

Utrechtseweg 48  
3704 HE Zeist  
Postbus 360  
3700 AJ Zeist

[www.tno.nl](http://www.tno.nl)

T +31 88 866 60 00  
F +31 88 866 87 28

## TNO-rapport

**TNO 2017 R10706** | Eindrapport

# Mogelijkheden optimalisatie methodiek eindcontrole na asbestsanering

Datum	5 oktober 2017
Auteur(s)	Suzanne Spaan Peter Tromp Mark Diks Petra Krystek Jody Schinkel
Exemplaarnummer	
Oplage	
Aantal pagina's	79 (incl. bijlagen)
Aantal bijlagen	5
Opdrachtgever	Ministerie van Sociale Zaken en Werkgelegenheid (SZW)
Projectnaam	Innovaties voor veilig werken met asbest
Projectnummer	060.26355

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.

© 2017 TNO

## Inhoudsopgave

<b>1</b>	<b>Inleiding en onderzoeksvragen .....</b>	<b>3</b>
<b>2</b>	<b>Aanpak onderzoek methodiek eindcontrole.....</b>	<b>7</b>
2.1	Fase 1: Inventarisatie.....	7
2.2	Fase 2: Evaluatie .....	8
2.3	Fase 3: Verslaglegging en toetsen bij stakeholders.....	10
<b>3</b>	<b>Samenvatting van mogelijkheden voor optimalisatie van methodiek voor eindcontrole .....</b>	<b>11</b>
3.1	Uitgangspunten en mogelijkheden binnen de huidige kaders.....	11
3.2	Mogelijkheden buiten de huidige kaders.....	18
3.3	Mogelijkheden voor vervolgonderzoek - validatie voorgestelde methodiek .....	18
3.4	Verdere mogelijkheden voor vervolgonderzoek.....	19
<b>4</b>	<b>Referenties .....</b>	<b>20</b>
<b>5</b>	<b>Ondertekening.....</b>	<b>25</b>
	<b>Bijlage 1: Relevante wijzigingen in Arbobesluit.....</b>	<b>26</b>
	<b>Bijlage 2: Overzicht relevante onderdelen huidige methodiek eindcontrole .....</b>	<b>27</b>
	<b>Bijlage 3: Informatie over methodiek voor eindcontrole zoals gehanteerd in andere Europese landen .....</b>	<b>28</b>
	Algemene informatie en visuele inspectie .....	28
	Indeling op basis van soort materiaal / soort sanering en wat dit betekent voor de manier van vrijgeven .....	28
	Monsternamestrategie.....	33
	Gehanteerde toetswaarde .....	36
	<b>Bijlage 4: Beantwoording individuele onderzoeksvragen.....</b>	<b>38</b>
	A: Minimumeisen eindcontrole om ervoor te zorgen dat de betreffende ruimte bij gebruik schoon is.....	38
	B: Toepasbare analysemethoden en -technieken voor eindcontrolemetingen .....	55
	<b>Bijlage 5: Aanvullende informatie vergelijking resultaten lucht- en kleefmonsters .....</b>	<b>75</b>

## 1 Inleiding en onderzoeksvragen

Tijdens het verwijderen van asbesthoudend materiaal kan de directe omgeving (zowel de lucht als aanwezige oppervlakken) vervuild raken met asbest. Daarom wordt na een sanering gecontroleerd of de betreffende ruimte/locatie schoon wordt opgeleverd. Om aan te tonen dat de ruimte (veelal een containment) schoon is, wordt een eindcontrole uitgevoerd, bestaande uit een visuele inspectie, al dan niet in combinatie met luchtmetingen en kleefmonsters.

Het doel van de eindcontrole na een RK2 of RK2A sanering is om vast te stellen dat een ruimte of buitenlocatie na asbestverwijdering door een gecertificeerd saneringsbedrijf schoon is, aan de gestelde opleveringseisen voldoet. Hierdoor wordt geborgd dat de ruimte dus weer toegankelijk is voor personen, zonder dat deze risico lopen op gezondheidsschade. Deze eindcontrole wordt uitgevoerd door een geaccrediteerd laboratorium.

In de norm NEN2990:2012 (Lucht - Eindcontrole na asbestverwijdering) wordt beschreven hoe een 'containment', afgeschermd ruimte of buitenlocatie waar(uit) asbest is verwijderd, kan worden gecontroleerd op de aanwezigheid van asbesthoudende resten. Na de voorbereidingen op de locatie volgt de visuele inspectie. Aansluitend worden, indien van toepassing, aanvullende monsters verzameld. Verder is, in verband met de wijzigingen in het Arbobesluit die per 1 januari zijn ingegaan (zie Bijlage 1 voor overzicht van de in dit kader relevante wijzigingen), door de normcommissie 'Asbest in lucht' het document "Interim-regeling eindcontrole na een asbestsanering in risicoklasse 2A" opgesteld. De beschikbaarheid van een dergelijke methodiek zorgt ervoor dat er duidelijke uitgangspunten zijn voor het uitvoeren van een eindcontrole en het voor alle stakeholders in de branche duidelijk is waaraan moet worden voldaan tijdens de eindcontrole. In Bijlage 2 wordt een kort overzicht gegeven van relevante onderdelen van deze methodiek.

De eindcontrole is een belangrijk instrument om de kwaliteit van het saneringsproces te borgen. Door middel van de eindcontrole moet de zekerheid kunnen worden geboden dat het voldoende veilig is om de ruimte na een sanering weer te kunnen gebruiken of bewonen. Daarom is het noodzakelijk dat de eindcontrole goed wordt uitgevoerd.

In het proces om tot de nieuwe grenswaarden voor asbest te komen, is gesignaleerd dat het uitvoeren van de eindcontrole (ook wel vrijgave genoemd) tot verhoogde kosten voor opdrachtgevers leidt. Dit heeft geleid tot verhoogde aandacht voor de opzet van de eindcontroles. Daarbij zijn vanuit het veld vragen gesteld en signalen ontvangen waaruit blijkt dat het wellicht mogelijk is om met behulp van anderen methoden en technieken de eindcontrole te verrichten, waarbij dezelfde kwaliteit

en zekerheid kan worden geleverd in combinatie met een kostenreductie. Ook zijn er vragen gesteld met betrekking tot de noodzaak van bepaalde onderdelen in de huidige methodiek voor het uitvoeren van de eindcontrole en zijn mogelijkheden geopperd om de eindcontrole te verbeteren. Het is belangrijk om de kosten van asbestsanering beperkt te houden tot de kosten die noodzakelijk zijn om de veiligheid te waarborgen. Hierdoor wordt het draagvlak voor de aanpak van asbestverwijdering zo groot mogelijk gehouden en bijvoorbeeld een toename van illegale asbestsaneringen (waardoor de situatie juist onveiliger kan worden), juist voorkomen. Daarom is in opdracht van het ministerie van SZW onderzocht of er mogelijkheden zijn om de eindcontrole kostenefficiënter in te richten. In dit onderzoek is uitgaande van de 'state-of-the-art' kennis met betrekking tot zowel monsternamestrategie, monsternamemethoden als analysetechnieken, om een kwalitatief hoogstaande en kosteneffectieve eindcontrole te behouden, dan wel te bereiken. Hierbij is onder meer aandacht besteed aan door derden aangedragen aandachtspunten. De nadruk van dit onderzoek ligt vooral op de meer technische aspecten van de eindcontrole.

In dit kader zijn de volgende onderzoeksvragen opgesteld:

**A. Wat zijn de minimum eisen die moeten worden gesteld aan een eindcontrole om ervoor te zorgen dat de betreffende ruimte bij gebruik schoon is?**

1. Wat is het effect van de meetduur op de concentratie asbestvezels tijdens de eindcontrole?
  - a. Wat zijn de consequenties van een meting met een korte(re) meetduur?
  - b. Wat zijn de consequenties van een meting met een verhoogd debiet <sup>1</sup>?
  
2. Wat is het effect van "simuleren van activiteit" tijdens de eindcontrole?
  - a. Is het effect van "simuleren van activiteit" tijdens de luchtmeting aangetoond?
  - b. Wat is de meest efficiënte manier van "simuleren van activiteit" tijdens de eindmeting?
  
3. Wat is het effect van de aanwezige onderdruk in het containment (minimaal 20 Pa) op het resultaat van een eindcontrolemeting?
  - a. Is er inzicht in het concentratieverloop (afname/toename concentratie) gedurende de duur van een eindmeting?
  - b. Kan de aanwezige onderdruk een verdunningseffect tot gevolg hebben, waardoor het verhogen van de meetduur een verlaging van de concentratie betekent?
  - c. Wat is het effect van een onderdruk van minimaal 20 Pa op de ingestelde flow van de pompen die worden gebruikt voor de vrijgavemetingen (blijft bijv. een flow van 8 L/min behouden, of wordt deze beïnvloed door de aanwezigheid van de onderdruk?)

---

<sup>1</sup> Debiet: Het volume lucht dat op een bepaalde punt (bijvoorbeeld een monsternamemeter) per tijdseenheid passeert. Wordt veelal uitgedrukt in L/min

4. Waarom en in welke gevallen zijn kleefmonsters noodzakelijk om te voldoen aan het doel van de eindcontrole bij een sanering?
  - a. Is de noodzaak van het nemen van kleefmonsters tijdens eindcontrole aangetoond?
  - b. Wat is de meest efficiënte meetmethode voor het nemen en analyseren van kleefmonsters?
  - c. Wat is de meest efficiënte monsternamestrategie voor het nemen van kleefmonsters in het kader van de eindcontrole?
  - d. Wat is bekend over de onderbouwing van de interpretatie van de resultaten van kleefmonsters? Is er bijv. een relatie aangetoond tussen de concentratie asbest in de lucht en de uitkomsten van kleefmonsters? En in hoeverre is deze relatie afhankelijk van de grootte van de ruimte?

## **B. Welke analysemethoden en -technieken kunnen worden toegepast voor eindcontrolemetingen?**

5. Is het mogelijk om een RK2A sanering vrij te geven met andere technieken (bijv. FCM)?<sup>2</sup>
  - a. Is het mogelijk om op basis van analyse met andere technieken (bijv. FCM) het analyseresultaat te vergelijken met een toetswaarde van 2000 vezels/m<sup>3</sup>?
  - b. Zo ja, onder welke condities zou dit mogelijk zijn? Wat zijn daarbij de randvoorwaarden waaraan moet worden voldaan?
6. Welke analysetechnieken kunnen worden gebruikt om de gemeten concentratie te vergelijken met een toetswaarde van 2000 vezels/m<sup>3</sup>?
  - a. Wat is de praktische ondergrens (vezels/m<sup>3</sup>) voor zowel de reeds veelvuldig toegepaste FCM-techniek als eventuele meer geavanceerde toepassingen van de FCM-techniek?
  - b. Wat is de praktische ondergrens (vezels/m<sup>3</sup>) voor SEM/RMA?<sup>3</sup>
  - c. Zijn er andere analysetechnieken beschikbaar waarmee de asbestvezelconcentratie kan worden bepaald, en zo ja welke praktische ondergrens (vezels/m<sup>3</sup>) is hierbij van toepassing?
7. Heeft het toetsen aan de nominale waarde (versus de bovengrens van de Poissonverdeling)<sup>4</sup> consequenties voor het vrijgeven van de ruimte, met betrekking tot de mate van zekerheid dat de gemeten concentratie lager is dan de toetswaarde?
8. Zijn goudgecoate Nuclepore filters noodzakelijk voor gebruik bij een eindmeting, of zouden er ook andere filters gebruikt kunnen worden?

---

<sup>2</sup> FCM = fasecontrast microscopie

<sup>3</sup> SEM = scanning elektronen microscopie; RMA = röntgen micro analyse (afkomstig uit het Duits), wordt ook wel energy dispersive X-ray analysis (EDX) (vanuit het Engels)

<sup>4</sup> Om te corrigeren voor de onnauwkeurigheid in de vezeltelling die mogelijk optreedt door extrapoleren van de telresultaten van een beperkte oppervlaktefractie (aantal getelde beeldvelden van een filter, steekproefgrootte) naar het totaal aantal vezels op het gehele filter wordt gebruik gemaakt van Poissonstatistiek, waarmee de grootte van de fout als gevolg van de steekproefgrootte wordt geschat. Dit wil zeggen dat er rond het resultaat van de vezeltelling (de nominale waarde) een 95-betrouwbaarheidsinterval van de Poissonverdeling rond deze nominale waarde worden berekend. In de praktijk wordt dit weergegeven als een nominale waarde met een onder- en een bovengrens.

- a. Welke eigenschappen maken goudgecoate Nuclepore filters geschikt voor gebruik bij luchtmetingen in het kader van een eindcontrole?
- b. Wat is er bekend over de kwaliteit van beschikbare filters en filterkoppen, bijv. met betrekking tot de spreiding in werkelijke poriegrootten, de homogene verdeling van poriën over het filteroppervlak, de invloed van het type materiaal van de filterkop (bijv. statische effecten) en het effect hiervan op de gemeten asbestvezelconcentratie?
- c. Is de effectiviteit van andere type filters (bijv. Nuclepore filters met een ander type coating of zilvermembraan-filters) voor het meten van de asbestvezelconcentratie in de lucht onderzocht?
- d. Is de effectiviteit van goudgecoate filters vergeleken met andere type filters ?

## 2 Aanpak onderzoek methodiek eindcontrole

Dit onderzoek is gefaseerd uitgevoerd. De fasen die zijn doorlopen worden hieronder beschreven.

### 2.1 Fase 1: Inventarisatie

Het doel van de inventarisatie-fase betrof het verzamelen van beschikbare informatie met betrekking tot de monsternamestrategie, monsternamemethoden en analysetechnieken in het kader van de eindcontrole. Op basis van gestelde vragen is in overleg met SZW een notitie opgesteld (referentienummer 0100302955), waarbij het kader van het onderzoek is geschetst en de onderzoeksvragen zijn opgenomen. In de notitie is ook aangegeven dat deze informatie kan bestaan uit bijvoorbeeld onderzoeksresultaten, protocollen uit andere landen, of ideeën/voorstellen/ervaringen met betrekking tot de onderwerpen.

De notitie is op 16 februari 2017 gedeeld met relevante stakeholders via de volgende kanalen:

- de leden van het TC Asbest van Fenelab via het secretariaat van het TC Asbest
- de normcommissie 'Asbest in lucht' via het secretariaat van NEN
- een oproep via LinkedIn om ook een breder publiek de gelegenheid te geven om input te leveren.

De stakeholders zijn daarbij gevraagd om de onderzoeksvragen te beantwoorden.

Ontvangen reacties werden gescreend, waarna er regelmatig contact werd opgenomen met respondenten met de vraag of een bepaald antwoord kon worden verduidelijkt. Indien een reactie deed vermoeden dat er wellicht onderliggende data beschikbaar zou kunnen zijn, is tevens contact opgenomen met de betreffende respondent om te vragen of men deze data ter beschikking zou willen stellen. Eén van de laboratoria heeft bijvoorbeeld laten weten dat zij uit interesse naar aanleiding van deze correspondentie een aantal aanvullende parallelle metingen voor analyse met zowel fasecontrast lichtmicroscopie (FCM) als scanning elektronenmicroscopie/röntgen-microanalyse (SEM/RMA) hebben uitgevoerd; een samenvatting van deze resultaten is hierna gedeeld met TNO.

Daarnaast is voor vijf landen die Nederland omringen informatie verzameld over de geldige normen en werkwijzen met betrekking tot de methodiek voor het uitvoeren van een eindcontrole na asbestverwijdering. Voor het verzamelen van deze informatie zijn buitenlandse kennisinstituten (bijvoorbeeld HSL in het Verenigd Koninkrijk, INRS in Frankrijk en IDEWE/IBEVE in België) benaderd en is een internet-search uitgevoerd.

## 2.2 Fase 2: Evaluatie

Tijdens de evaluatiefase zijn de gegevens die ter beschikking zijn gekomen tijdens de inventarisatiefase geëvalueerd. Hoewel de meeste reacties via de email zijn verkregen, is ook één van de reacties binnengekomen via LinkedIn (als reactie op de oproep) en zijn de onderzoeksvragen door één van de respondenten mondeling tijdens een gesprek toegelicht. En hoewel het aantal reacties dat is binnengekomen relatief beperkt is, namelijk van 13 individuen die werkzaam zijn bij 12 verschillende bedrijven, zijn de reacties wel redelijk verdeeld over de verschillende groepen stakeholders, namelijk:

- 2 saneerders
- 7 laboratoria
- 4 adviesbureaus / consultants

In een aantal gevallen worden in de ontvangen reacties niet alle onderzoeksvragen beantwoord. Dit was voorzien omdat men is gevraagd om vanuit zijn/haar eigen kennisdomein, dan wel ervaring antwoord te geven op de onderzoeksvragen. Soms (n=3) werd gerefereerd naar onderzoek waarbij men in het verleden betrokken is geweest, veelal bij een vorige werkgever. Helaas was de onderliggende informatie in veel gevallen niet beschikbaar. De meeste reacties bestonden uit een beschrijving van de ideeën, dan wel ervaringen van de personen met betrekking tot een bepaald onderwerp. Een voorbeeld is de mogelijke invloed van ventilatie tijdens de eindcontrole of de relatie tussen de gemeten concentratie op kleef- dan wel luchtmonsters. Slechts één laboratorium heeft de resultaten van in 2017 uitgevoerde eindcontroles na RK2A saneringen ter beschikking gesteld.

De ontvangen reacties zijn met elkaar vergeleken, en de reacties zijn ook 'gewogen' op basis van beschikbaarheid van onderliggende kwantitatieve gegevens om een bepaalde uitspraak te staven. Hierbij is meer gewicht toegekend aan een reactie wanneer dit werd onderbouwd met kwantitatieve gegevens. Tevens is waar relevant gebruik gemaakt van de kennis die beschikbaar is bij TNO, onder andere gebaseerd op eerder uitgevoerd onderzoek en ervaring in het werkveld, welke op eenzelfde manier is meegenomen. Hiernaast is ook de informatie over de methodiek dan wel regelgeving met betrekking tot eindcontrole uit verschillende landen die vanuit buitenlandse kennisinstututen is ontvangen geëvalueerd (zie paragraaf 2.2.1) en zijn de resultaten van parallel verzamelde lucht- en kleefmonsters zoveel mogelijk kwantitatief geanalyseerd (zie paragraaf 2.2.2).

### 2.2.1 *Informatie over methodiek eindcontrole in andere Europese landen*

Om een idee te krijgen in hoeverre de methodiek voor eindcontrole na asbestsanering zoals deze in Nederland wordt gehanteerd overeenkomt, dan wel verschilt met de methoden zoals deze in andere Europese landen wordt gehanteerd, is besloten om dergelijke informatie uit vijf verschillende landen (België, Duitsland,



Frankrijk, Zwitserland en het Verenigd Koninkrijk) te verzamelen en te evalueren. Hierbij is met name aandacht besteed aan onderwerpen als wanneer een eindcontrole wordt uitgevoerd, hoe en onder welke omstandigheden deze wordt uitgevoerd, welke toetswaarde wordt gehanteerd en of relevante aanvullende procedures zijn beschreven. Voorbeelden hiervan zijn randvoorwaarden voor het opbouwen/afbreken van een containment, schoonmaakprocedures en/of de gehanteerde onderdruk/ventilatievoud tijdens de eindcontrole.

In Bijlage 3 wordt een beknopte samenvatting van de in kaart gebrachte informatie, en daarmee de verschillen tussen de landen, gepresenteerd. Tevens wordt waar relevant bij de beantwoording van de individuele onderzoeksvragen in Bijlage 4 aangegeven hoe dit in andere landen wordt aangepakt.

### **2.2.2 *Evaluatie beschikbare gegevens met betrekking tot parallel gemeten asbestconcentraties in de lucht en op kleefmonsters***

Ter onderbouwing van één van de onderzoeksvragen zijn zoveel mogelijk relevante kwantitatieve gegevens verzameld om na te gaan of een relatie kan worden gelegd tussen hoeveelheid asbest die wordt aangetroffen op parallel verzamelde lucht- en kleefmonsters. De meeste informatie is afkomstig uit (historisch) TNO onderzoek. Daarnaast heeft één van de respondenten ook de resultaten van de door dat laboratorium in 2017 uitgevoerde eindcontroles na RK2A saneringen (periode 1 januari – 15 maart 2017) ter beschikking gesteld. Deze resultaten zijn samengevoegd in een database met de projecten waarbij TNO zowel de monsternamen als de analyse heeft uitgevoerd. Tevens is het dossier doorgenomen van een groot saneringsproject (2003 – 2009), waarbij TNO betrokken was als adviseur en controlelaboratorium.

