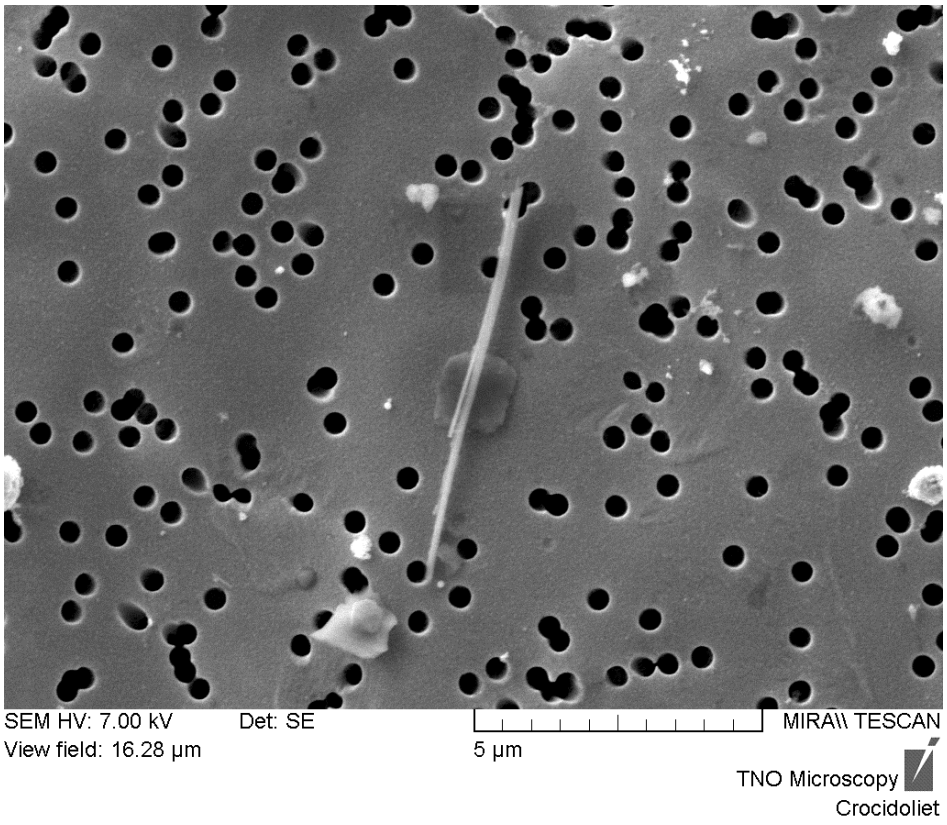
Code	Meetlocatie	Volume (m^3)	beeld velden	Chrysotiel		Crocidoliet		Amosiet		Overige minerale vezels	
				>5µm	≤5 µm	>5 µm	≤5 µm	>5 µm	≤5 µm	>5 µm	≤ 5 µm
1	Amsterdam	22,5	1000		3		2			3	21
3	Amsterdam	26,6	850		2		1	1		2	24
5	Bilthoven	28,9	800		6		2			4	33
6	Bilthoven	18,7	1200	1	5		2			5	32
7	Wekerom	17,7	1300		1					4	142
8	Wekerom	19,3	1200	1	1					3	54
10	Goor	17,3	1300		1		2			4	130
12	Goor	17,8	1300		1		2			8	70
14	Groningen	17,5	1300		2	1				5	57
15	Groningen	20,0	1150	3	4					2	117
16	Biest Houtakker	28,6	800							5	68
17	Biest Houtakker	19,9	750	1	3					10	58
19	Rotterdam	13,0	1750						1	3	59
20	Rotterdam	24,1	950							3	97
21	Blanco	-	1000								7

SEM opname van asbestvezels

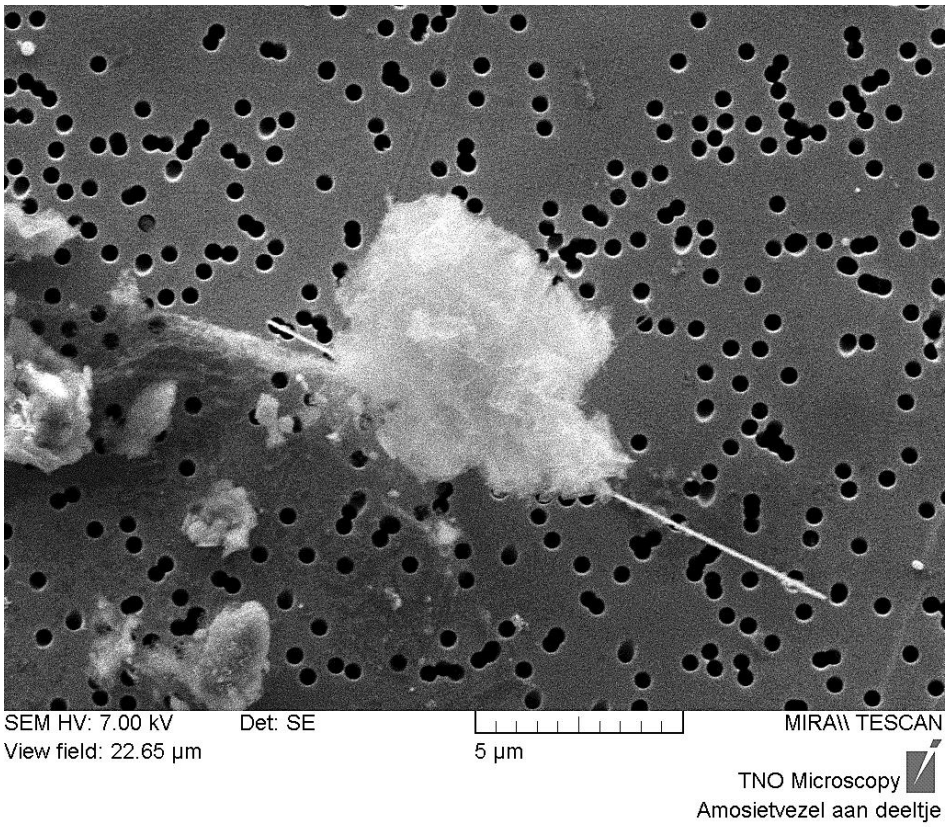
In afbeelding B4.2 t/m B4.4 zijn SEM opnamen te zien van chrysotiel, crocidoliet en amosietvezels.



Afbeelding B4.2 *Chrysotielvezel*



Afbeelding B4.3 *Crocidolietvezel*



Afbeelding B4.4 *Amosietvezel*