Over het algemeen zijn per locatie resultaten van meerdere lucht- en kleefmonsters beschikbaar. Omdat het vaak niet mogelijk bleek om achteraf binnen een locatie lucht- en kleefmonsters 1-op-1 aan elkaar te koppelen, is er voor gekozen om per locatie het gemiddelde van de resultaten van de luchtmonsters uit te zetten tegen het gemiddelde van de resultaten van de kleefmonsters. Verder waren in veel gevallen de analyseresultaten van de kleefmonsters in categorieën van verontreiniging (-, +/-, +, ++) weergegeven in plaats van een specifieke hoeveelheid asbestvezels per oppervlakte. In dat geval is voor de visualisatie een waarde in de range van de betreffende categorie toegekend (bijvoorbeeld: in geval van +/-, wat overeenkomt met 1–100 asbeststructuren/cm<sup>2</sup> is als waarde 50 asbeststructuren/cm<sup>2</sup> toegekend). Wanneer er geen vezels zijn aangetroffen in het monster is een waarde van 0 gebruikt bij de visualisatie van de waarden.

## 2.3 Fase 3: Verslaglegging en toetsen bij stakeholders

Naar aanleiding van de inventarisatie (fase 1) en evaluatie (fase 2) is deze rapportage opgesteld, waarbij op basis van de beschikbare gegevens (indien mogelijk) antwoord wordt gegeven op de onderzoeksvragen. Indien er niet voldoende informatie beschikbaar was om een bepaalde vraag te beantwoorden, is dit ook aangegeven.

Het verslag is ter verificatie voorgelegd aan en besproken met de opdrachtgever (Ministerie van SZW) en betrokken stakeholders (via het TC Asbest van Fenelab). Opmerkingen van de stakeholders op de concept rapportage zijn in overweging genomen bij het finaliseren van dit rapport.

### 3 Samenvatting van mogelijkheden voor optimalisatie van methodiek voor eindcontrole

De beantwoording van de individuele onderzoeksvragen op basis van de input van de respondenten en de verdere beschikbaar gekomen gegevens is uitgewerkt in Bijlage 4, waarbij zoveel mogelijk details en beschikbare “technische informatie” is weergegeven. In dit hoofdstuk wordt deze informatie samengevat tot een aantal hoofdthema’s om op basis van de huidige beschikbare middelen en binnen de huidige wettelijke kaders te zorgen voor een optimale kosteneffectieve eindcontrole.

#### 3.1 Uitgangspunten en mogelijkheden binnen de huidige kaders

Tijdens het verwijderen van asbesthoudend materiaal kunnen asbestdeeltjes in de lucht worden gebracht, die na verloop van tijd neerslaan (sedimenteren). Hoe kleiner de deeltjes, hoe langer deze over het algemeen in de lucht blijven. Indien er tijdens een sanering veel asbestvezels zijn vrijgekomen (en tijdens saneringen zijn concentraties tot 147.000.000 vezels/m<sup>3</sup> gemeten (Spaan et al., 2016)), is het waarschijnlijk dat een groot deel van die vrijgekomen asbestvezels op oppervlakken in die ruimte (zoals de vloer, richels en objecten) terecht komt. Verder kunnen resten asbesthoudend materiaal in de ruimte achterblijven. Na de sanering wordt de ruimte (veelal een containment) door het saneringsbedrijf schoongemaakt, waarna een geaccrediteerd laboratorium de eindcontrole uitvoert. De eindcontrole heeft tot doel om vast te stellen of het voldoende veilig is om de ruimte na een sanering weer in gebruik te nemen of te bewonen. Ter voorbereiding bekijkt de analist onder andere het werkplan, het inventarisatierapport, de risicoklasse-indeling volgens SMA-rt en bespreekt het verloop van de sanering en eventuele bijzonderheden met de aanwezige DTA-er van het saneringsbedrijf. Daarna volgt de visuele inspectie en worden indien van toepassing aanvullende lucht- en/of kleefmonsters verzameld. Om te voorkomen dat gesedimenteerde vezels onopgemerkt blijven, wordt tijdens de luchtmeting activiteit gesimuleerd. Om tijd te besparen mogen luchtmetingen al tijdens het uitvoeren van de visuele inspectie worden ingezet, maar worden deze gestaakt als de visuele inspectie leidt tot afkeur. Indien kleefmonsters worden genomen, vindt de monsternamen plaats voordat activiteit wordt gesimuleerd. Omdat een ruimte pas wordt vrijgegeven nadat deze voldoet aan de eisen die aan een eindcontrole worden gesteld, wordt de eindcontrole over het algemeen vrijwel direct na afloop van de sanering uitgevoerd. Indien een ruimte op basis van de resultaten van de eindcontrole wordt afgekeurd, is het aan de saneerder om deze ruimte nogmaals schoon te maken, waarna er opnieuw een eindcontrole uitgevoerd moet worden.

Tijdens de eindcontrole moet dus worden gecontroleerd of er geen asbest in de lucht aanwezig is of in de lucht kan komen vanuit nog aanwezige asbestrestanten of gesedimenteerd asbeststof (bijvoorbeeld rondlopen in de ruimte).

### **3.1.1** *Controleren van asbest in de lucht*

Bij een eindcontrole treft men een ruimte aan waarin geen activiteit plaatsvindt en ook geen veranderingen in de omstandigheden wordt verwacht. Daarom wordt er tijdens de eindcontrole (in tegenstelling tot tijdens arbeidssituaties) ook geen (substantiële) variatie in concentratie verwacht. De hoeveelheid lucht die moet worden bemonsterd tijdens de eindcontrole, en daarmee samenhangend de monsternameduur is daarom niet afhankelijk van een representatieve meetduur zoals dat geldt bij het bemonsteren van activiteiten waar wel veel variatie in concentratie over de tijd wordt verwacht. De optimale meetduur hangt daarom alleen samen met de meetmethode en meettechniek, waar verderop wordt ingegaan.

In de hedendaagse praktijk worden in het containment tijdens de eindcontrole dezelfde omstandigheden qua onderdruk en ventilatievoud gehanteerd als tijdens de sanering. Hierdoor is er ten tijde van de eindcontrole sprake is van onderdruk van 20 Pa en een ventilatievoud van minimaal van 6 verversingen per uur. Dit betekent dat de vezels die aan het begin van de eindcontrole door middel van het simuleren van activiteit in de lucht worden gebracht tijdens de duur van de luchtmeting voor een groot deel via de onderdrukmaschine uit het containment verdwijnen en dus niet zichtbaar zullen worden op de luchtmonsters. Helaas zijn geen meetgegevens beschikbaar die inzicht geven in het concentratieverloop gedurende de duur van een luchtmeting als onderdeel van de eindcontrole. Modelberekeningen laten zien dat het ventilatievoud een duidelijk verdunningseffect veroorzaakt: bij een ventilatievoud van 6 is de concentratie vezels in de ruimte na een uur (oftewel: de concentratie zoals gemeten op tijdstip 1 uur) teruggebracht naar bijna nul, en is de gemiddelde concentratie vezels in de lucht over een meetperiode van 2 uur (oftewel: het oppervlak onder de curve na 2 uur) nog maar 11% van de beginconcentratie (op tijdstip 0 uur); de analyseresultaten geven dus een onderschatting van de vezelconcentratie zoals deze aanwezig was aan het begin van de meting. Hierbij wordt ervan uitgegaan dat tijdens de eindcontrole (na reiniging van de ruimte) geen sprake is van "nalevering" van asbest uit kieren en naden. De eindcontrole kan door het gehanteerde ventilatievoud eigenlijk worden gezien als verlenging van de schoonmaak. Verder wordt op deze manier het potentiële risico van nog aanwezige gesedimenteerde vezels mogelijk onderschat, omdat bij het weer in gebruik nemen van de ruimte bij een normale (geringe) ventilatievoud de concentraties in de lucht door resuspensie (terug in de lucht brengen van vezels) mogelijk hoger zijn dan gemeten tijdens de eindcontrole. Wij adviseren daarom het ventilatievoud tijdens de eindcontrole terug te brengen tot circa 0,1-1 verversingen/uur, waarbij de onderdruk mag worden gereduceerd

maar wel boven 2 Pa moet blijven. Dit komt ook beter overeen met de methode zoals gehanteerd in de ons omringende landen, waar tijdens de luchtmeting als onderdeel van de eindcontrole geen ventilatievoud wordt gecreëerd.

### **3.1.2** *Controle op gesedimenteerde vezels*

Na inademing kunnen asbestvezels gezondheidseffecten zoals longvlies- en buikvlieskanker (mesothelioom) en longkanker veroorzaken en daarom vormen asbestvezels in de lucht een actueel risico. Zoals eerder aangegeven kunnen aanwezige asbestrestanten of gesedimenteerd asbeststof ook (weer) in de lucht komen (resuspensie) en brengen dus ook een potentieel gezondheidsrisico met zich mee. Om dit potentiële risico ook in kaart te brengen tijdens de eindcontrole wordt er tijdens de luchtmeting activiteit gesimuleerd door zowel de vloer als de wanden van het 'containment' ten minste eenmaal met een wegwerpstof (bij voorkeur met kunststof 'haren') af te vegen en luchtbeweging te creëren door met een waaier langs de wanden en de vloer van het 'containment' te wapperen. Deze simulatie wordt binnen 10 minuten na het starten van de luchtbemonstering uitgevoerd en wordt na circa 20 minuten nog een keer herhaald. Voor grote ruimten (inhoud >1.500 m<sup>3</sup>) zoals fabriekshallen of magazijnen wordt in plaats van een stoffer/waaier een bladblazer of ventilator (met vergelijkbare capaciteit als een bladblazer) gebruikt om de lucht in beweging te brengen. Ook in de ons omringende landen wordt activiteit gecreëerd met als doel gesedimenteerde vezels in de lucht te brengen, zodat deze meegenomen worden tijdens de luchtbemonstering. De combinatie van vegen en wapperen wordt als een gevoelige methode gezien om verborgen restanten aan respirabele asbestvezels in de lucht te brengen (Tempelman & Arzoni, 2004). Het is echter de vraag of actief bemonsteren (door te wapperen tijdens de bemonstering) altijd conform voorschrift wordt uitgevoerd. Verder zijn geen publicaties bekend waarin verschillende manieren van actief bemonsteren met elkaar zijn vergeleken om na te gaan welke methode het meest effectief en efficiënt is onder verschillende omstandigheden.

Een extra methode die in Nederland wordt gebruikt om te bepalen of er sprake is van aanwezige asbestrestanten of gesedimenteerd asbeststof dat weer in de lucht zouden kunnen komen, is het nemen van kleefmonsters. Kleefmonsters worden hierbij gezien als verlengstuk van de visuele inspectie. In géén van de ons omringende landen worden tijdens de eindcontrole standaard kleefmonsters genomen en geanalyseerd. De resultaten van kleefmonsters leiden soms tot een afkeur, waar de resultaten van de luchtmonsters dat niet deden. De meetstrategie en evaluatie van de resultaten van kleefmonsters zoals nu wordt gehanteerd is gebaseerd op de ISO 16000-27 (ISO, 2014). Deze methodiek is echter voornamelijk gericht op risicobeoordeling (bepalen van het potentiële risico door aanwezigheid van gesedimenteerde asbestvezels en conglomeraten) met hieraan gekoppelde inkadering, oftewel het in kaart brengen van de bron van blootstelling (voordat wordt gesaneerd), wat qua insteek verschilt van nagaan of een ruimte schoon is.

Omdat slechts een zeer gering deel van het totale oppervlak wordt bemonsterd, en de bemonsteringsstrategie met uitzondering van het aantal te verzamelen kleefmonsters (op basis van het oppervlak van de ruimte) vrij in te vullen is, wordt het potentiële risico van gesedimenteerde vezels mogelijk niet goed (dat wil zeggen: representatief) in kaart gebracht.

Op basis van de beschikbare informatie wordt geconcludeerd dat de relatie tussen kleefmonsters en luchtmonsters onduidelijk is, wat de interpretatie van de resultaten van de kleefmonsters (in relatie tot een toetswaarde voor asbest in lucht) bemoeilijkt. Het is bijvoorbeeld niet aangetoond dat wanneer het resultaat van een kleefmonster wordt aangeduid als duidelijk met asbest verontreinigd (+) of zeer sterk met asbest verontreinigd (++), de grenswaarde dan wel toetswaarde voor asbest in lucht ook daadwerkelijk wordt overschreden. Het ontbreken van een dergelijke relatie hoeft echter geen probleem te zijn, omdat de twee verschillende methoden als complementair kunnen worden gezien.

Hoewel er een groot aantal factoren zijn die het vaststellen van een dergelijke relatie complex maken, is in theorie een relatie tussen de hoeveelheid gesedimenteerde asbestvezels en de hoeveelheid asbestvezels in de lucht wel aannemelijk. In de praktijk kan deze relatie niet worden gevonden doordat er bijvoorbeeld: i) te weinig activiteit wordt gegenereerd om de vezels in de lucht te brengen, ii) de hoge mate van luchtverversing het aannemelijk maakt dat weinig vezels in de lucht worden gemeten vanwege de verdunning, of iii) de sterk wisselende verhoudingen tussen oppervlakte en volume van de onderzochte ruimtes resulteren in sterk wisselende verhoudingen tussen gesedimenteerde asbest en asbest in de lucht. Daarnaast kon op basis van de beschikbare informatie geen onderscheid worden gemaakt tussen losse vezels en vezelhoudend materiaal. Dit betekent dat het vezelhoudend materiaal, zoals grote agglomeraten, clusters en vezelbundels, meetelt in het resultaat van het kleefmonster, terwijl de kans dat dit materiaal zelfs bij hoge mate van activiteit resuspendeert (en daardoor een gezondheidsrisico vormt) kleiner is. De ervaring van TNO met betrekking tot het analyseren van kleefmonsters is dat bij een sterke verontreiniging met asbest (+ en ++) het aandeel van grote agglomeraten, clusters en vezelbundels over het algemeen groot is (oftewel: het aandeel losse vezels is klein). Hierbij moet wel worden opgemerkt dat onder invloed van bijvoorbeeld lopende mensen of rijdende voertuigen deze agglomeraten, clusters en vezelbundels kunnen worden teruggebracht tot losse vezels die wel kunnen resuspenderen. De aanwezigheid van dergelijke restanten asbest vormen daarom wel degelijk een risico wanneer deze ruimte weer in gebruik wordt genomen.

In het verleden is onderzoek uitgevoerd met als doel om vast te stellen of het additioneel nemen en analyseren van kleefmonsters substantieel bijdraagt aan het verkrijgen van een grotere zekerheid over het “asbestveilig” opleveren van een gesaneerde ruimte. In dit onderzoek werd geconstateerd dat hoewel in de

kleefmonsters inderdaad regelmatig asbest werd aangetroffen leidend tot afkeur, op basis van het consequent uitvoeren van de andere onderdelen van de eindcontrole (de visuele inspectie met eventueel luchtmonsters) ook ondubbelzinnig tot afkeur zal leiden. Naast het consequent stimuleren van activiteit adviseren wij ook om meer nadruk te leggen op het simuleren van activiteit door meer en langer activiteit te simuleren, bijvoorbeeld door gebruik te maken van een bladblazer en/of gedurende de gehele luchtmeting een ventilator te laten draaien. Op deze manier worden eventueel gesedimenteerde vezels in de lucht gebracht en (mits er geen grote ventilatievoud is) opgepikt met de luchtmeting. Wanneer een luchtmeting onder deze omstandigheden wordt uitgevoerd, kunnen kleefmonsters achterwege worden gelaten.

### **3.1.3 *Parameters van invloed op bepalingsondergrens***

Luchtmonsters worden geanalyseerd met behulp van microscopische technieken. Bij elk van de microscopische technieken die wordt toegepast voor de analyse van luchtmonsters wordt niet het gehele filter geanalyseerd maar slechts een deel van het filter. Hierdoor moeten de telresultaten worden geëxtrapoleerd om een schatting te kunnen maken van het aantal vezels dat op het gehele filter zouden kunnen liggen. Om deze onzekerheid in kaart te brengen wordt gebruikt gemaakt van Poissonstatistiek, waarmee de grootte van de fout als gevolg van de steekproefgrootte wordt geschat. Dit wil zeggen dat er rond het resultaat van de vezeltelling (de nominale waarde) een 95%-betrouwbaarheidsinterval van de Poissonverdeling rond deze nominale waarde wordt berekend. Daarom worden de analyseresultaten weergegeven als nominale waarde inclusief 95% betrouwbaarheidsinterval (onder- en bovengrens) rondom deze nominale waarde.

De parameters debiet, meetduur en effectief geanalyseerd filteroppervlak (aantal getelde beeldvelden) zijn daarbij schuivende panelen om te komen tot een gewenste bepalingsondergrens (zie Tabel 1). Zoals aan het begin van deze paragraaf aangegeven is, omdat de eindcontrole een statische (stationaire) situatie betreft waarin geen veranderingen in de omstandigheden worden verwacht, de meetduur (in tegenstelling tot tijdens arbeidssituaties) niet bepalend voor de representativiteit van de meting. De meetduur is daarom vooral van belang in relatie tot de bepalingsondergrens en hangt ook weer sterk samen met het gehanteerde debiet, aangezien deze samen het totaal aangezogen volume lucht tijdens de luchtmeting bepalen. Hoe langer er wordt gemeten, hoe meer lucht er wordt bemonsterd. Hoe groter het totaal geanalyseerde oppervlak, hoe nauwkeuriger de analyse en hoe lager de bepalingsondergrens. Door te toetsen op de bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval wordt de kwaliteit van de analyse geborgd en wordt de mogelijkheid gecreëerd om te variëren in de meetduur (kan dus ook minder dan 4 uur), het debiet en het aantal te tellen beeldvelden (binnen bepaalde bandbreedten). Hierdoor wordt de kwaliteit van de meting als geheel niet beïnvloed.

**Tabel 1: Voorbeeld van aantal te tellen beeldvelden als functie van debiet, tijd en gewenste bepalingsondergrens**

Debiet (l/min)	Tijd (h)	Volume (m <sup>3</sup> )	Gewenste bepalingsondergrens (vezels / m <sup>3</sup> )	Aantal te tellen beeldvelden *
16	6	5,8	200	80
16	4	3,8	200	120
16	2	1,9	200	240
16	1	1,0	200	470
8	6	2,9	200	160
8	4	1,9	200	240
8	2	1,0	200	470
8	1	0,5	200	940
8	6	2,9	30	1070
8	4	1,9	30	1590
8	2	1,0	30	3020
8	1	0,5	30	6030
8	1	0,5	250	730
8	1	0,5	500	370
8	1	0,5	1000	180
8	1	0,5	2000	90

\* Bij een vergroting van 2.000x en een beeldveldgrootte van +/- 0,012 mm<sup>2</sup>. Bij een tweemaal zo hoge beeldveldgrootte neemt het aantal te tellen beeldvelden met de helft af.

Voor het halveren van de bepalingsgrens is bijvoorbeeld een verdubbeling van het debiet nodig. De nu veel gebruikte standaard 'asbest' accupompen kunnen een debiet van 16 L/min (waarschijnlijk) niet aan. Dit hoeft geen belemmering te vormen, aangezien het mogelijk is om andere type pompen te gebruiken die wel een hoger debiet aankunnen. Wel neemt de kans op lekverliezen verhoudingsgewijs toe, voornamelijk in geval van 'disposable' filtercassettes. Voor metalen filterhouders, waarbij het filter door een teflon O-ring is ingeklemd in de houder zijn er nauwelijks lekverliezen te verwachten. Omdat deze filterhouders worden hergebruikt is het van belang dat deze na gebruik goed worden schoongemaakt, zodat het hergebruik van deze filterhouders geen besmettingsrisico en dus vertekening van de resultaten met zich meebrengt. Hierbij is het wel van belang om gebruik te maken van pompen, filterkoppen en filters waarvan is aangetoond dat deze geschikt zijn voor het betreffende doel.

### 3.1.4 Analysemethoden en -technieken

De eindcontrole wordt over het algemeen vrijwel direct na afloop van de sanering uitgevoerd, zodat de betreffende ruimte zo snel mogelijk weer in gebruik kan worden genomen. De complete doorlooptijd van de eindcontrole hangt, naast de tijd die het uitvoeren van de eindcontrole met zich meebrengt (waarbij de duur van



de luchtmetingen een grote bepalende factor is), voornamelijk af van de tijd die nodig is om de monsters te analyseren. Door het gebruik van mobiele apparatuur (veelvuldig toegepast voor FCM en ook beschikbaar voor SEM) kan de analyse van de monsters op locatie worden uitgevoerd. Hierdoor wordt de totale doorlooptijd van de eindcontrole sterk gereduceerd, in vergelijking met de situatie waarin de monsters eerst naar het laboratorium moeten worden gebracht alvorens ze kunnen worden geanalyseerd.

In geval van RK2A-saneringen geldt op een aantal uitzonderingssituaties na (zie Bijlage 1) een toetswaarde van 2000 vezels/m<sup>3</sup>. Voor RK2-saneringen wordt een toetswaarde van 10.000 vezels/m<sup>3</sup> gehanteerd. Microscopische technieken die voldoen aan een bepalingsondergrens lager dan 2.000 vezels/m<sup>3</sup> zouden kunnen worden toegepast tijdens de eindcontrole van RK2A-saneringen. Op dit moment worden drie verschillende analysetechnieken gebruikt om luchtmonsters te analyseren: FCM, SEM/RMA en transmissie elektronenmicroscopie/röntgenmicroanalyse (TEM/RMA). De bepalingsondergrenzen van de drie verschillende technieken zoals voorgeschreven in de bijbehorende normen (zie Bijlage 4) zijn respectievelijk 2.000, 200 en 1.000 vezels/m<sup>3</sup>. In geval van een toetswaarde van 2.000 vezels/m<sup>3</sup> zijn volgens de randvoorwaarden zoals beschreven in de huidige normen alleen SEM en TEM geschikt als analysetechniek.

In geval van FCM wordt in de geldende norm geen rekening gehouden met de mogelijkheid tot het verlagen van de bepalingsondergrens door het aangezogen volume lucht te verhogen (langer te meten en/of een hoger debiet te hanteren) en/of door meer beeldvelden te tellen. Ook is er door het beschikbaar zijn van betere objectieven (lenzen) de mogelijkheid om de resolutie van de fasecontrastmicroscop te verbeteren, waardoor de resolutie van SEM kan worden benaderd. Het gebruik van deze lenzen heeft wel als consequentie dat er meer kunde en vaardigheid van de analist noodzakelijk is en vaak ook meer beeldvelden moeten worden geteld om tot een vergelijkbare nauwkeurigheid te komen.

Fasecontrastmicroscopen hebben het nadeel niet specifiek te zijn, wat betekent dat er geen onderscheid gemaakt kan worden tussen asbestvezels en andere type vezels. Tijdens de analyse worden daardoor zowel asbestvezels als niet-asbestvezels geteld, waardoor luchtmonsters die worden geanalyseerd met behulp van FCM eerder resulteren in een afkeur van het containment. Omdat niet-asbestvezels hierbij op één hoop worden gegooid met asbestvezels, en niet-asbestvezels regelmatig aanwezig zijn, zouden dergelijke monsters dus ook ten onrechte kunnen leiden tot afkeur.

In de praktijk zal moeten blijken of een aangepaste FCM-methode zoals hierboven beschreven, waarbij een groter inspanning moet worden geleverd om te kunnen

toetsen aan een toetswaarde van 2.000 vezels/m<sup>3</sup>, praktisch gelijkwaardig is aan een analyse op basis van SEM/RMA.

### 3.2 Mogelijkheden buiten de huidige kaders

Verder zijn er een aantal mogelijkheden qua optimalisatie die niet met de huidige technieken en/of binnen de huidige wettelijke kaders kunnen worden gerealiseerd.

Om de methodiek voor eindcontrole te optimaliseren met het oog op zowel kwaliteit, kosten als doorlooptijd zullen nieuwe innovatieve analysemethoden moeten worden onderzocht. Toepassing van bijvoorbeeld sensoren of direct afleesbare instrumenten kunnen ervoor zorgen dat de methoden sneller en daarmee goedkoper worden, maar ook betrouwbaarder (uitslagen worden opgeslagen en er kunnen eenvoudig meerdere monsters worden genomen). Ook nieuwe of aanvullende analysemethoden, zoals fluorescentiemicroscopie of het (deels) automatisch tellen van beeldvelden, kunnen hierbij een uitkomst bieden. Nieuwe analysetechnieken, zoals het gebruik van fluorescentie microscopie en/of 'real-time' sensoren en monitoren, bevinden zich nog in de ontwikkelfase en zijn nog niet geschikt voor het meten van lage asbestconcentraties op het niveau van de toetswaarde van 2.000 vezels/m<sup>3</sup>. Wel blijkt de koppeling tussen FCM en fluorescentiemicroscopie (FCM/FM) veelbelovend als een snelle en selectieve microscopische techniek voor het bepalen van de concentratie aan asbestvezels. Meer onderzoek is echter nodig naar de prestatiekenmerken van deze techniek.

Een gestructureerde en verplichte (centrale) vastlegging van gegevens met betrekking tot uitgevoerde eindcontroles is van onschatbare waarde om huidige technieken en nieuwe methoden in de toekomst te kunnen evalueren. Een dergelijke centrale databank is op dit moment echter niet voorhanden. Wellicht is het een mogelijkheid om voor een dergelijke registratie aan te sluiten bij al bestaande systemen, zoals bijvoorbeeld LAVS.

### 3.3 Mogelijkheden voor vervolgonderzoek - validatie voorgestelde methodiek

Het is van belang om aan te tonen dat de voorgestelde methodiek (meetduur luchtmeting ongeveer 2 uur, ventilatie uit, regelmatig dan wel continu activiteit simuleren tijdens luchtmeting, geen kleefmonsters, keuze voor een passende techniek (FCM, SEM of TEM), en toetsen op de bovengrens zodat een goede analyse wordt gewaarborgd) ook daadwerkelijk beter of op zijn minst even goed is als de huidige toegepaste methode, zowel qua kwaliteit van het resultaat van de eindcontrole als qua kosten-efficiëntie. Een manier om dit te onderzoeken is door een containment in tweeën te delen en beide methoden parallel onder verder zoveel mogelijk dezelfde omstandigheden (met name wat betreft de eventueel

aanwezige asbestvezels) toe te passen en te vergelijken. Wanneer zo iets praktisch niet haalbaar is, kan er ook gekozen worden om de traditionele eindcontrole en de voorgestelde eindcontrole toe te passen in verschillende containments met zoveel mogelijk vergelijkbare omstandigheden. Een andere optie is om de methoden na elkaar uit te voeren in hetzelfde containment (waarbij de voorgestelde methode voorafgaand aan de 'traditionele' methode wordt uitgevoerd). Het nadeel van beide opties is dat de resultaten dan minder goed vergelijkbaar zijn. Een ander alternatief zou zijn om in een experimentele situatie beide methoden met elkaar te vergelijken.

### 3.4 Verdere mogelijkheden voor vervolgonderzoek

Tevens wordt geadviseerd om met een hoger debiet te meten, zodat de meetduur van de eindmeting verkort kan worden zonder dat hierdoor de bepalingsondergrens van de analysetechniek wordt beïnvloed. Op dit moment zijn er echter geen gevalideerde meetmethoden beschikbaar om met een groter debiet te kunnen bemonsteren. Onderzoek naar geschikt materiaal (pompen, filters en filterkoppen) waarmee met een hoger debiet bemonsterd kan worden en waarbij de verzamelde monsters op de gewenste manier kunnen worden geanalyseerd, is nodig omdat het meten met een hoger debiet de meetduur kan verkorten en daarmee de kosten kan verminderen (in verband met de kortere doorlooptijd van de eindcontrole als geheel).

Om de methodiek voor eindcontrole in de toekomst verder te optimaliseren is het van belang om nieuwe ontwikkelingen met betrekking tot meetmethoden en/of analysetechnieken te onderzoeken op bruikbaarheid binnen de kaders van eindcontrole na asbestsanering. Bij geschiktheid dienen deze methoden/technieken gevalideerd te worden, zodat deze kunnen worden meegenomen in de methodiek voor eindcontrole. Dergelijke nieuwe ontwikkelingen zijn betere objectieven (lenzen) voor FCM, aanvullende detectiemethoden zoals fluorescentie microscopie en het (deels) automatisch tellen van beeldvelden, en alternatieve meetinstrumenten zoals sensoren of direct afleesbare instrumenten.

## 4 Referenties

AFNOR. NF X43-050. Qualité de l'air - Détermination de la concentration en fibres d'amiante par microscopie électronique à transmission - Méthode indirecte, januari 1996.

AFNOR. GA X46-033. Guide d'application de la norme NF EN ISO 16000-7 - Stratégie d'échantillonnage pour la détermination des concentrations en fibres d'amiante en suspension dans l'air, augustus 2012.

French Agency for Environmental and Occupational Health Safety (Afsset). Opinion of the French Agency for Environmental and Occupational Health Safety Relating to the proposed Occupational Exposure Limits of chemicals in the workplace - Asbestos fibres: assessment of the health effects and methods used to measure exposure levels in the workplace. The Director General, Maisons-Alfort, France, 7 August 2009.

Ausschuss für Gefahrstoffe (AGS). Technische Regeln für Gefahrstoffe (TRGS) 517 - Tätigkeiten mit potenziell asbesthaltigen mineralischen Rohstoffen und daraus hergestellten Gemischen und Erzeugnissen. Ausschuss für Gefahrstoffe, Bundesministerium für Arbeit und Soziales, februari 2013.

Ausschuss für Gefahrstoffe (AGS). Technische Regeln für Gefahrstoffe (TRGS) 519 - Asbest Abbruch-, Sanierungs- oder Instandhaltungsarbeiten. Ausschuss für Gefahrstoffe, Bundesministerium für Arbeit und Soziales, januari 2014.

Comité Français d'accréditation (COFRAC). LAB REF 26 - Exigences spécifiques pour l'accréditation des organismes procédant aux mesures d'empoussièrement en fibres d'amiante dans les immeubles bâtis, april 2012.

Comité Français d'accréditation (COFRAC). LAB REF 28 - Exigences spécifiques pour l'accréditation des organismes procédant aux mesurages des niveaux d'empoussièrement de fibres d'amiante au poste de travail, januari 2013.

Den Boeft J, Lanting RW. Asbest en andere minerale vezels in de buitenlucht (oriënterende metingen van concentratieniveaus in Nederland). TNO, Delft, rapport G856, juni 1981.

Den Boeft J, Lanting RW. Concentratieniveaus van asbestvezels en andere minerale vezels in de buitenlucht (bronnen – verkeer – grote steden - achtergrond in Nederland). TNO, Delft, rapport R89/172, juli 1989.

Eidgenössische Koordinationskommission für Arbeitssicherheit (EKAS). EKAS Richtlinie nr. 6503: Asbest. Eidgenössische Koordinationskommission für Arbeitssicherheit, Luzern, december 2008.

Environmental Protection Agency (EPA). Guidelines for conducting the AHERA TEM Clearance Test to Determine completion of an asbestos abatement project. Office of Toxic Substances, Washington, EPA 560/5-89-001, 1989.

Lee EG, Nelson JH, Kashon ML, Harper M.; Evaluation of the dark-medium objective lens in counting asbestos fibers by phase-contrast microscopy. Ann. Occup. Hyg, 2015; 59 (5): 616-628.

Forum Asbest Schweiz (FACH). Asbestsanierungen: Visuelle Kontrollen und Raumluftmessungen. Ein Leitfaden für Fachplaner, Fachbauleiter, Asbestsanierungsunternehmen und Spezialisten für Raumluftmessungen. Forum Asbest Schweiz, nummer 2955, december 2013.

Federale Overheidsdienst Werkgelegenheid (FOW). Wetten, decreten, ordonnanties en verordeningen - Koninklijk besluit betreffende de bescherming van de werknemers tegen de risico's van blootstelling aan asbest (16 maart 2006). Federale Overheidsdienst Werkgelegenheid, Arbeid en Sociaal Overleg, Belgisch Staatsblad, ed. 2, nr. 2006-1170, 23 maart 2006.

Gezondheidsraad. Asbest: Risico's van milieu- en beroepsmatige blootstelling. Gezondheidsraad, publicatienr. 2010/10. Den Haag, 2010.

Health and Safety Executive (HSE). Asbestos: The analysts' guide for sampling, analysis and clearance procedures. Health and Safety Executive, report HSG248, ISBN 978 0 7176 2875 9, 2005.

Health and Safety Executive (HSE). Asbestos: The licensed contractors' guide. Health and Safety Executive, report HSG247, ISBN 978 0 7176 2874 2, 2006.

Health and Safety Executive (HSE). Managing and working with asbestos. Control of Asbestos Regulations 2012 - Approved Code of Practice and guidance. Health and Safety Executive, report L143, ISBN 978 0 7176 6618 8, 2013

Health and Safety Executive (HSE).

<http://www.hse.gov.uk/asbestos/regulations.htm>; website bezocht op 7 juni 2017.

Health and Safety Laboratory (HSL). Methods for the Determination of Hazardous Substances (MDHS) 87: Fibres in air - Guidance on the discrimination between fibre

types in samples of airborne dust on filters using microscopy. Health and Safety Executive (HSE), 1998.

Institute National de Recherche et de Sécurité (INRS). Edition INRS ED 6171 – Commander des mesures d’amiante dans l’air à des organismes accrédités. ISBN 978-2-7389-2121-5, december 2014.

Institute National de Recherche et de Sécurité (INRS). Edition INRS ED 6091 –ED815, Travaux de retrait ou de confinement d’amiante ou de matériaux en contenant - Guide de prévention. ISBN 978-2-7389-2035-5, december 2012

Institute National de Recherche et de Sécurité (INRS). Edition INRS ED 6172 – Décrypter un rapport d’essai des mesures d’empoussièrement en fibres d’amiante. ISBN 978-2-7389-2121-2, april 2015.

ISO. ISO 10312:1995. Ambient air -- Determination of asbestos fibres -- Direct transfer transmission electron microscopy method, april 1995.

ISO. ISO 13137:2013. Workplace atmospheres - Pumps for personal sampling of chemical and biological agents - Requirements and test methods, 1 oktober 2013.

ISO. ISO 13794:1999. Ambient air -- Determination of asbestos fibres -- Indirect-transfer transmission electron microscopy method, augustus 1999.

ISO. ISO 14966:2002. Ambient air - Determination of numerical concentration of inorganic fibrous particles - Scanning electron microscopy method. November 2002, inclusief correctieblad ISO 14966:2003/C1:2007 en, juli 2007.

ISO. ISO 16000-7. Indoor air -- Part 7: Sampling strategy for determination of airborne asbestos fibre concentrations, augustus 2007.

ISO. ISO 16000-27. Indoor air - Part 27: Determination of settled fibrous dust on surfaces by SEM (scanning electron microscopy) (direct method), 1 juni 2014;

Kenney LC, Rood AP, Blight BJN. A direct measurement of the visibility of amosite asbestos fibres by phase contrast optical microscope. Ann. Occup. Hyg. 1987; 33: 261-264.

Nationaal Bureau voor Normalisatie (NBN). NBN T 96-102. Werkplaatsatmosferen - Bepaling van de asbestvezelconcentratie - Membraanfiltermethode met optische fasecontrastmicroscopie. Uitgave 3, mei 1999.

NEN. NEN-EN-ISO/IEC 17025:2005 nl - Algemene eisen voor de bekwaamheid van beproevings- en kalibratielaboratoria. Nederlands Normalisatie Instituut, Delft, 1 juli 2005.

NEN. NEN 2990:2012 nl. Lucht - Eindcontrole na asbestverwijdering. Nederlands Normalisatie Instituut, Delft, 1 oktober 2012.

NEN. NEN 2991:2015 nl. Lucht - Bepaling van de asbestconcentraties in de binnenlucht en risicobeoordeling in en rondom bouwwerken, constructies of objecten waarbij asbesthoudende materialen zijn verwerkt. Nederlands Normalisatie Instituut, Delft, 1 september 2015.

NEN. Interimregeling eindcontrole na een asbestsanering in risicoklasse 2A, per ingang van 1-1-2017, november 2016.

Nishimura T, Alexandrov M, Ishida T, Hirota R, Ikeda T, Sekiguchi K, Kuroda A. Differential counting of asbestos using phase contrast and fluorescence microscopy. *Ann. Occup. Hyg.* 2016; 60 (9): 1104-1115.

République Française. Code de la santé publique - Article R1334-29-3 (article I en III), 1 februari 2012.

République Française. Code du travail - Article R4412-140, 8 juli 2013 ([www.legifrance.gouv.fr](http://www.legifrance.gouv.fr)).

Rooker SJ, Vaughan NP, Le Guen JM. On the visibility of fibers by phase contrast microscopy. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 1982; 43 (7): 505-515.

Schweizerische Unfallversicherungsanstalt (SUVA). [www.suva.ch](http://www.suva.ch); website bezocht juni 2017.

Sociaal Economische Raad (SER). <http://www.ser.nl/nl/grenswaarden/asbest.aspx>; website bezocht op 7 juni 2017.

Spaan S, Voogd E, Tromp PC, Den Boeft J, De Jong R, Diks M, Schinkel JM. Beschrijving (verdere) ontwikkeling van de database met blootstellingsgegevens en onderbouwing van het SMA-rt risicoclassificatiesysteem. TNO-rapport R11737, mei 2016.

Tempelman J, Arzoni RJ. Onderzoek naar de bruikbaarheid van stripmonsters als onderdeel van de eindcontrole na asbestverwijdering (Ontwerp NEN 2990). TNO-rapport R2004/038, Apeldoorn, 27 januari 2004.

Tempelman J, Tromp PJ, Stax L. Risicogerichte classificatie van werkzaamheden met asbest: onderzoek en onderbouwing van de mogelijkheden tot het risicogericht indelen van werkzaamheden met asbest en asbesthoudende materialen. TNO-rapport R 2004/523, Apeldoorn, november 2004.

Tromp P, Tempelman J. Bepaling van de vezelconcentratie in de lucht na asbestsanering - Onderzoek naar de geschiktheid van licht- en elektronenmicroscopische bepalingsmethoden bij de eindcontrole na een asbestsanering. TNO rapport TNO 2016 R10496- A versie, Utrecht, 13 juni 2016.

Tromp P. Asbest en andere minerale vezels in de Nederlandse buitenlucht - Meetperiode mei – september 2016. TNO rapport TNO 2016 R11562, Utrecht, 24 november 2016.

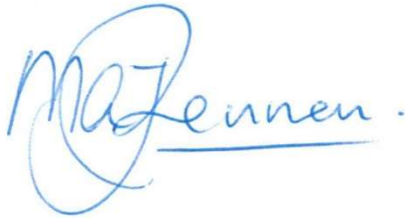
Verein Deutscher Ingenieure (VDI). VDI Richtlinie 3492: Messen von Innenraumlufiverunreinigungen Messen von Immissionen Messen anorganischer faserförmiger Partikel Rasterelektronen-mikroskopisches Verfahren. Duitsland, juni 2013.



## 5 Ondertekening


Zeist, 5 oktober 2017

TNO



Monique Rennen

Afdelingshoofd



Suzanne Spaan

Auteur

## Bijlage 1: Relevante wijzigingen in Arbobesluit

Zoals beschreven in het Arbeidsomstandighedenbesluit is per 1 januari 2017 de grenswaarde voor blootstelling aan respirabele vezels voor amfibool asbesttypen vastgesteld op 2000 vezels/m<sup>3</sup> lucht, waardoor de grenswaarden voor amfibole asbesttypen en chrysotiel asbest nu gelijk zijn. Tevens is er een wijziging in de indeling van asbesthoudend materiaal doorgevoerd. Een sanering van asbesthoudend materiaal dat één of meer van de vijf typen commercieel toegepaste amfibool asbest bevat, waarbij concentraties amfibool asbest in de lucht kunnen ontstaan die de grenswaarde overschrijden, wordt nu ingedeeld in risicoklasse (RK) 2A. Omdat chrysotiel en amfibool asbest ook als combinatie in een toepassing kunnen voorkomen, geldt tevens de (additie)regel dat de gemeten concentratie van beide soorten asbest in de lucht samen niet hoger mag zijn dan 2.000 vezels/m<sup>3</sup>. Dit resulteert in de volgende RK-indelingen:

- RK1 = concentratie chrysotiel + concentratie amfibool asbest  $\leq 2.000$  vezels/m<sup>3</sup>
- RK2 = concentratie chrysotiel + concentratie amfibool asbest  $> 2.000$  vezels/m<sup>3</sup>.
- RK2A = concentratie chrysotiel + concentratie amfibool asbest  $> 2.000$  vezels/m<sup>3</sup>, waarbij concentratie amfibool  $> 2000$  vezels/m<sup>3</sup>

De verschillen in de te nemen (proces)maatregelen tussen RK2 en RK2A zoals beschreven in het Arbobesluit betreffen de toetsing in het kader van de vrijgave van containments: In geval van RK2A geldt voor een eindcontrolemeting een toetswaarde van 2.000 vezels/m<sup>3</sup>, terwijl voor RK2 een toetswaarde van 10.000 vezels/m<sup>3</sup> wordt gehanteerd. Voor RK2A gelden tevens de volgende uitzonderingen op de toetswaarde van 2.000 vezels/m<sup>3</sup> (waarbij de toetswaarde van 10.000 vezels/m<sup>3</sup> van kracht wordt):

- Klein losliggend onbeschadigd product met een oppervlakte van max. 2,5 m<sup>2</sup>
- Situaties waarbij de te verwachten blootstelling beperkt is doordat:
  - a. het te verwijderen asbesthoudend materiaal maximaal twee massaprocent amfibool asbest actinoliet, amosiet, anthofylliet, tremoliet en/of crocidoliet bevat; of
  - b. verwijdering van leidingen, buizen en kanalen van asbestcement, die niet volledig in beton gestort zijn (per 1 mei 2017);
  - c. het een asbestverwijdering betreft waarbij gedurende de duur van de asbestverwijderingswerkzaamheden tussen de asbesttoepassing en de werknemer die de verwijdering uitvoert een niet-betreedbare afscheiding aanwezig is, waarmee de asbesttoepassing in zijn geheel lekvrij omsloten wordt.

## Bijlage 2: Overzicht relevante onderdelen huidige methodiek eindcontrole

Op basis van de NEN2990:2012 en het opgestelde interim document gelden met betrekking tot de eindcontrole voor RK2 en RK2A saneringen op dit moment onder andere de volgende eisen met betrekking tot de toe te passen methodiek (NB: onderstaand overzicht is niet volledig):

Binnen-sanering	RK2	RK2A
Visuele inspectie	Ja	Ja
Luchtmetingen	Ja	Ja
- Analysetechniek	FCM (of SEM/RMA <sup>2</sup> )	SEM/RMA <sup>1</sup>
- Meetduur	FCM: min. 2 uur SEM/RMA: min. 4 uur	Min. 4 uur
- Te bemonsteren volume/volume	min. 960 L <sup>3</sup>	min. 1920 L <sup>3</sup>
- Toetswaarde	10.000 vezels/m <sup>3</sup>	2.000 vezels/m <sup>3</sup>
- Simuleren van activiteit tijdens meting <sup>4</sup>	Ja	Ja
- Onderdrukmaschine aan tijdens eindcontrole (min. 20 Pa)	Ja	Ja
Kleefmonsters <sup>5</sup>	Nee	Ja <sup>6</sup>
- Analysetechniek	-	SEM/RMA <sup>7</sup>

<sup>1</sup> SEM = scanning elektronen microscopie; RMA = röntgen micro analyse (afkomstig uit het Duits), wordt ook wel energy dispersive X-ray analysis (EDX) (vanuit het Engels)

<sup>2</sup> Hoewel er in de praktijk over het algemeen bij de eindcontrole van RK2 voor de analyse geen SEM/RMA wordt toegepast, is dit wel toegestaan.

<sup>3</sup> Uitgaande van een minimaal te bemonsteren volume en een minimale meetduur moet een debiet van minimaal 8 L/min worden gehanteerd

<sup>4</sup> Om te voorkomen dat losse reeds gesedimenteerde vezels onopgemerkt blijven en bij later gebruik van de ruimte weer vrij zouden kunnen komen, wordt tijdens de meting activiteit gesimuleerd door zowel de vloer als de wanden van het 'containment' ten minste eenmaal met een wegwerpstof af te vegen. Daarna wordt luchtbeweging gecreëerd door met een platte waaier ter grootte van A4-formaat langs de wanden en de vloer van het 'containment' te wapperen, waarbij de waaier op circa 10 cm van de wand wordt gehouden. Deze simulatie wordt binnen 10 min na het starten van de luchtmonstering uitgevoerd en wordt na circa 20 min nog een keer herhaald.

<sup>5</sup> Indien kleefmonsters worden genomen, dan worden deze genomen voordat de simulatie van activiteit wordt uitgevoerd.

<sup>6</sup> In geval van de uitzonderingen binnen RK2A wordt met betrekking tot de eindcontrole uitgegaan van hetzelfde regime als geldt voor RK2, en wordt het nemen van kleefmonsters niet voorgeschreven

<sup>7</sup> Indeling van analyseresultaat in categorieën van verontreiniging; -: 0 asbeststructuren/cm<sup>2</sup> (geen asbest aangetroffen), +/-: 1–100 asbeststructuren/cm<sup>2</sup> (asbest aangetroffen), +: 101–500 asbeststructuren/cm<sup>2</sup> (oppervlak duidelijk met asbest verontreinigd), ++: >500 asbeststructuren/cm<sup>2</sup> (oppervlak zeer sterk met asbest verontreinigd)

## Bijlage 3: Informatie over methodiek voor eindcontrole zoals gehanteerd in andere Europese landen

Dit hoofdstuk geeft een beknopte samenvatting van de in kaart gebrachte informatie, en daarmee de verschillen tussen de landen. Daarnaast wordt in Bijlage 4 waar relevant bij de beantwoording van de individuele onderzoeksvragen aangegeven hoe dit in andere landen wordt aangepakt. Om herhaling te voorkomen is in dat geval die informatie hier niet ook weergegeven.

### Algemene informatie en visuele inspectie

Qua methodiek voor het uitvoeren van de eindcontrole zijn significante verschillen per land geconstateerd. Niettemin wordt in alle landen met een visuele inspectie van het gesaneerde gebied begonnen, soms gevolgd door luchtbemonstering in combinatie met microscopische analyse en toetsing aan een toetswaarde (République Française, 2012; République Française, 2013; FOW, 2006; VDI, 2013; AGS, 2014; AFNOR, 2012; INRS, 2014; INRS, 2015; HSE, 2005; EKAS, 2008; FACH, 2013). In sommige landen ligt de nadruk op uitgebreide en diepgaande visuele inspectie alvorens luchtmonsters worden verzameld en geanalyseerd. Met name in het Verenigd Koninkrijk (HSE, 2013) en Zwitserland (FACH, 2013) wordt de visuele controle heel uitgebreid uitgevoerd en gedocumenteerd. Eveneens ligt de nadruk op saneringen die in containments (binnenruimtes) worden uitgevoerd. Bij saneringen die in de buitenlucht worden uitgevoerd worden bij de eindcontrole geen luchtmonsters verzameld. Deze punten zijn hieronder nader uitgewerkt.

Net zoals in Nederland de laboratoria die de eindcontrole uitvoeren geaccrediteerd dienen te zijn, zijn kwaliteitsborging en (verplichte) accreditatie ook van belang in andere landen. Hierbij enkele voorbeelden:

- In Duitsland en Zwitserland is de eindcontrole en het voldoen aan aanvullende kwaliteit borgende parameters verplicht (VDI, 2013; EKAS, 2008)
- In Frankrijk zijn expliciet accreditatie codes volgens Comité Français d'accréditation (COFRAC) verplicht; voor eindcontrole in binnenruimtes geldt (COFRAC, 2012) en voor werkplekken (COFRAC, 2013).

### Indeling op basis van soort materiaal / soort sanering en wat dit betekent voor de manier van vrijgeven

In Nederland wordt binnen de huidige systematiek een eindcontrole uitgevoerd bij saneringen waarbij tijdens de sanering een overschrijding van de grenswaarde wordt verwacht. Vervolgens wordt op basis van de productsamenstelling onderscheid gemaakt in hoe deze eindcontrole wordt uitgevoerd. Een dergelijke risicogerichte aanpak kent men in de andere landen niet, of wordt anders ingericht.

In Zwitserland hanteert men bijvoorbeeld drie verschillende “complexiteitsniveaus” bij de asbestsanering (EKAS, 2008):

1. Hoog complexe saneringen zijn bijvoorbeeld saneringen van spuitasbest in scholen, warenhuizen, kantoorgebouwen en ziekenhuizen, die tijdens de sanering nog in gebruik zijn en waarbij potentieel veel vezels vrijkomen.
2. Als dergelijke gebouwen niet in gebruik zijn (bijvoorbeeld scholen tijdens schoolvakanties) vallen zij onder middelcomplexiteit.
3. Saneringen van vrijstaande eengezinswoningen vallen in de categorie lage complexiteit.

Ongeacht de omvang en de complexiteit van de asbestsanering wordt een eindcontrole door middel van een visuele inspectie altijd aanbevolen (EKAS, 2008). Bij een sanering van hoge complexiteit wordt het uitvoeren van een eindcontrole door middel van een uitgebreide visuele inspectie en een luchtmeting (de zogenoemde ‘Zonenfreimessung’) expliciet verplicht. Aanvullende luchtmetingen voor en tijdens de sanering kunnen bij vermoede risico’s worden uitgevoerd, maar zijn niet verplicht.

In Frankrijk hangt de mate van inperking af van het (verwachte) stofniveau dat wordt gegenereerd tijdens het verwijderingsproces, wat weer wordt bepaald door de combinatie van het materiaal, de verwijderingstechniek en de collectieve beheersmaatregelen die zijn gekoppeld aan een bepaalde verwijderingstechniek (bijvoorbeeld stofopnamemateriaal bij de bron of impregneren naar de kern met een bevochtigingsmiddel). Het stofniveau behorend bij een bepaald verwijderingsproces, gemeten op de persoon door middel van individuele bemonstering, wordt ingedeeld in één van de drie regelgevende niveaus (zie Tabel 2). Stofniveaus hoger dan 25.000.000 vezels/m<sup>3</sup> zijn niet toegestaan; in dat geval moet het bedrijf zijn processen beoordelen (de verwijderingstechniek en/of de beheersmaatregelen) om de stofemissie te verminderen tot onder 25.000.000 vezels/m<sup>3</sup> (République Française, 2013). Bij het verwijderen van de asbestmaterialen bestaat de procedure met betrekking tot eindcontrole in Frankrijk altijd uit zowel een visuele inspectie en luchtmetingen. In feite is er sprake van twee visuele inspecties en twee momenten van luchtmetingen (en in sommige gevallen een aanvullende analyse van de werkzaamheden ten koste van de opdrachtgever). De eerste visuele inspectie wordt uitgevoerd door iemand van het saneringsbedrijf voordat het containment wordt afgebroken (République Française, 2013). Wanneer de uitkomst van de eerste visuele inspectie goed is, mag de eerste beschermlaag worden verwijderd. Daarna worden de eerste luchtmetingen uitgevoerd in het containment door een door COFRAC geaccrediteerde instantie, waarbij de ventilatie aan staat (République Française, 2013). Als het resultaat van de eerste luchtmetingen goed is, mag het containment worden verwijderd en is het gebied weer "vrij". Echter, voordat het gebouw weer in gebruik mag worden genomen moet de eigenaar een tweede eindcontrole laten uitvoeren, bestaande uit een visuele inspectie (uitgevoerd door een erkende en onafhankelijke persoon) en

luchtmetingen (uitgevoerd door een door COFRAC geaccrediteerde instantie, waarbij activiteit wordt gesimuleerd met behulp van ventilatoren) (République Française, 2012). Wanneer er na de sanering op de locatie andere werkzaamheden uitgevoerd gaan worden (bijvoorbeeld renovatiewerkzaamheden), moet er ook een asbest-end-of-site analyse plaatsvinden (inclusief luchtmetingen zonder de aanwezigheid van een containment, waarbij activiteit wordt gesimuleerd met behulp van ventilatoren).

**Tabel 2: Overzicht van beheersingseisen zoals gesteld in Frankrijk <sup>5</sup>**

Regulator niveau	Stofniveau (C)	Type inperkingen (containment)
Level 1	$C < 100.000$ vezels/m <sup>3</sup> :	Geen containment Gebruik van niet-ontvlambare oppervlaktebescherming Nieuwe luchttoevoer van 60 m <sup>3</sup> per uur per persoon
Level 2	$100.000 < C < 3.300.000$ vezels/m <sup>3</sup>	Dynamisch containment (1 bestendige en waterdichte polyaanfolie laag + 1 hygiëne laag) Onderdruk van minimaal 10 Pa Ventilatieoud ongeveer 6 verversingen/uur
	$3.300.000 < C < 6.000.000$ vezels/m <sup>3</sup>	Dynamisch containment (1 waterbestendige polyurethaanfolie laag + 1 hygiëne laag) Onderdruk van minimaal 10 Pa Ventilatieoud ongeveer 15 verversingen/uur
Level 3	$6.000.000 < C < 10.000.000$ vezels/m <sup>3</sup>	Dynamisch containment (2 waterdichte en sterke polyaanfolie lagen + 1 schone film) Onderdruk van minimaal 10 Pa Ventilatieoud ongeveer 20 verversingen/uur
	$10.000.000 < C < 25.000.000$ vezels/m <sup>3</sup>	Dynamisch containment (2 waterdichte en sterke polyaanfolie lagen + 1 schone film) Onderdruk van minimaal 10 Pa Ventilatieoud > 20 verversingen/uur, afhankelijk van het stofniveau

<sup>5</sup> Op basis van de gewijzigde Beschikking van 8 april 2013 inzake technische voorschriften, preventieve maatregelen en collectieve beschermende maatregelen die door bedrijven moeten worden geïmplementeerd in werkzaamheden met betrekking tot de beperking van blootstelling aan asbest en richtlijn nr. DGT / CT2 / 2015 / 238 van 16 oktober 2015 betreffende de toepassing van het decreet van 29 juni 2015 over de risico's van blootstelling aan asbest.

In andere landen (België, Verenigd Koninkrijk en Duitsland) kijkt men vooral naar het type materiaal dat verwijderd wordt.

In België is de indeling bijvoorbeeld gebaseerd op het materiaaltipe dat er dient te worden verwijderd. Bij eenvoudige handelingen (methodes van verwijdering van asbest of asbesthoudend materiaal, waarbij het risico op vrijkomen van asbest in alle gevallen zo beperkt is dat de concentratie van 10.000 vezels/m<sup>3</sup> niet wordt overschreden),<sup>6</sup> en bij het verwijderen van de niet-hechtgebonden leidingisolatie in een buitensituatie waarbij wordt voldaan aan de voorwaarden voor het toepassen van de couveusezak-methode hoeven de werkzaamheden niet in een hermetisch afgesloten zone (containment) te worden uitgevoerd, en is géén vrijgaveprocedure (en dus geen eindcontrole) noodzakelijk. In deze gevallen moet de aannemer de locatie wel vrij van stof, brokstukken en asbestmateriaal achterlaten, maar er is niet beschreven hoe dit dan vastgesteld moet worden. Een eindcontrole is wel verplicht zodra de verwijdering van asbest in een containment plaatsvindt (FOW, 2006). In België bestaat het containment uit 2 lagen folie. Alvorens het containment vrij te geven wordt er op de binnenste laag folie een fixatielaag aangebracht. Nadat de laag gedroogd is, wordt deze binnenste folielaag verwijderd. Vervolgens vindt een visuele inspectie plaats, uitgevoerd door de asbestverwijderaar, die een schriftelijke verklaring opstelt waarin vastgelegd wordt dat aan de vooraf gestelde eisen (droog en vrij van stof asbestrestanten) is voldaan. Vervolgens worden er luchtmetingen uitgevoerd door een erkend laboratorium, waarbij de onderdrukmaschine (extractor) uit staat, en de lucht wordt verstoord met bijvoorbeeld een ventilator (bijvoorbeeld één ventilator per meetpunt). Indien de resultaten van deze luchtmetingen voldoen aan de toetsingscriteria (zie hieronder) mag de buitenste laag folie worden verwijderd (FOW, 2006).

In het Verenigd Koninkrijk hebben werkgevers een verplichting om er voor te zorgen dat de verspreiding van asbestvezels zoveel mogelijk wordt beperkt. Voor bepaalde asbestverwijderingswerkzaamheden is een vergunning nodig en voor andere werkzaamheden niet. Vergunningsplichtige werkzaamheden zijn werkzaamheden waarbij werknemers niet sporadisch of met een lage intensiteit worden blootgesteld aan asbest, werkzaamheden waarbij bij de risicobeoordeling niet duidelijk kan worden aangetoond dat de grenswaarde niet wordt overschreven,

---

<sup>6</sup> De techniek van eenvoudige handelingen wordt uitsluitend toegepast bij de verwijdering van : 1) hechtgebonden asbest die niet beschadigd is of waarbij er geen vrije vezels zichtbaar zijn en waarbij verwijdering geen aanleiding geeft tot een wijziging van de toestand; 2) hechtgebonden asbest die beschadigd is of waarbij er vrije vezels zichtbaar zijn en die verwerkt is in een buitentoepassing waarbij geen derden aanwezig zijn, voor zover de verwijdering geen aanleiding geeft tot een wijziging van de toestand; 3) asbesthoudende dichtingen of pakkingen; 4) asbesthoudende koorden en geweven materialen; 5) asbesthoudende remvoeringen en analoge materialen; 6) asbesthoudend plaatmateriaal, asbestkarton, asbestcement in binnentoepassingen en waarbij er geen bevestigingssysteem aanwezig is zoals schroeven, nagels of lijm, voor zover het asbest gefixeerd is en het weggenomen en verpakt wordt zonder gereedschappen te gebruiken voor demontage; 7) asbestcontaminatie van een lokaal, ruimte, gebouw of technische installatie waarbij er geen zichtbare asbestresten aanwezig zijn, voor zover het lokaal, de ruimte, het gebouw of de technische installatie gereinigd wordt met stofzuigers met een absoluutfilter en door middel van vochtige doeken.

werkzaamheden met asbesthoudende coating, of werkzaamheden met asbesthoudend isolerend board or isolatiemateriaal (waarbij werknemers niet sporadisch of met een lage intensiteit worden blootgesteld aan asbest, door middel van de risicobeoordeling niet duidelijk kan worden aangetoond dat de grenswaarde niet wordt overschreven, of de werkzaamheden niet kortdurend zijn). Hierbij worden de volgende blootstellingsniveaus gehanteerd: wanneer er een piekblootstelling heerst of wordt verwacht van meer dan 600.000 vezels/m<sup>3</sup> gedurende een periode van 10 minuten, of wanneer er een 4-uurs gemiddelde asbestconcentratie van 100.000 vezels/m<sup>3</sup> wordt overschreden. Voor vrijwel alle vergunningsplichtige werkzaamheden is een volledig containment vereist, tenzij dit redelijkerwijs niet uitvoerbaar is, omdat bij het verwijderen van asbest in containment de kans op vezelemisatie het kleinst is. Niet-vergunningsplichtige werkzaamheden, zoals werkzaamheden met asbestcement of andere hechtgebonden materialen of werkzaamheden buiten of in afgelegen gebieden, zullen doorgaans niet in een volledig containment plaatsvinden. Voor het verwijderen van asbestcement koven dient echter gebruikt te worden gemaakt van een gedeeltelijk containment, waarbij in tegenstelling tot een volledig containment het werkgebied niet in z'n geheel omsloten wordt en waarbij er geen luchtafzuiging aanwezig is. Verder moet gebruik worden gemaakt van een volledig containment wanneer er een significant risico op verontreiniging van de lucht (bijvoorbeeld uit puin), en in geval van grootschalig werk. Een mini-containment mag worden gebruikt wanneer het werk klein is. Het wel of niet aanwezig zijn van een containment bepaalt de manier van vrijgeven (HSE, 2013). In geval van een eindcontrole van een containment worden 4 stappen doorlopen, waarbij men de werkplek eerst van buitenaf controleert, vervolgens het containment/werkgebied van binnen grondig wordt geïnspecteerd, waarna als derde stap luchtmonsters worden genomen en afsluitend de ontmanteling van het containment wordt gecontroleerd. In geval van een eindcontrole van een werkgebied zonder containment worden 3 van de bovenstaande 4 stappen doorlopen, waarbij de luchtmonsternamen worden weggelaten en bestaat de laatste stap uit een finale controle van het werkgebied.

In Duitsland is het te saneren materiaal uitgangspunt bij de inschatting van de risico's en daarmee ook de uit te voeren eindcontrole. In dit kader worden de volgende typen materialen gedefinieerd: niet-hechtgebonden asbestproducten, asbestcement producten, asbesthoudende vloerbedekking, lijm, vulmiddel en coatings. Wanneer bij saneringswerkzaamheden in binnenruimtes het asbesthoudende materiaal niet in z'n geheel verwijderd kan worden, is een containment verplicht, en wordt een eindcontrole bestaande uit een visuele inspectie gevolgd door luchtmetingen voorgeschreven. Wanneer echter in een binnensituatie asbesthoudend materiaal in z'n geheel kan worden verwijderd hoeft er geen containment te worden gebouwd (en wordt er ook geen eindcontrole



uitgevoerd), en dient slechts met de volgende vier punten rekening te houden (AGS, 2014):

- Openingen naar aangrenzende ruimtes dienen gesloten te zijn;
- Alleen bevoegde personen mogen in de betreffende ruimte aanwezig zijn;
- Het werkgebied moet met een specifieke stofzuiger (klasse H/filtergraad van 99,995%) schoongemaakt worden;
- Er dient een natte schoonmaak plaats te vinden.

Bij werkzaamheden aan specifieke niet-hechtgebonden asbestproducten met een kleinschalige omvang, zoals bijvoorbeeld het verwijderen van dichtingen aan deuren of gasbranders, coaten van afschermingen aan dichtingen, kan van een eindcontrole worden afgezien.

## Monsternamestrategie

In het kader van de eindcontrole worden in alle geëvalueerde landen in bepaalde situaties luchtmonsters genomen voor verdere microscopische analyses.

In Nederland hangt het aantal te verzamelen monsters af van de grootte van het te inspecteren oppervlak en/of de complexiteit van de constructie. Indien binnen één compartiment op verdiepingen wordt gewerkt, worden deze verdiepingen als afzonderlijke ruimten beschouwd. Met betrekking tot de meetstrategie wordt ook verwezen naar VDI 3877 Blatt 2. In Tabel 3 wordt het minimaal aantal lucht- en kleefmonster per m<sup>2</sup> vloeroppervlak zoals voorgeschreven in de norm weergegeven.

**Tabel 3: Minimaal aantal lucht- en kleefmonsters per m<sup>2</sup> vloeroppervlak binnen een 'containment' (NEN 2990)**

Vloeroppervlak in het 'containment' (m <sup>2</sup> )	Minimum aantal te nemen luchtmonsters	Minimum aantal te nemen kleefmonsters
Tot 100	2	4
101 – 300	3	6
301 – 600	5	10
601 – 1.000	6	12
1.001 – 2.000	8	16
2.001 – 5.000	10	20
5.001 – 10.000	12	24
> 10.000	minimaal 13	minimaal 25

In België en het Verenigd Koninkrijk wordt het minimum aantal te nemen luchtmonsters bepaald door het oppervlak en de hoogte van het containment (FOW, 2006; HSL, 1998). Hierbij wordt niet expliciet het aantal ruimtes meegenomen. Zie ter illustratie in Tabel 4 een voorbeeld van hoe het aantal te nemen luchtmonsters in België is voorgeschreven. Eenzelfde indeling wordt ook in het Verenigd Koninkrijk gehanteerd. Indien de hoogte in een ruimte maximaal 3 m

is, wordt het minimum aantal luchtmonsters bepaald door de volgende formule, waarbij het aantal monsters naar beneden wordt afgerond:

$$((\text{werkoppervlak in m}^2)^{1/3}) - 1.$$

Hierbij moet worden opgemerkt dat zodra de hoogte van een ruimte groter is dan 3 m, het aantal bemonsteringspunten wederom op een andere manier wordt bepaald (HSE, 2006). In België wordt aangegeven dat de bemonsteringspompen verspreid over de werkruimte moeten staan (FOW, 2006) (zie Tabel 4).

**Tabel 4: Vastlegging van het aantal monsternemingen per oppervlakte of volume van containments (werkzones) in België (FOW, 2006)**

Oppervlakte van de werkzone in m <sup>2</sup>	of	Volume van de werkzone in m <sup>3</sup>	Minimum aantal monsternemingen
		<10	1
<50		150	2
200		600	4
500		1.500	6
1.000		3.000	9
5.000		15.000	16
10.000		30.000	20

In alle andere landen (Frankrijk, Duitsland en Zwitserland) wordt het aantal bemonsteringspunten op basis van het vloeroppervlak van de ruimte bepaald, door middel van formules en tabellen. Hierbij wordt in Duitsland en Zwitserland in eerste instantie het aantal compartimenten bepaald op basis van het vloeroppervlak van de ruimte (in m<sup>2</sup>), waarna op basis van het aantal compartimenten het aantal monsters wordt bepaald (VDI, 2013) (zie Tabel 5).

**Tabel 5: Bepaling van het aantal compartimenten op basis van het oppervlak van de ruimte, en bepaling van het aantal monsternemingen op basis van het aantal te evalueren compartimenten in Duitsland (VDI, 2013)**

Bepaling van het aantal compartimenten in een ruimte		Bepaling van het aantal monsternemingen op basis van het aantal compartimenten	
Oppervlak van de ruimte (in m <sup>2</sup> )	Aantal compartimenten	Aantal te evalueren compartimenten	Aantal monsters
Tot 50	1	1-2	2 *
Tot 100	2	3-4	3
Tot 200	3	5-6	4
Tot 300	4	7-8	5
Tot 400	5	9-11	6
Tot 500	6	12-14	(
Tot 600	7	15-17	8
Tot 700	7	18-20	9
Tot 800	8	21-25	10
Tot 900	8	26-31	11

Bepaling van het aantal compartimenten in een ruimte		Bepaling van het aantal monsternemingen op basis van het aantal compartimenten	
Oppervlak van de ruimte (in m <sup>2</sup> )	Aantal compartimenten	Aantal te evalueren compartimenten	Aantal monsters
Tot 1.000	9	32-38	12
Tot 1.500	10	39-46	13
Tot 2.000	11	47-55	14
Tot 3.000	12	Meer dan 55	Een kwart (afgerond)
Tot 4.000	12		
Tot 5.000	13		
Tot 10.000	14		
Meer dan 10.000	Minimaal 15		

\* In een compartiment met een oppervlak van <10 m<sup>2</sup> is slechts 1 monster verplicht

Echter, indien het om een gebouw gaat met veel kleine ruimtes, dan wordt steekproefsgewijs bemonsterd en niet expliciet iedere ruimte. In Zwitserland bekend dit dat zo lang er geen verhoogde concentraties asbestvezels worden gemeten, hoeft op verzoek van de bevoegde instantie slechts in 25% van de gesaneerde ruimtes een luchtbemonstering en -analyse plaats te vinden (FACH, 2013). Indien dit niet het geval is, is het "bouwmanagement" verplicht om ervoor te zorgen dat in alle ruimtes bij de eindcontrole worden meegenomen (SUVA, 2017; FACH, 2013).

In Frankrijk is het opzetten van een containment verplicht zodra de vezelconcentratie van >100 vezels/L (>100.000 vezels/m<sup>3</sup>) te verwachten is. Hierbij wordt de bemonsteringsstrategie zoals vastgelegd in ISO 16000-7 gehanteerd (ISO, 2007). Hierin wordt aangegeven dat het aantal te verzamelen luchtmonsters afhankelijk is van het aantal, de grootte en de locatie van de ruimtes in het gebouw. In elk containment moeten altijd minimaal 2 luchtmonsters worden verzameld, met uitzondering van ruimten <10 m<sup>2</sup>. Het aantal te verzamelen luchtmonsters is hierbij ook afhankelijk van het aantal compartimenten, waarbij het aantal compartimenten wordt bepaald aan de hand van de volgende formule, waarbij het aantal naar boven wordt afgerond naar een heel getal: aantal compartimenten =  $(14 * A) / (730 + A)$ , waarbij A het oppervlakte van de grote ruimte is in m<sup>2</sup>. Voor de bepaling van het aantal luchtmonsters op basis van het aantal compartimenten wordt dezelfde tabel gebruikt als in Duitsland en Zwitserland (zie Tabel 5).

Ondanks dat er in de verschillende landen om ons heen een andere berekeningsformule of rekentabel wordt gebruikt om het aantal luchtmonsters in een containment te bepalen, blijkt dat het aantal luchtmonsters per vloeroppervlak in al deze landen inclusief Nederland vrijwel hetzelfde is.

## Gehanteerde toetswaarde

De toetswaarde waarop een containment wordt vrijgegeven verschilt in de ons omringende landen. Hieronder worden de gehanteerde toetswaarden ook vergeleken met de geldende grenswaarde voor asbest in lucht in het betreffende land (zie ook Tabel 6).

In Frankrijk, waar men TEM als analysemethode gebruikt, vergelijkt men de nominale waarde van het analyseresultaat met een toetswaarde van 5.000 vezels/m<sup>3</sup> (INRS, 2012; République Française, 2013). De gehanteerde toetswaarde voor de eindcontrole ligt een stuk lager dan de geldende grenswaarde van 10.000 vezels/m<sup>3</sup> (8-uur TGG).

In Duitsland, waar de analyses in het kader van eindcontrole met behulp van SEM/RMA worden verricht, dient de vezelconcentratie van elk van de afzonderlijke monsters minder dan 500 vezels/m<sup>3</sup> te bedragen. Een aanvullende eis is dat de bovengrenzen van de monsters niet meer dan 1.000 vezels/m<sup>3</sup> mogen zijn (AGS, 2013; AGS, 2014). Ook hier ligt de toetswaarde een stuk lager dan de grenswaarde van 10.000 vezels/m<sup>3</sup> (8-uur TGG).

In Zwitserland, waar men tevens SEM/RMA gebruikt, is men wat minder streng dan in Duitsland. Hier moeten de nominale concentraties van elk afzonderlijk luchtmonster lager zijn dan 1.000 vezels/m<sup>3</sup> (FACH, 2013). En ook hier ligt de toetswaarde een stuk lager dan de grenswaarde van 10.000 vezels/m<sup>3</sup> (8-uur TGG).

In België en het Verenigd Koninkrijk, waar men FCM als analysemethode voor luchtmonsters gebruikt, toetst men aan 10.000 vezels/m<sup>3</sup> (FOW, 2006; HSE, 2005), wat in beide landen een factor 10 lager ligt dan de grenswaarde van 100.000 vezels/m<sup>3</sup> (8-uur TGG). In het Verenigd Koninkrijk spreekt men echter van een control limit in plaats van een grenswaarde. En waar in het Verenigd Koninkrijk 10.000 vezels/m<sup>3</sup> als toetswaarde voor de nominale waarde van elk afzonderlijk monster, wordt in België aan de bovengrens (95% betrouwbaarheidsinterval) van het analyseresultaat van elk van de afzonderlijke monsters getoetst. In België is er de aanvullende regel dat bij 5 monsters of meer de bovengrens van een klein deel van de monsters tussen de 10.000 en 15.000 vezels/m<sup>3</sup> mag bedragen, maar dat voor minimaal 80% van de monsters de bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval van de Poissonverdeling <10.000 vezels/m<sup>3</sup> moet zijn (FOW, 2006).

**Tabel 6: Overzicht van gehanteerde grenswaarden en toetswaarden voor eindcontrole in de verschillende landen**

Land	Grenswaarde asbest	Toetswaarde eindcontrole asbest	Bron
Nederland	2.000 vezels/m <sup>3</sup> 8- uur TGG	RK2: 10.000 vezels/m <sup>3</sup> RK2A: 2.000 vezels/m <sup>3</sup> Uitzonderingen RK2A: 10.000 vezels/m <sup>3</sup>	SER 2017, Arbobesluit
België	100.000 vezels/m <sup>3</sup> 8-uur TGG	≤ 4 monsters: bovengrens betrouwbaarheidsinterval van alle resultaten <10.000 vezels/m <sup>3</sup> . >4 monsters: bovengrens betrouwbaarheidsinterval voor alle monsters <15.000 vezels/m <sup>3</sup> en voor tenminste 80% <10.000 vezels/cm <sup>3</sup>	SER 2017, FOW 2006
Duitsland	10.000 vezels/m <sup>3</sup> 8- uur TGG	500 vezels/m <sup>3</sup> (bovengrens <1000 vezels/m <sup>3</sup> )	TRGS 517, TRGS 519
Zwitserland	10.000 vezels/m <sup>3</sup> 8- uur TGG	1.000 vezels/m <sup>3</sup>	SER 2017, FACH 2013
Frankrijk	10.000 vezels/m <sup>3</sup> 8- uur TGG	5.000 vezels/m <sup>3</sup>	République Française 2013; Afsset, 2009
Verenigd Koninkrijk	100.000 vezels/m <sup>3</sup> 8-uur TGG (control limit)	10.000 vezels/m <sup>3</sup>	HSE 2017, HSE 2006

## Bijlage 4: Beantwoording individuele onderzoeksvragen

### A: Minimumeisen eindcontrole om ervoor te zorgen dat de betreffende ruimte bij gebruik schoon is

#### 1. Effect van meetduur op de concentratie asbestvezels tijdens eindcontrole

##### 1a. Wat zijn de consequenties van een meting met een korte(re) meetduur?

De respondenten geven aan dat een langere meetduur onder de huidige omstandigheden (met een ventilatievoud van 6 verversingen per uur) leidt tot verdunning van het meetresultaat. Door korter te meten richt de meting zich meer op het bepalen van de piekconcentratie aan het begin van de meting. Verder wordt veelal aangegeven dat de keuze voor de huidige meetduur is gericht om een representatief monster te nemen, dat vergelijkbaar is met bijvoorbeeld de meetduur die wordt gehanteerd bij risicobeoordeling (NEN 2991) en zich leent voor vergelijking met een grenswaarde (die is afgeleid op basis van een 8-uurs TGG). Ook wordt aangegeven dat door korter te meten er een minder reëel beeld van de gemeten asbestvezelconcentraties, omdat het meetresultaat minder betrouwbaar wordt (groter 95% betrouwbaarheidsinterval op basis van Poissonverdeling). Dit kan worden gecompenseerd door meer beeldvelden te tellen, waarmee een grotere fout in de monsternamen wordt gecorrigeerd met een lagere fout (meetonzekerheid) in de analyse. Hierdoor neemt echter de analysetijd toe.

Bij het meten van activiteiten worden er binnen de arbeidshygiëne vaak eisen gesteld met betrekking tot de meetduur. Kortdurende metingen zijn bijvoorbeeld gevoeliger voor variatie. Om een representatief beeld te krijgen van de blootstelling tijdens activiteiten is het nodig om voldoende metingen te hebben die een representatieve weergave geven van de volledige duur van de uitgevoerde activiteit. Het bepalen van de concentratie asbestvezels in de lucht tijdens de eindcontrole is echter niet gericht op een specifieke activiteit, maar heeft als doel om de eventueel nog aanwezige concentratie asbestvezels in de lucht binnen het containment te bepalen. In het containment worden geen activiteiten meer uitgevoerd en betreft dus een situatie waarbij geen substantiële variatie in de aanwezige concentratie wordt verwacht (stationaire situatie). Over tijd zal de concentratie geleidelijk afnemen doordat vezels die nog in de lucht aanwezig zijn neerslaan dan wel zullen worden 'afgevoerd' door de aanwezigheid van (natuurlijke) ventilatie, maar er worden geen grote fluctuaties in de heersende concentratie verwacht. De meetduur is daarom met name relevant voor het bepalen van de gewenste bepalingsondergrens. Omdat tijdens de eindcontrole met name aan het begin van de luchtmeting sprake is van een potentiële bron (gesimuleerde activiteit binnen 10 min na het starten van de luchtbemonstering en herhaald na circa 20 min), en de onderdrukmaschine zorgt voor luchtverversing, wordt de concentratie vezels in het containment meer verdund wanneer er langer wordt gemeten (zie ook de beantwoording van vraag 3b hieronder).

In de geëvalueerde landen gelden verschillende regels voor de bemonsteringsduur. Soms is de bemonsteringsduur en soms is het bemonsteringsvolume vastgelegd. In België geldt een minimale bemonsteringsduur van 4 uur en een minimaal bemonsteringsvolume van  $0.48 \text{ m}^3$  (=480 L), wat overeenkomt met een debiet van  $\approx 2 \text{ L/min}$ . In Duitsland en Zwitserland wordt standaard 8 uur lang bemonsterd, met uitzondering van bouwplaatsen met lopende werkzaamheden, maar ook in dit geval moet minimaal 3 uur lang worden bemonsterd. In Frankrijk wordt een bemonsteringsduur van 24 uur toegepast, wordt uitgegaan van een te bemonsteren volume in de orde van  $10 \text{ m}^3$ . In het Verenigd Koninkrijk hanteert men geen verplichte monsternameduur, maar is het te bemonsteren volume wel vastgelegd als zijnde minimaal 480 liter. Omdat meestal wordt bemonsterd met een debiet van 8 liter/ minuut, komt de bemonsteringsduur op grofweg 1 uur.

Samenvattend kan worden gesteld dat omdat de eindcontrole een statische (stationaire) situatie betreft, waarbij geen variatie in de concentratie wordt verwacht, geen lange meetduur vereist is om een representatief beeld van de concentratie te verkrijgen. De duur van de luchtmeting is vooral van belang met betrekking tot de bepalingsondergrens van de gebruikte analysemethode.

#### ***1b. Wat zijn de consequenties van een meting met een verhoogd debiet?***

De respondenten geven aan dat de pompen en filters die worden gebruikt een hoger debiet niet aan kunnen. Er wordt aangegeven dat de huidige pompen geschikt zijn voor een debiet van maximaal 8-10 L/min, en dat de huidige filters (voor analyse met zowel SEM als FCM) kunnen gaan vervormen of scheuren bij een hoger debiet. Verder wordt aangegeven dat door met een hoger debiet maar wel korter te meten het aantal te tellen beeldvelden ongeveer gelijk kan worden gehouden (afhankelijk van de hoeveelheid aangezogen lucht).

Wanneer de blootstelling van werknemers wordt bepaald aan de hand van persoonlijke metingen moet de gemeten fractie representatief zijn voor de fractie die de werknemer daadwerkelijk inademt, wat bijvoorbeeld resulteert in gehanteerde eisen met betrekking tot de te gebruiken monsternameapparatuur. De combinatie van eigenschappen van de monsternamekop (filtercassette), filter en debiet moet zodanig zijn dat de gewenste fractie (in het geval van asbest gaat het om vezels met een lengte tussen de 5 en  $100 \mu\text{m}$ , een diameter kleiner dan  $3 \mu\text{m}$  en een lengte/diameter verhouding van groter dan 3) op het filter terechtkomt.

Het meten met een verhoogd debiet heeft wel effect op de hoeveelheid grof stof die op het filter terecht komt, maar geen effect op de gemeten nominale vezelconcentratie in een containment. Namelijk, tijdens de analyse worden vezels geteld op basis van gestelde vezelcriteria. Dit betekent dat vezels groter dan  $100 \mu\text{m}$  niet worden meegenomen in de concentratiebepaling. Wel wordt met een hoger

debiet de bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval verlaagd. Het verhogen van het debiet heeft wel enkele praktische consequenties. Het is onbekend of de veelgebruikte disposable zwarte plastic filtercassettes geschikt zijn voor een verhoogd debiet. De kans is aanwezig dat er lekverliezen ontstaan langs de randen van het filter; dit risico neemt toe bij een hoger debiet. In plaats van de disposable filtercassettes kan overigens een metalen filterhouder worden gebruikt, waarbij het filter door een O-ring is ingeklemd in de houder. Hierbij zijn de lekverliezen te verwaarlozen. Echter, zoals is aangegeven door de respondenten hebben de huidige standaard 'asbest' accupompen onvoldoende vermogen om deze hoge debieten te realiseren.

Uit ervaring van TNO blijkt dat goed onderhouden accupompen in combinatie met 25 mm Nucleporefilters en een poriediameter van 0,8  $\mu\text{m}$  een debiet van 12 L/minuut moeten kunnen realiseren. 16 L/min is met de nu gebruikte pompen echter vaak niet haalbaar. In combinatie met mixed cellulose ester (MCE)-filters met een poriediameter van 0,8 of 1,2  $\mu\text{m}$  (voor FCM analyse) is een verdubbeling van het debiet (16 L/min) wel te realiseren. In de NEN 2990 wordt zowel wat betreft analyse met FCM als SEM niet voorgeschreven welk type pomp er gebruikt moet worden. Wel worden er algemene kwaliteitseisen beschreven in de NEN-EN-ISO 13137 (ISO, 2013). Verder worden in de ISO 14966 wat betreft analyse met SEM wel criteria beschreven waar een aan pomp moet voldoen. Hierin wordt een pulsvrije of pulserend gedempte pomp voorgeschreven, die in staat is om een drukverschil over het filter te onderhouden van ten minste 50 kPa (0,5 bar). Daarnaast moet de pomp een debiet aankunnen tussen 8 L/min en 30 L/min, afhankelijk van de diameter van het filter. Voor een filter met een diameter van 25 mm moet de pomp een debiet van minimaal 8 L/min aankunnen waarbij het einddebiet niet meer dan 10% mag afwijken van het begindebiet. Dit betekent dat andere pompen, die een hoger debiet aankunnen, gebruikt mogen worden zolang deze voldoende aan de algemene dan wel specifieke kwaliteitseisen, ook als dit betekent dat in plaats van accupompen netspanningpompen noodzakelijk zijn.

Uit ervaring van TNO blijkt dat er slechts een geringe kans is op scheuren en vervormen van de filters, zelfs bij een debiet van 16 L/min. Het scheuren en vervormen van de filters ontstaat vooral als gevolg van onjuist gebruik van de filterkoppen en/of extreme omstandigheden. Bijvoorbeeld als de filterkop is voorzien van een dop en deze eraf wordt gehaald als de pomp al draait. In de filterkop ontstaan dan een vacuüm die in 1 keer wordt opgeheven waardoor het filter gaat scheuren/vervormen. Daarnaast kan het filter gaan vervormen onder (extreem) vochtige omstandigheden.

Resumerend kan worden gesteld worden dat het verhogen van het debiet van de luchtmeting een manier is om binnen kortere tijd meer volume te bemonsteren en daarmee de bepalingsondergrens te verlagen. Voor het halveren van de



bepalingsgrens is een verdubbeling van het debiet nodig. De nu veel gebruikte standaard 'asbest' accupompen kunnen een debiet van 16 L/min echter waarschijnlijk niet aan. Dit hoeft echter geen belemmering te vormen, aangezien het mogelijk is om andere type pompen te gebruiken die wel een hoger debiet aankunnen. Wel neemt de kans op lekverliezen verhoudingsgewijs toe, met name bij gebruik van 'disposable' filtercassettes. Voor metalen filterhouders, waarbij het filter door een teflon O-ring is ingeklemd in de houder, worden er nauwelijks lekverliezen verwacht.

## ***2. Wat is het effect van "simuleren van activiteit" tijdens de eindcontrole?***

Om te voorkomen dat losse reeds gesedimenteerde vezels onopgemerkt blijven en bij later gebruik van de ruimte weer vrij zouden kunnen komen, moet volgens NEN 2990 tijdens de meting activiteit gesimuleerd worden door zowel de vloer als de wanden van het 'containment' ten minste eenmaal met een wegwerpstoffer (bij voorkeur met kunststof 'haren') af te vegen. Daarna wordt luchtbeweging gecreëerd door met een platte waaier ter grootte van A4-formaat langs de wanden en de vloer van het 'containment' te wapperen, waarbij de waaier op circa 10 cm van de wand wordt gehouden. Deze simulatie wordt binnen 10 minuten na het starten van de luchtbemonstering uitgevoerd en wordt na circa 20 minuten nog een keer herhaald. Voor grote ruimten (inhoud > 1.500 m<sup>3</sup>) zoals fabriekshallen of magazijnen moet in plaats van een stoffer/waaier een bladblazer of ventilator (met vergelijkbare capaciteit als een bladblazer) worden gebruikt om de lucht in beweging te brengen. De stoffer, waaier, bladblazer of ventilator worden na afloop schoongemaakt of als asbest-besmet afgevoerd.

In België wordt ook simulatie van activiteiten toegepast (FOW, 2006). Echter, de expliciete uitvoering hiervan is niet nader omschreven. Er wordt aangegeven dat er voor het verstoren van de lucht geen standaardprocedure voorhanden is en dat er ook weinig controle op is, maar dat vaak gebruik wordt gemaakt van een ventilator. In het Verenigd Koninkrijk wordt het aanwezige stof in beweging gebracht door de vloer en alle andere horizontale oppervlakken met een bezem te vegen (HSE, 2005). In Duitsland en Zwitserland wordt in kleine ruimten door middel van een ventilator (bijvoorbeeld een standaard verkrijgbare föhn) voor "activiteit" gezorgd. Daarnaast geldt dat de simulatie van activiteiten praktijkrelevant moet zijn. In het algemeen moet 5% van het werkgebied één keer worden geraakt met de uitlaat van de ventilator, maar ten minste 5 m<sup>2</sup> van de betreffende ruimte binnen een straal van 3 tot 5 meter rond het bemonsteringsapparaat. Hierbij moet de luchtstroom het oppervlak onder de juiste hoek raken, en moeten de luchtstroom en de werkafstand zodanig worden gekozen dat de luchtsnelheid aan het oppervlak is 4 m/s ( $\pm 20\%$ ) is (VDI, 2013). In Frankrijk wordt tijdens de eindcontrole simulatie zoals beschreven in ISO 16000-7 (ISO, 2007) toegepast (zogenaamde gericht agressieve luchtmonsterneming), waarbij oppervlakken worden verstoord om resterend stof te verspreiden en de hoogst mogelijke asbestconcentratie in de lucht te creëren.

Succescontrole metingen na asbestherstellingen worden uitgevoerd in Duitsland volgens VDI 3492. Dit bevat een simulatie van het gebruik door te blazen in de nabijgelegen omtrek van het meetapparaat. Dit wordt gedaan met een in de handel verkrijgbare föhn.

#### ***2a. Is het effect van “simuleren van activiteit” tijdens de luchtmeting aangetoond?***

Er zijn geen gegevens aangeleverd op basis waarvan het effect van het simuleren van de activiteit kan worden aangetoond. Een van de respondenten geeft wel aan dat er tijdens risicobeoordelingsonderzoek (NEN 2991) een duidelijk effect te zien is van actief bemonsteren (wat raakvlakken heeft met het simuleren van activiteit tijdens de eindcontrole) versus niet-actief bemonsteren, maar hiervoor zijn verder geen gegevens ter onderbouwing beschikbaar. En hoewel een dergelijke observatie zeker een indicatie geeft van het effect van simuleren, moet hierbij ook worden opgemerkt dat de omstandigheden tijdens een risicobeoordeling anders zijn dan tijdens een eindcontrole, onder andere doordat er bij een risicobeoordeling geen containment is en er (nog) geen sanering heeft plaatsgevonden. Verder wordt in de rapportage van een onderzoek aangegeven dat de combinatie van vegen en wapperen als een gevoelige methode wordt gezien om verborgen restanten aan respirabele asbestvezels in de lucht te brengen (Tempelman & Arzoni, 2004).

#### ***2b. Wat is de meest efficiënte manier van “simuleren van activiteit” tijdens de eindmeting?***

We zien dat er in de ons omringende landen ook activiteit wordt gecreëerd met als doel gesedimenteerde vezels in de lucht brengen, zodat deze meegenomen worden tijdens de luchtbemonstering. De manier waarop activiteit wordt gemaakt is verschillend (zie hierboven).

Uit de informatie die beschikbaar is gekomen tijdens de inventarisatie blijkt dat in Nederland containments worden afgekeurd op basis van de resultaten van kleefmonsters in plaats van luchtmonsters (zie antwoord op vraag 4a). Dit toont aan dat er inderdaad gesedimenteerde asbestvezels in de containments aanwezig kunnen zijn, die niet altijd worden opgepikt door middel van het nemen van luchtmonsters. Het is echter niet duidelijk of de simulatie van activiteit ook daadwerkelijk volgens voorschrift wordt uitgevoerd. Zo is eerder gerapporteerd dat uit RvA-inspecties de indruk naar voren komt dat het actief bemonsteren (wapperen) niet altijd conform voorschrift wordt uitgevoerd, terwijl wordt aangegeven dat dit een effectieve techniek is om onzichtbare restvezels in de lucht te brengen (Tempelman & Arzoni, 2004). Het is echter niet bekend of verschillende manieren van actief bemonsteren met elkaar zijn vergeleken om na te gaan welke methode het meest effectief en efficiënt is onder verschillende omstandigheden. Daarnaast kunnen er ook andere factoren, zoals het verversen van de lucht in het containment, hierbij een rol spelen (zie antwoord op vraag 3b).

Als suggesties voor het verhogen van de effectiviteit wordt het gebruik van perslucht of spuitflessen met perslucht, het gebruik van ventilatoren en het gebruik van bladblazers aangedragen, waarbij de laatste twee dan dus ook in ruimten <math>1.500 \text{ m}^3</math> zouden kunnen worden toegepast. Hierbij wordt echter ook opgemerkt dat de integriteit van het containment niet in het geding mag komen (bijvoorbeeld dat het plastic scheurt door de kracht van de bladblazer), en dat een goede decontaminatie van dergelijke apparatuur van groot belang is, omdat (anders dan bij een stoffer) vanuit financieel oogpunt hergebruik van dergelijke apparatuur gewenst is. Verder geldt dat voor elke manier van simuleren van activiteit de meest efficiënte manier moet worden bepaald, waarbij bijvoorbeeld de gewenste afstand tot het oppervlak kan verschillen.

### ***3. Wat is het effect van de aanwezige onderdruk in het containment (minimaal 20 Pa) op het resultaat van een eindcontrolemeting?***

In tegenstelling tot in Nederland is de onderdrukmachine (met bijbehorende ventilatie) in België, het Verenigd Koninkrijk, Duitsland, Zwitserland uitgeschakeld dan wel verlaagd tijdens het verzamelen van luchtmonsters tijdens de eindcontrole (FOW, 2006; HSE, 2005; VDI, 2013; ANFOR, 2012). In enkele gevallen mag bij uitzondering de onderdrukmachine toch ingeschakeld worden. In het Verenigd Koninkrijk mag er bijvoorbeeld wel onderdruk toegepast worden als de integriteit van het containment in gevaar komt en er mensen blootgesteld kunnen worden als de onderdrukmachine uitstaat (HSE, 2005). In Frankrijk staat tijdens de luchtmetingen in het containment als onderdeel van de eerste eindcontrole de luchtextractie echter wel aan.

#### ***3a. Is er inzicht in het concentratieverloop (afname/toename concentratie) gedurende de duur van een eindmeting?***

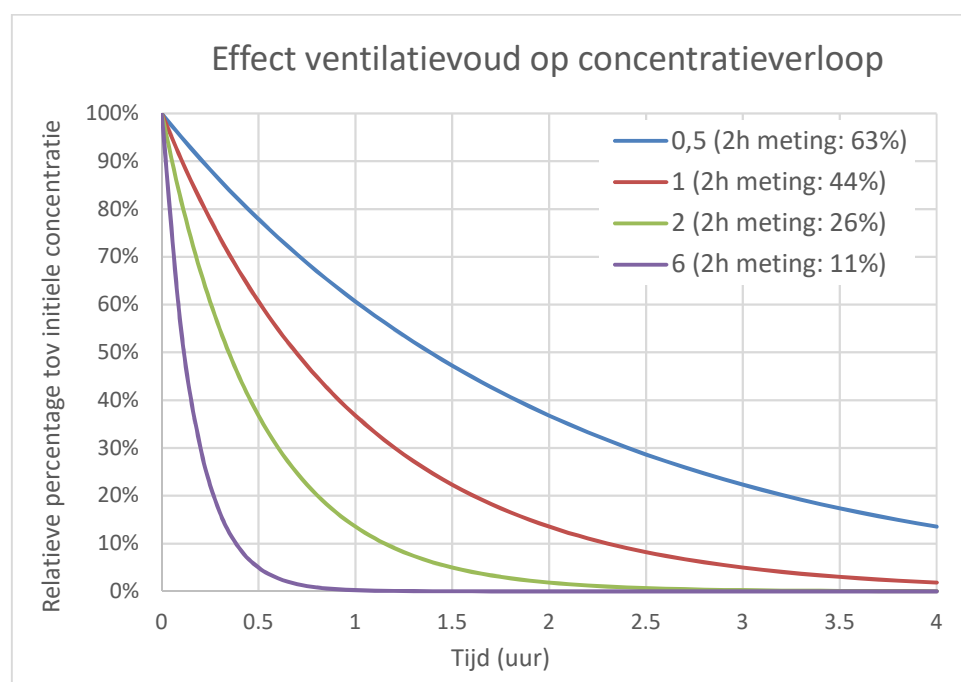
Er zijn geen gegevens aangedragen dan wel bekend die inzicht geven in het daadwerkelijke verloop van de concentratie asbest gedurende de duur van een luchtmeting als onderdeel van de eindcontrole. Aan de hand van modelberekeningen kan hier echter wel een inschatting van worden gegeven, wat hieronder verder is uitgewerkt (zie antwoord vraag 3b).

#### ***3b. Kan de aanwezige onderdruk een verdunningseffect tot gevolg hebben, waardoor het verhogen van de meetduur een verlaging van de concentratie betekent?***

De onderdruk in een containment heeft op zichzelf geen invloed op het resultaat van een eindcontrolemeting. In een dicht (afgesloten) containment zonder kieren en gaten zal de lucht in het containment blijven en zal niet worden ververst. Pas wanneer er openingen in het containment worden aangebracht, ontstaat er een luchtstroom van buiten naar binnen en wordt de ruimte geventileerd via de onderdrukmachines. In Bijlage XIIIa. behorend bij artikel 4.27 in de

Arbeidsomstandighedenregeling<sup>7</sup> is daarom ook gesteld dat naast een onderdruk van 20 Pa, het ventilatievoud minimaal 6 moet zijn. Dat wil zeggen dat 6 keer per uur de lucht in het containment moet worden verversd. Dit betekent dat niet de onderdruk maar het ventilatievoud bepalend is voor de luchtverversing. In Figuur 1 is een grafische weergave te zien van de afname in vezelconcentratie na een momentane emissie van asbestvezels op tijdstip 0 voor verschillende ventilatievouden. Hierbij is ervan uitgegaan dat tijdens de eindcontrole (na reiniging van de ruimte) er geen “nalevering” is van asbest uit naden en kieren. De grafische weergave is gebaseerd op modelberekeningen voor gassen, maar is ook toepasbaar voor respirabele deeltjes zoals asbestvezels omdat er voldoende menging aanwezig is in het containment door de gesimuleerde activiteit en daardoor ook weinig depositie plaatsvindt van asbestvezels op horizontale oppervlakken. De volgende formule is toegepast:

$$\text{Ventilatievoud} = \frac{\ln [\text{concentratie tijdstip } n - \text{concentratie tijdstip } 0]}{(\text{tijdstip } 0 - \text{tijdstip } n)}$$



**Figuur 1: Afname in vezelconcentratie na een momentane asbestvezelemisatie op tijdstip 0 voor ventilatievoud ½, 1, 2 en 6**

*In de legenda is tussen haakjes de **gemiddelde** concentratie (in procenten) over een meetduur van 2 uur ten opzichte van een beginconcentratie (100%) weergegeven (oppervlakte onder de curve).*

<sup>7</sup> Arboregeling Bijlage XIIIa. behorend bij artikel 4.27: “Werkveldspecifiek certificatieschema voor de Procecertificaten Asbestinventarisatie en Asbestverwijdering”

De modelberekeningen laten zien dat het ventilatievoud een duidelijk verdunningseffect veroorzaakt bij een momentane vezelemissie. Bij een ventilatievoud van 6 is de eindconcentratie na één uur (op tijdstip 1 uur) naar bijna nul gereduceerd. Dit is dus de concentratie die na 1 uur in het containment heerst. Voor een ventilatievoud van 2 is deze reductie in ruim 2 uur bereikt en bij een ventilatievoud van 1 duurt dit circa 4 uur. De luchtmeting tijdens de eindcontrole geeft een gemiddelde concentratie (oppervlakte onder de curve) over de meetperiode van 2 (of 4) uur. Bij een ventilatievoud van 6 is de gemiddelde concentratie over een meetperiode van 2 uur nog maar 11% van de beginconcentratie (op tijdstip 0 uur). Bij een ventilatievoud van 0,5, 1 en 2 is dit respectievelijk 63%, 44% en 26%. Wanneer wordt aangenomen dat asbest in een containment naast in de lucht vooral aanwezig is als gesedimenteerd asbest (asbesthoudend stof), zal door het genereren van activiteit vooral in het begin van de luchtmeting een hoge asbestvezelemissie ontstaan vanuit onvoldoende schoongemaakte oppervlakken, kieren en gaten. Een dergelijke situatie is te vergelijken met een momentane vezelemissie, waarbij het verhogen van de meetduur (afhankelijk van het ventilatievoud) een duidelijk verdunnend effect tot gevolg heeft. Als er nog grotere asbesthoudende besmettingsrestanten aanwezig zijn, waaruit continu asbestvezels vrijkomen door de simulatie van activiteit en 'nalevering uit naden en kieren', zal dit verdunningseffect veel minder zijn en kan zelfs een laag ventilatievoud (<1) een toename in de concentratie tot gevolg hebben. Dit is relevant in geval van een besmetting, maar dit effect wordt niet verwacht tijdens de eindcontrole (na reiniging van de ruimte).

Samenvattend kan worden gesteld dat hoewel er geen gegevens zijn met betrekking tot het daadwerkelijke concentratieverloop in een containment tijdens de luchtmeting, op basis van de theorie kan worden aangegeven dat het verversen van de lucht tijdens de luchtmeting zorgt voor een verdunning van de concentratie vezels in het containment. Bij een ventilatievoud van 6, wat een normale verversingsgraad is in containments tijdens zowel sanering als eindcontrole, is de concentratie asbest die potentieel aan het begin van een meting aanwezig is binnen een uur verdwenen. Door langer te meten wordt het resultaat van de luchtmeting meer verdund.

### ***3c. Wat is het effect van een onderdruk van minimaal 20 Pa op de ingestelde flow van de pompen die worden gebruikt voor de vrijgavemetingen***

De respondenten geven verschillende lezingen over het effect van de onderdruk van 20 Pa op de ingestelde flow van de pompen. Het effect is echter natuurkundig te bepalen.

In de situatie waarbij het instellen van de pompen niet op dezelfde plek wordt uitgevoerd als de uitvoering van de meting heeft de onderdruk net zoals de temperatuur een geringe invloed op het ingestelde debiet. In deze gevallen dient er

een correctie plaats te vinden naar de omstandigheden tijdens het instellen van de pompen. De correctie om de debietmeting ter plekke te herleiden tot de omstandigheden waarbij de kalibratie is uitgevoerd staat uitvoerig beschreven in de NEN 2990; hieronder is de correctieformule weergegeven:

$$Q_{\text{gecorrigeerd}} = Q_{\text{gemeten}} \times \sqrt{\frac{p_{\text{kal}} \times T_{\text{actueel}}}{p_{\text{actueel}} \times T_{\text{kalib}}}}$$

waarin:

$Q_{\text{gecorrigeerd}}$	is het voor temperatuur en druk gecorrigeerde debiet, in l/min (+/- 0,1)
$Q_{\text{gemeten}}$	is het debiet gemeten onder praktijkomstandigheden, in l/min (+/- 0,1)
$p_{\text{kalib}}$	is de luchtdruk onder kalibratieomstandigheden, (hPa, +/- 1)
$p_{\text{actueel}}$	is de luchtdruk onder praktijkomstandigheden, (hPa, +/- 1)
$T_{\text{kalib}}$	is de temperatuur onder kalibratieomstandigheden, in K (273,15 + T in °C, +/- 1)
$T_{\text{actueel}}$	is de temperatuur onder praktijkomstandigheden, in K (273,15 + T in °C, +/- 1)

Op basis van bovenstaande formule blijkt dat bij een onderdruk van 20 Pa het debiet 0,01% afwijkt ten opzichte van een normale situatie zonder onderdruk. Bij een temperatuurverschil van 1°C is deze afwijking 0,2%. Geconcludeerd mag worden dat het effect van een onderdruk van 20 Pa te verwaarlozen is.

#### ***4. Waarom en in welke gevallen zijn kleefmonsters noodzakelijk om te voldoen aan het doel van de eindcontrole bij een sanering?***

Informatie over de eindcontrole werd uit de vijf landen (België, Duitsland, Frankrijk, Zwitserland en het Verenigd Koninkrijk) verzameld. Uit de verkregen informatie blijkt dat in géén van deze landen tijdens de eindcontrole standaard kleefmonsters worden genomen en geanalyseerd. Het is wel mogelijk dat kleefmonsters voor bijzondere onderzoeksdoeleinden of in incidentele situaties (bijvoorbeeld averij) worden toegepast, maar het is niet in officiële methoden/normen vastgelegd. In Duitsland worden kleefmonsters bijvoorbeeld alleen in bijzondere situaties genomen, in geval van incidenten en als verdere verspreiding naar andere ruimten te verwachten is. In België worden alleen kleefmonsters genomen wanneer de aannemer dit vooraf in een overeenkomst heeft vastgelegd, maar zijn er geen Belgische normen dan wel richtlijnen waarin de monsternamen, analyse en eventuele interpretatie van resultaten van kleefmonsters wordt beschreven.

In aanloop naar de ontwikkeling van de eerste versie van de NEN 2990 (verschenen in 2005) is door TNO een onderzoek uitgevoerd met als doel om vast te stellen of het additioneel nemen en analyseren van kleefmonsters substantieel bijdraagt aan het verkrijgen van een grotere zekerheid over het “asbestveilig” (in de betreffende rapportage aangeduid als “asbestvrij”) opleveren van een gesaneerde ruimte, waarbij er sprake moet zijn van een duidelijke meerwaarde t.o.v. de gehanteerde technieken (visuele inspectie en luchtmonsters) en de totale (meet)onzekerheid in

de verrichting niet mag toenemen (Tempelman & Arzoni, 2004). Hiertoe zijn door deelnemende laboratoria gedurende een proefperiode ruim 320 eindcontroles geregistreerd in een database. Op basis van deze gegevens werd geconstateerd dat in de kleefmonsters genomen tijdens de eindcontrole na verwijdering van niet-hechtgebonden asbesthoudende materialen inderdaad regelmatig asbest werd aangetroffen, waarbij na verwijdering van amosiethoudende materialen meer dan gemiddeld resten achterbleven die tot afkeur leiden. Er werd echter ook geconstateerd dat deze situaties op basis van het consequent uitvoeren van de andere onderdelen van de eindcontrole (de visuele inspectie, eventueel in combinatie met luchtmonsters) ook ondubbelzinnig tot afkeur leidden. Verder werd aangegeven dat de combinatie van vegen en wapperen als een goede methode werd beschouwd om verborgen restanten aan respirabele asbestvezels in de lucht te brengen, wat zonder meer leidde tot afkeur van de ruimte. Verder werd aangegeven dat de analyse van kleefmonsters met behulp van FCM soms leidde tot vals-positieve resultaten omdat de aanwezige vezels niet werden geïdentificeerd, leidend tot het advies om kleefmonsters met behulp van SEM/RMA te analyseren (de huidige standaard). Op basis van de resultaten van het gehele onderzoek is toen aanbevolen om kleefmonsters niet op te nemen in de norm, maar meer aandacht te besteden aan de consequente uitvoering van de visuele inspectie en actieve monsterneming.

#### *4a. Is de noodzaak van het nemen van kleefmonsters tijdens eindcontrole aangetoond?*

Meerdere respondenten geven aan dat na het saneren van amfiboolhoudende bronnen regelmatig wordt geconstateerd dat op de kleefmonsters nog asbest wordt aangetroffen, ook indien de luchtconcentratie beneden de toetswaarde ligt en/of de ruimte visueel schoon is. Eén laboratorium geeft zelfs aan dat wanneer er in het eerste kwartaal van 2017 sprake was van afkeur van een RK2A sanering, die was op basis van de resultaten van de kleefmonsters. Ook wordt aangegeven dat dit vaker voorkomt bij en niet-hechtgebonden toepassingen dan bij hechtgebonden toepassingen. Een ander laboratorium geeft aan dat van de ruim 50 eindcontroles na risicoklasse 2A saneringen (van verschillende toepassingen, zowel hechtgebonden als niet-hechtgebonden, verschillende soorten amfibool asbest, verschillende asbestpercentages in het materiaal) die in een maand zijn uitgevoerd, er 1 containment is afgekeurd op een overschrijding van de toetsingswaarde, en er geen afkeuring heeft plaatsgevonden op basis van overschrijding van de vezelwaarde op de kleefmonsters. Er was echter wel sprake van meerdere afkeuringen op basis van de visuele inspectie, en ook is er meerdere keren aangegeven dat er aanvullend schoongemaakt moest worden. In de maand erna zijn er echter wel enkele containments afgekeurd, op basis van zowel overschrijding van de toetsingswaarde in de lucht als op de kleefmonsters.

De bovenstaande informatie laat zien dat kleefmonsters soms tot een afkeur leiden, waar de luchtmonsters dat niet deden. De resultaten van kleefmonsters zijn echter afhankelijk van de plaats van de monsternamen, onder andere omdat er slechts een zeer gering deel van het totale oppervlak wordt bemonsterd, waardoor het de vraag is hoe objectief en representatief deze resultaten zijn. Daarnaast wordt aangegeven dat ook de relatie tussen kleefmonsters en luchtmonsters onduidelijk is (zie ook antwoord op vraag 4d), wat onder andere de interpretatie van de resultaten van de kleefmonsters (in relatie tot een grenswaarde voor asbest in lucht) bemoeilijkt.

#### ***4b. Wat is de meest efficiënte meetmethode voor het nemen en analyseren van kleefmonsters?***

Er zijn twee methoden voor het nemen van kleefmonsters: door middel van een stub met koolstoftape of met behulp van ducttape. Beide methoden hebben zowel voordelen als nadelen. Met een stub met koolstoftape wordt slechts een klein oppervlak bemonsterd, en door de harde stub en de dunne koolstoftape is het lastig bemonsteren. Met ducttape verloopt het bemonsteren makkelijker en kan er een groter en dus “representatiever” oppervlak worden bemonsterd. Bijkomend voordeel van ducttape is dat er een groter monster beschikbaar is voor een lichtmicroscopische screening op asbestvezelrestanten, nadeel is echter dat er voor een SEM analyse extra prepareertijd nodig is. De stub kan echter direct in behandeling worden genomen voor SEM analyse.

Een van de respondenten geeft tevens aan dat ducttape als nadeel heeft dat het in verband met de sterke lijm niet goed mogelijk is om een vezel te prepareren, en dat deze preparatie tevens bewerkelijk is.

De ervaring van TNO is dat de kwaliteit van ducttape enorm verschilt, en dat in geval van ducttape van slechte kwaliteit vulstoffen met magnesium en silicium aanwezig zijn die de identificatie van fijne vezels bemoeilijkt. En hoewel het prepareren van ducttape voor analyse met SEM/RMA inderdaad bewerkelijker is dan koolstoftape, is dit niet onoverkomelijk. Als ducttape op een goede manier wordt geprepareerd, inclusief opdammen, is bij gebruikmaking van ducttape van goede kwaliteit de zichtbaarheid van vezels geen probleem. Koolstoftape is echter makkelijker en sneller (dus goedkoper) in gebruik, en wordt daarom nu met name gebruikt.

#### ***4c. Wat is de meest efficiënte monsternamenstrategie voor het nemen van kleefmonsters in het kader van de eindcontrole?***

De respondenten geven aan dat doordat de relatie tussen kleefmonsters en luchtmonsters onduidelijk is (zie ook antwoord op vraag 4d), de interpretatie van de resultaten van de kleefmonsters (in relatie tot een grenswaarde voor asbest in lucht) wordt bemoeilijkt. Het is bijvoorbeeld niet aangetoond dat wanneer het resultaat van een kleefmonster wordt aangeduid als duidelijk met asbest verontreinigd (+) of zeer sterk met asbest verontreinigd (++), de grenswaarde dan wel toetswaarde voor asbest in lucht ook daadwerkelijk wordt overschreden. Daarbij wordt ook het aantal te verzamelen kleefmonsters, zeker in geval van de laagste categorie (zie ook Tabel



3) als niet representatief gezien voor de besmettingsgraad van de ruimte, aangezien zowel in een ruimte van 1 m<sup>2</sup> als in een ruimte van 100 m<sup>2</sup> 4 kleefmonsters moeten worden genomen.

De meetstrategie en evaluatie van de resultaten zoals nu wordt gehanteerd is vrijwel geheel overgenomen uit de ISO 16000-27 (ISO, 2014). Deze norm, en de hierin beschreven methodiek, is echter gericht op risicobeoordeling (bepalen van de potentiële risico dat gevormd wordt door de aanwezigheid van gesedimenteerde asbestvezels en conglomeraten) met hieraan gekoppelde inkadering, oftewel het in kaart brengen van de bron van blootstelling voor sanering. Deze methodiek is nu overgenomen voor toepassing binnen de eindcontrole. Zo wordt in de huidige versie van de NEN 2990 aangegeven dat een containment mag worden vrijgegeven wanneer op basis van de resultaten van de eerste serie kleefmonsters wordt geconstateerd dat het oppervlak duidelijk met asbest is verontreinigd (+) of zeer sterk met asbest is verontreinigd (++), wanneer er op de tweede serie kleefmonsters (inkadering) geen verontreiniging worden aangetroffen. Omdat de doel van de eindcontrole, namelijk na of een ruimte schoon is, sterk verschilt van het doel van een risicobeoordeling, namelijk het in kaart brengen van de bron(nen) van blootstelling, is de gehanteerde methodiek waarschijnlijk niet optimaal voor toepassing binnen de eindcontrole. Er is echter verder geen onderzoek bekend waarin het bepalen van de meest efficiënte monsternamestrategie voor het nemen van kleefmonsters in het kader van de eindcontrole is onderzocht.

#### ***4d. Wat is bekend over de onderbouwing van de interpretatie van de resultaten van kleefmonsters***

Meerdere respondenten geven aan dat de relatie tussen de resultaten van kleefmonsters en luchtmonsters niet is aangetoond, maar geven ook aan geen gegevens te kunnen overleggen op basis waarvan deze relatie al dan niet kan worden aangetoond. Ook suggereren respondenten dat een relatie tussen kleven en luchtconcentraties afwezig is door het effect van de luchtverversingen.

#### ***Beschikbare goed beschreven data met betrekking tot relatie parallel gemeten asbestconcentraties in de lucht en op kleefmonsters***

De resultaten van de door een laboratorium in 2017 uitgevoerde eindcontroles na RK2A saneringen (periode 1 januari – 15 maart 2017) betroffen 37 locaties met allemaal amfibool-houdende asbesttoepassingen, waarbij in totaal 103 luchtmonsters en 176 kleefmonsters zijn verzameld. Geen van de locaties is afgekeurd op basis van de resultaten van de luchtmonsters (op 5 filters zijn asbestvezels aangetroffen (voornamelijk amosiet) en de gemeten concentraties lagen onder de norm), een aantal van de locaties zijn wel afgekeurd op basis van de resultaten van de kleefmonsters. Tevens is er een aantal projecten waarbij er (veel)

asbest aanwezig was op de kleefmonsters, maar waarbij de luchtmonsters niet zijn geanalyseerd in verband met overbelading<sup>8</sup> van de filters.

TNO is in het verleden bij een aantal projecten betrokken geweest waarin parallel lucht- en kleefmonsters zijn verzameld en geanalyseerd. Uiteindelijk zijn de gegevens van 11 projecten uit de periode 1996-2009 met in totaal 41 verschillende locaties gebruikt:

- 3 projecten voor eindcontrole (3 locaties). Dit betreffen 3 saneringen van spuitasbest, waarbij activiteit is gesimuleerd door middel van een bladblazer.
- 8 projecten (38 locaties) waarbij een risicobeoordeling is uitgevoerd. Hierbij was bij 14 locaties (2 projecten) sprake van de normale/gebruikelijke activiteit, en werd er bij 20 locaties (5 projecten) activiteit gesimuleerd (voornamelijk door heen en weer te lopen en eventueel objecten te verplaatsen). Op 15 locaties (2 projecten) staat de ventilatie aan. Bij een van de projecten was nauwelijks sprake van activiteit (er werd af en toe heen en weer gelopen).

De gegevens beschikbaar gesteld door het laboratorium en de gegevens uit het TNO archief zijn samengevoegd.

Gezien het beperkte aantal parallele metingen tijdens eindcontrole is gekozen om alle beschikbare gegevens te gebruiken voor deze evaluatie. In Bijlage 5 zijn aanvullende gegevens met betrekking tot de weergave van de beschikbare gegevens opgenomen, waarbij onder andere een uitsnede is gemaakt om een beter beeld te krijgen wat de verdeling is in de lagere concentratie-range.

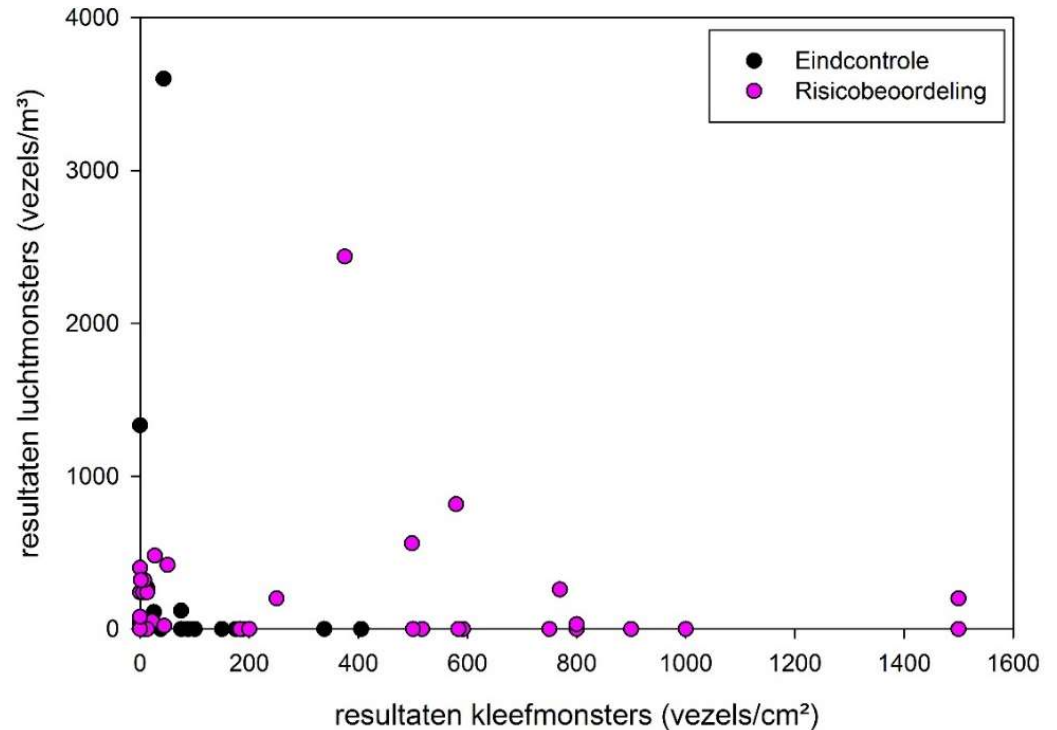
In Figuur 2 worden de beschikbare gegevens weergegeven per soort meting, waarbij onderscheid wordt gemaakt tussen eindcontrole (NEN 2990) en risicobeoordeling (NEN 2991). De omstandigheden tijdens monsternamen voor een risicobeoordeling zijn niet vergelijkbaar met de omstandigheden tijdens eindcontrole. Zo wordt een risicobeoordeling uitgevoerd voordat de sanering plaatsvindt, zonder dat er sprake is van een containment, wordt uitgegaan van normale ventilatie, en waarbij over het algemeen sprake is van normale activiteit of normale activiteit wordt gesimuleerd. Wanneer tijdens de eindcontrole lucht- en kleefmonsters worden verzameld is er sprake van een containment met 6 luchtverversingen per uur, heeft de sanering plaatsgevonden, en is de locatie schoongemaakt.

In geval van parallele metingen tijdens eindcontrole wordt er geen relatie tussen de resultaten van lucht- en kleefmonsters geobserveerd (zie Figuur 2). De hoge concentraties in de lucht zijn gemeten bij eindcontroles waarbij gebruik is gemaakt van een bladblazer. Het gebruik van bladblazers wordt gezien als een effectieve

---

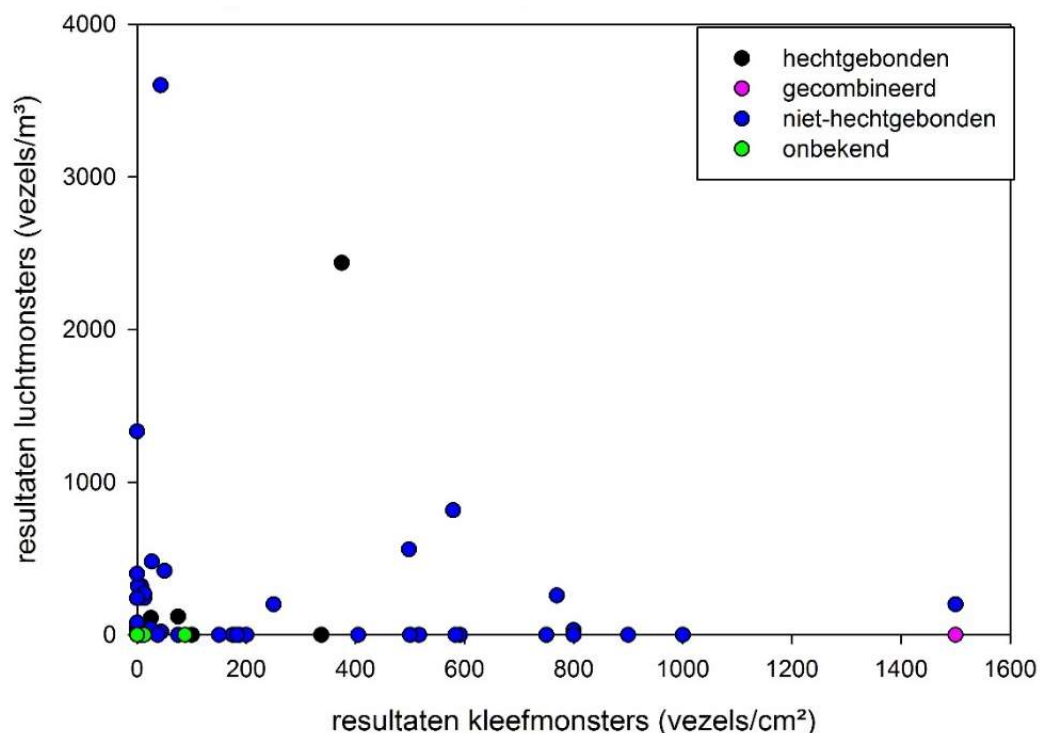
<sup>8</sup> Overbelading van een filter betekent dat er dusdanig veel stof op het filter aanwezig is, dat deze niet op een betrouwbare manier kan worden geanalyseerd. Omdat in sommige situaties naast asbestvezels ook veel ander stof dan wel niet-asbestvezels aanwezig zijn wil dit niet noodzakelijkerwijs zeggen dat kan worden aangenomen dat de grenswaarde wordt overschreden.

manier om nog aanwezige vezels in de lucht te brengen. Ook in het geval van parallelle metingen tijdens risicobeoordeling lijkt er geen sprake te zijn van een relatie tussen de resultaten van lucht- en kleefmonsters.



**Figuur 2: Weergave beschikbare resultaten kleef- en luchtmonsters, onderverdeeld naar soort meting**

In Figuur 3 wordt onderscheid gemaakt naar de mate van hechtgebondenheid van het asbesthoudende materiaal. Het overgrote deel van de metingen betreft niet-hechtgebonden materiaal. Voor zowel de categorieën hechtgebonden als niet-hechtgebonden asbesthoudend materiaal wordt geen relatie tussen de resultaten van lucht- en kleefmonsters geobserveerd.



**Figuur 3: Weergave beschikbare resultaten kleef- en luchtmonsters, onderverdeeld naar mate van hechtgebondenheid van het verwijderde asbesthoudende materiaal**

TNO is ook betrokken geweest bij een groot saneringsproject gericht op het verwijderen van spuitasbest uit mergelgrotten. De containments bestonden uit zeer grote ruimtes (een gangenstelsel) van ongeveer 6 meter hoog, waarbij 20-25 luchtmonsters en een grote hoeveelheid kleefmonsters per keer werden verzameld. De sanering bestond uit circa 10 fases, waarbij gedurende de totale duur van het project meer dan 50 containments moesten worden vrijgegeven. Binnen dit project werd tijdens de eindcontrole activiteit gesimuleerd door middel van bladblazers. In de meeste gevallen werden in zowel de lucht- als de kleefmonsters geen asbestvezels aangetroffen. De algemene indruk van de TNO-medewerkers die direct betrokken waren bij dit project was ook dat nadat de keuze voor bladblazers was gemaakt, er over het algemeen geen containments werden afgekeurd tijdens de eindcontrole. En dat terwijl er door gebruik te maken van de bladblazers zeer actief beweging werd gesimuleerd in het betreffende containment.

*Beschikbare minder goed beschreven data met betrekking tot relatie parallel gemeten asbestconcentraties in de lucht en op kleefmonsters*

Hierboven is de data onderzocht waarbij de omstandigheden tijdens de metingen en de meetmethoden goed beschreven waren. Tijdens deze inventarisatie is ook data beschikbaar gekomen waarbij de omstandigheden een stuk minder goed te herleiden waren. Bij projecten waarvan deze data afkomstig zijn heeft TNO de analyse van monsters uitgevoerd die door (voornamelijk) andere partijen zijn verzameld. Hierbij is geput uit dossiers uit de periode 2012-2014. In totaal waren 61

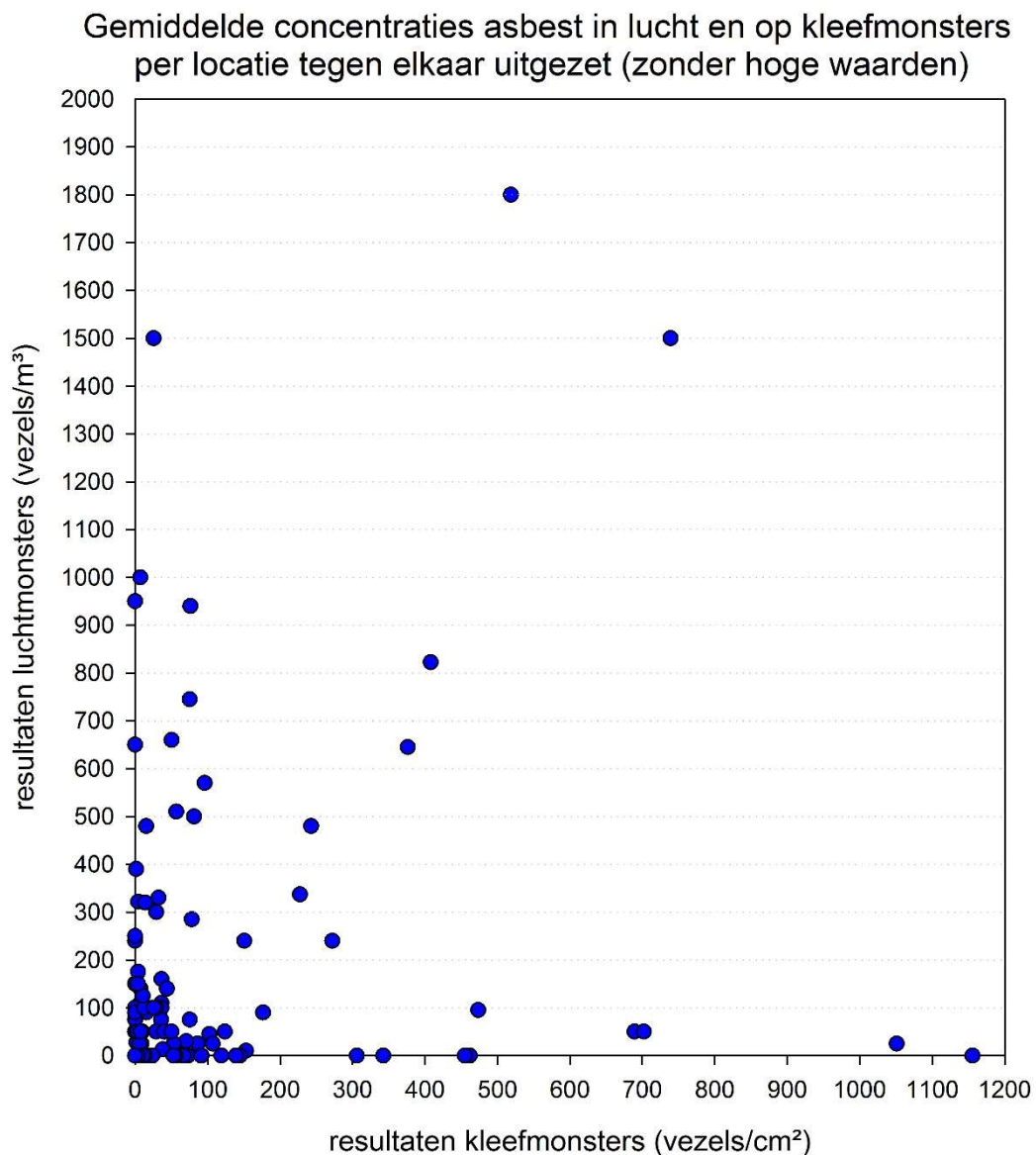
dossiers beschikbaar met daarin resultaten van parallel verzamelde lucht- en kleefmonsters beschreven. Per dossier zijn één of meerdere locaties onderzocht, en zijn van in totaal 121 locaties de resultaten van de lucht- en de kleefmonsters aan elkaar gekoppeld. Hierbij moet worden opgemerkt dat, hoewel dit niet met zekerheid te zeggen is, wordt aangenomen dat dit (met name) risicobeoordelingen betreft, en dat hierbij weinig tot geen contextuele informatie beschikbaar is. Zo is bijvoorbeeld het soort asbesthoudend materiaal onbekend, en is onbekend of er tijdens de metingen sprake was van activiteit en/of ventilatie.

De beschikbare resultaten voor parallel verzamelde lucht- en kleefmonsters zijn tegen elkaar uitgezet (visualisatie) (zie Figuur 4). Hierin zijn de hoge waarden (n=10) weggelaten om een beter beeld te krijgen wat de verdeling is in de lagere concentratie-range. De hoge waarden betreffen de volgende situaties:

- 2 van de 121 locaties met een gemiddelde concentratie in de lucht  $>2000$  vezels/ $m^3$
- 4 van de 121 locaties met een gemiddelde concentratie op het kleefmonsters van  $\geq 1000$  vezels/ $cm^2$
- 2 van de 121 locaties met een gemiddelde concentratie in de lucht  $>2000$  vezels/ $m^3$  en met een gemiddelde concentratie op het kleefmonsters van  $\geq 1000$  vezels/ $cm^2$

In Figuur 11 in Bijlage 5 worden dezelfde data weergegeven zonder dat de hoge waarden zijn weggelaten, om een volledig beeld te geven van de beschikbare gegevens. Door gebrek aan contextuele gegevens kon helaas weinig onderscheid worden gemaakt met betrekking tot relevante parameters.

Uit Figuur 4 blijkt dat er geen duidelijke relatie tussen de resultaten van lucht- en kleefmonsters kan worden geobserveerd. Ook bij een onderverdeling naar het type asbest dat in de monsters is aangetroffen (zie Bijlage 5, Figuur 12) ontstaat er geen duidelijk beeld, hoewel het lijkt of er bij aanwezigheid van amfibool asbest sprake is van een zwakke relatie (oplopende hoeveelheden in de kleefmonsters bij oplopende concentratie in de luchtmonsters, maar niet consequent het geval).



**Figuur 4: Weergave beschikbare resultaten kleef- en luchtmonsters uit database, zonder hoge waarden**

*Relatie tussen concentratie asbestvezels in de lucht en asbest op kleefmonsters*

Bovenstaande analyses laten zien dat op basis van empirische gegevens geen relatie wordt gevonden tussen luchtmonsters en kleefmonsters. Hierbij moet wel worden opgemerkt dat de meeste beschikbare gegevens afkomstig waren van risicobeoordelingen in plaats van eindcontroles. Het ontbreken van een relatie hoeft geen probleem te zijn. De twee verschillende methoden kunnen namelijk als complementair gezien worden.

In theorie is een relatie tussen de hoeveelheid gesedimenteerde asbestvezels en de hoeveelheid asbestvezels in de lucht wel erg aannemelijk. Echter er zijn een groot aantal factoren die het vaststellen van een dergelijke relatie complex maken. Er kan worden gespeculeerd dat als het resuspenderen van aanwezige vezels effectief is,

vrijwel alle vezels in de lucht worden gebracht. Wanneer echter weinig activiteit wordt gegenereerd en/of sprake is van een hoge mate van luchtverversing is het aannemelijk dat weinig vezels in de lucht worden gemeten terwijl wel (veel) vezels op de kleefmonsters worden gevonden. In sommige gevallen kunnen de vezels zich verspreiden in een beperkte ruimte en andere keren in een hele grote ruimte; in het laatste geval zullen lagere vezelconcentraties gevonden worden in de lucht.

Daarnaast van belang om aan te geven dat bij de kleefmonsters geen onderscheid is gemaakt tussen het aantreffen van losse vezels en vezelhoudend materiaal. Alhoewel bij de analyse van kleefmonsters (conform VDI 3877-1 en ISO 16000-27) dit onderscheid wel wordt gemaakt, kon deze informatie slechts in beperkte mate worden achterhaald op basis van de beschikbare gegevens. Het vezelhoudend materiaal zoals grote agglomeraten, clusters en vezelbundels telt mee in het resultaat van het kleefmonster, maar zal zelfs bij hoge mate van activiteit niet direct resuspenderen in de lucht. Juist bij een sterke verontreiniging met asbest (+ en ++) is het aandeel aan grote agglomeraten, clusters en vezelbundels groot. Dit vezelhoudend materiaal vormt dus een minder groot potentieel risico, hoewel hierbij wel moet worden opgemerkt dat onder de invloed van bijvoorbeeld lopende mensen of rijdende voertuigen deze agglomeraten, clusters en vezelbundels kunnen worden teruggebracht tot losse vezels die wel kunnen resuspenderen. De aanwezigheid van dergelijke restanten asbest vormen daarom wel degelijk een risico wanneer deze ruimte weer in gebruik wordt genomen.

## **B: Toepasbare analysemethoden en -technieken voor eindcontrolemetingen**

Uit de evaluatie van de vijf landen blijkt dat drie verschillende microscopische technieken (FCM, SEM en TEM) worden ingezet. Maar de diversiteit in de analytische aanpak gaat verder dan slechts de gekozen analysetechniek en daarom is het niet voldoende om slechts de analysetechnieken te vermelden. Cruciale andere aspecten, zoals bijvoorbeeld de grootte van het geanalyseerde filterdeel (aantal beeldvelden), mogelijke voorbehandelingen, en de mogelijkheid tot identificatie van de vezels zijn verschillend en daarom relevant, en worden hieronder verder uitgewerkt.

Naast allerlei technische aspecten is het al dan niet beschikbaar zijn van mobiele microscopen ook een belangrijk aspect om te noemen. De totale doorlooptijd van de eindcontrole hangt naast de tijd die het uitvoeren van de eindcontrole met zich meebrengt (waarbij de duur van de luchtmetingen een grote bepalende factor is) namelijk ook af van de tijd die nodig is om de monsters te analyseren. Door het gebruik van een mobiele microscoop kan de analyse van de monsters op locatie worden uitgevoerd, waardoor de totale doorlooptijd sterk wordt gereduceerd in vergelijking met de situatie waarin de monsters eerst naar het laboratorium moeten

worden gebracht alvorens ze kunnen worden geanalyseerd. Mobiele fasecontrastmicroscopen worden veelvuldig toegepast. Ondertussen zijn er ook mobiele scanning elektronenmicroscopen beschikbaar, maar deze worden nog niet op grote schaal toegepast.

FCM wordt in het Verenigd Koninkrijk conform HSG248 toegepast (HSE, 2005). België zet ook FCM in en hanteert NBN T96-102 (NBN, 1999). In Duitsland en Zwitserland is SEM verplicht, en wordt tevens de te gebruiken identificatietechniek (RMA) voorgeschreven. Verder is een voorbehandeling door middel van plasma-verassen optioneel. Het volledige filter of tenminste  $\frac{1}{4}$  van het filter moet met behulp van SEM/RMA worden geanalyseerd. In Frankrijk is het noodzakelijk om minimaal  $\frac{1}{8}$  filter te analyseren, maar routinematig wordt  $\frac{1}{4}$  of  $\frac{1}{2}$  van het filter geanalyseerd. Voor de analyses moet TEM worden gebruikt (ANFOR, 1996). Voorbehandeling van het filter met chemicaliën is toegestaan, bijvoorbeeld zodra gips aanwezig is. De hiervoor te gebruiken chemicaliën staan in de geëvalueerde literatuur echter niet expliciet vermeld.

Het voor de luchtbemonstering gekozen filtermateriaal is afhankelijk van de toegepaste analysemethode. Bij de FCM bestaat het filtermateriaal uit gemengde esters van celluloseacetaat en/of cellulosenitrat (MCE). Echter, per land worden verschillende filtergroottes gehanteerd: in het Verenigd Koninkrijk en België (en ook Nederland en de VS) bedraagt de diameter 25 mm (HSE, 2005; NBN, 1999).

Voor SEM analyses wordt in de betreffende landen (namelijk Nederland, Duitsland, Zwitserland) een met goud gecoat Nuclepore filter ingezet. Deze zijn commercieel beschikbaar of kunnen zelf worden gemaakt. De coatingprocedure is bijvoorbeeld in VDI Richtlinie 3492 (VDI, 2013) beschreven. In Duitsland moet de dikte van de goudlaag circa 40 nm zijn; dit geldt ook voor Zwitserland (VDI, 2013). De poriegrootte is in alle landen  $0,8 \mu\text{m}$ .

Voor de TEM analyses – zoals in Frankrijk toegepast – worden filters met een grootte van 120 tot 380 mm<sup>2</sup> ingezet. De betreffende poriegrootte is als 0,01 mm<sup>2</sup> gedefinieerd en er moeten tenminste 4 tot 60 poriën op het te onderzoekende stuk aanwezig zijn (ANFOR, 1996).

## ***5. Is het mogelijk om een RK2A sanering vrij te geven met andere technieken dan SEM/RMA (bijv. FCM)?***

### ***5a. Is het mogelijk om op basis van analyse met andere technieken (bijv. FCM) het analyseresultaat te toetsen aan een toetswaarde van 2000 vezels/m<sup>3</sup>?***

Het is technisch gezien mogelijk om andere analysetechnieken dan SEM/RMA te gebruiken bij de analyse van eindcontrolemetingen, waarbij getoetst wordt aan een toetswaarde van 2.000 vezels/m<sup>3</sup>.



Naast SEM/RMA zijn er een tweetal andere microscopische technieken beschikbaar die toegepast kunnen worden om de vezelconcentratie in de lucht te bepalen. In de Verenigde Staten en Frankrijk gebruikt men veelvuldig transmissie elektronen microscopie (TEM). TEM in combinatie met RMA of SAED (Selected Area Electron Diffraction) is net als SEM/RMA een analysetechniek die selectief is, en waarmee dus onderscheid gemaakt kan worden tussen asbestvezels en andere typen vezels. Een tweede analysetechniek is FCM. Met deze techniek kan echter geen onderscheid worden gemaakt tussen asbestvezels en andere typen vezels. Deze microscopische technieken en de geschiktheid van deze technieken met betrekking tot analyse van monsters voor eindcontrole staan beschreven in Tromp & Tempelman (2016). In Tabel 7 is een overzicht gegeven van de prestatiekenmerken van deze drie microscopische technieken, waaronder de bepalingsondergrens, op basis van gebruik volgens de nu geldende voorschriften.

**Tabel 7: Vergelijking van verschillende microscopische technieken voor de bepaling van de asbestvezelconcentratie in lucht, op basis van gebruik volgens de nu geldende voorschriften**

Techniek	FCM	SEM/RMA	TEM/RMA (SAED)
Normvoorschriften	NEN 2990	ISO 14966 NEN 2990	ISO 10312 ISO 13794
Analysesnelheid	++	+	+/-
Vergroting	500x	2000x	10.000-20.000x
Bepalingsondergrens (vezels/m <sup>3</sup> )	ca. 2.000 (5.000 <sup>2</sup> )	ca. 200	> 1.000
Selectiviteit (positieve identificatie)	-	+	+(+) <sup>1</sup>
Resolutie (dunste vezel zichtbaar)	ca. 0,25 µm	ca. 20 nm (0,02 µm)	≤1 nm (≤ 0,001 µm)
Resolutie (bij voorgeschreven vergroting)	ca. 0,25 µm	0,1 – 0,2 µm	≤20 nm (≤ 0,02 µm)
Monstervoorbehandeling	geen	geen	complex
Betrouwbaarheid (prestatiekenmerken, kans op fouten)	+	++	+ (+/-) <sup>3</sup>
Kosten per analyse	laag	gemiddeld	hoog

<sup>1</sup> De hoogste selectiviteit wordt verkregen met behulp van een TEM/RMA uitgerust met een SAED detector (++). Zonder SAED (Selected Area Electron Diffraction) detector is de selectiviteit vergelijkbaar met SEM/RMA.

<sup>2</sup> Praktische bepalingsgrens van de FCM methode is circa 5.000 vezels/m<sup>3</sup> vanwege de aanwezigheid van niet-asbestiforme vezels

<sup>3</sup> Bij de indirecte methode conform NEN-ISO 13794 is de betrouwbaarheid minder (+/-)

**5b. Zo ja, onder welke condities zou dit mogelijk zijn? Wat zijn daarbij de randvoorwaarden waaraan moet worden voldaan?**

Uit de reacties van de respondenten wordt niet duidelijk of TEM een geschikte methode zou zijn om te vergelijken met een toetswaarde van 2.000 vezels/m<sup>3</sup>. Dit blijkt echter wel uit de informatie die uit het buitenland afkomstig is. In de Verenigde Staten toetst men met behulp van TEM aan een waarde van 70 vezelstructuren/mm<sup>2</sup> filteroppervlak, wat overeenkomt aan ongeveer 20.000 vezels/m<sup>3</sup> (EPA, 1989) en in Frankrijk aan 5.000 vezels/m<sup>3</sup> (République Française, 2013; INRS, 2012). Conform de ISO 10312 en ISO 13794 ligt de theoretische minimale bepalingsondergrens in de buurt van de 1.000 vezels/m<sup>3</sup>, wat betekent dat het mogelijk is om met TEM te toetsen aan een waarde van 2.000 asbestvezels/m<sup>3</sup>. In 1981 en 1989 zijn door TNO diverse achtergrondmetingen uitgevoerd in de buitenlucht, waarbij met TEM asbestvezelconcentraties tot circa 500 vezels/m<sup>3</sup> zijn bepaald (Den Boeft & Lanting, 1981; Den Boeft & Lanting, 1989). Hierbij moet worden opgemerkt dat er lang is bemonsterd (een week), waarbij in totaal circa 150 m<sup>3</sup> door het filter is gezogen. Omdat analyse met TEM in vergelijking met SEM en FCM echter duurder en minder snel is, zijn de mogelijkheden van deze analysetechniek verder niet verder uitgewerkt in het kader van dit onderzoek.

De theoretische bepalingsgrens van een FCM analyse op basis van de toepassing zoals beschreven in de NEN2990 (een meetduur van 2 uur en debiet van 8 l/min) is ongeveer 1.500 vezels/m<sup>3</sup> als uit wordt gegaan van de bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval bij aantreffen van 0 vezels. Dit betekent dat vergelijking met een toetswaarde van 2.000 asbestvezels/m<sup>3</sup> in principe mogelijk is. Omdat er echter vanuit wordt gegaan dat er altijd sprake is van een bepaalde achtergrondconcentratie aan vezels (HSE, 2005), zoals ook aangetroffen wordt op blanco filters, wordt uitgegaan van een praktische bepalingsondergrens van of 5.000 vezels/m<sup>3</sup>, waarbij dus rekening wordt gehouden met deze achtergrondconcentratie (zie ook antwoord vraag 6a). Zoals verschillende respondenten ook aangeven kan de bepalingsgrens worden verlaagd door meer beeldvelden te tellen, monsters te middelen (hierbij wordt het gewogen gemiddelde bepaald aan de hand van de som van alle getelde vezels gedeeld door de som van alle volumina van tegelijkertijd genomen monsters), langer te meten en/of het debiet te verhogen. Het verlengen van de bemonsteringstijd en het tellen van meer beeldvelden brengt echter ook extra kosten met zich mee: de eindcontrole duurt langer en analisten zullen meer analyse-inspanning moeten verrichten. Hierdoor zal waarschijnlijk ook het verschil in kosten in vergelijking met een analyse met SEM/RMA in plaats van FCM kleiner worden, bijvoorbeeld omdat de inspecteur op locatie langer bezig is met de analyse. En hoewel het niet bekend is hoeveel beeldvelden een analist met voldoende nauwkeurigheid (zonder fouten te gaan maken) kan bestuderen, en dit van analist tot analist zal verschillen (het blijft tenslotte mensenwerk), is het tevens goed om in ogenschouw te houden dat hier ook een maximum aan zit als het gaat om de betrouwbaarheid van de analyse.

Daarnaast is de beperkte resolutie van FCM (0,2-0,25  $\mu\text{m}$ ) ook een beperkende factor, omdat hierdoor met name dunne chrysotiel- en crocidolietvezels (<0,2  $\mu\text{m}$ ) niet zichtbaar zijn met een standaard FCM. Een aantal respondenten geeft aan dat er ondertussen andere lenzen (objectieven) beschikbaar zijn gekomen, die zorgen voor een beter oplossend vermogen. Deze meer geavanceerde fasecontrastmicroscopen kunnen wel een hogere resolutie bereiken waardoor in theorie vezels vanaf circa 0,125 - 0,15  $\mu\text{m}$  zichtbaar worden (Rooker et al., 1982; Kenney et al., 1987). In feite is de zichtbaarheid van vezels niet alleen afhankelijk van de kwaliteit van de objectieven; het contrast tussen vezel en achtergrond bepaald tevens in hoge mate de zichtbaarheid. Naast goede lenzen zijn de belichtingsomstandigheden en de algehele kwaliteit van de microscoop (optiek) ook belangrijk. Daarnaast is de kunde en vaardigheid van de analist van cruciaal belang om de microscoop optimaal in te kunnen stellen.

Uit de onderzoek blijkt dat een "dark medium" (DM) objectief een betere resolutie geeft dan de standaard "dark lower contrast" (DLL) objectief (Lee et al., 2015). Daarnaast kan de standaard objectief van 40-50x vervangen worden door een objectief van 80-100x. Hiermee kan een eindvergroting van 1000x worden bereikt in plaats van 500x. Dit betekent niet dat de resolutie ook 2x beter wordt aangezien de resolutie ook wordt beperkt door de golflengte van het zichtbare licht. Daarnaast is er bij deze objectieven een immersie-olie nodig tussen de lens en het dekglasje. Echter, met bovenstaande geavanceerde lenzen is het zeker mogelijk om de resolutie duidelijk te verbeteren. Het gebruik van een 80-100x objectief betekent wel dat het aantal te analyseren beeldvelden met een factor 4 omhoog zou moeten om dezelfde bepalingsondergrens te halen van 2.000 vezels/ $\text{m}^3$ , dit betekent 400 graticulezones per filter.

Een andere manier om de bepalingsgrens (voor zowel FCM als SEM/RMA) te verlagen zou volgens een respondent mogelijk zijn door gebruik te maken van een groter filter (bijvoorbeeld 38 mm), zodat meer lucht aangezogen kan worden voordat het filter overbeladen is. Hierbij moet wel worden opgemerkt dat door meer lucht te bemonsteren er in principe ook meer stof c.q. niet-vezels bemonsterd wordt, die een storend effect hebben op de analyse met fasecontrast microscopie. In de praktijk betekent dit dat er beperkingen zijn aan de mogelijkheid om (veel) meer lucht te bemonsteren, en dat deze onder andere afhankelijk is van de stofbelasting in de betreffende ruimte, omdat de kans op afkeur vanwege overbelading van het filter hiermee wordt vergroot. Dit laatste is natuurlijk ook van toepassing bij analyse met SEM/RMA. Hoewel in Nederland expliciet een filtergrootte van 25 mm in diameter wordt vereist, mag de filtergrootte in Duitsland en Zwitserland variëren tussen 25 en 50 mm in diameter (VDI, 2013).

Echter, FCM is een aselectieve methode waarbij géén onderscheid mogelijk is tussen verschillende typen vezels. Dit betekent dat toetsing plaatsvindt op basis van het totaal aantal vezels. Zodra er vezels worden aangetroffen, waarvan een onbekend deel bestaat uit asbestvezels, zal men eerder een concentratie vezels boven de toetswaarde meten. Hierdoor wordt de theoretische bepalingsgrens niet gehaald, en zullen luchtmonsters die worden geanalyseerd met behulp van FCM ook eerder (onterecht) resulteren in een afkeur van het containment.

Samenvattend kan worden gesteld dat op dit moment worden drie verschillende analysetechnieken gebruikt om luchtmonsters te analyseren: FCM, SEM/RMA en TEM/RMA. De (theoretische) bepalingsondergrenzen van de drie verschillende technieken zoals voorgeschreven in de bijbehorende normen zijn respectievelijk 2.000, 200 en 1.000 vezels/m<sup>3</sup>. In geval van een toetswaarde van 2.000 vezels/m<sup>3</sup> zijn volgens de huidige normen alleen SEM en TEM geschikt als analysetechniek.

## ***6. Welke analysetechnieken kunnen worden gebruikt om de gemeten concentratie te vergelijken met een toetswaarde van 2.000 vezels/m<sup>3</sup>?***

### ***6a. Wat is de praktische ondergrens (vezels/m<sup>3</sup>) voor zowel de reeds veelvuldig toegepaste FCM-techniek als eventuele meer geavanceerde toepassingen van de FCM-techniek?***

Voor FCM wordt door de respondenten aangegeven dat de praktische bepalingsondergrens zo'n 10.000 vezels/m<sup>3</sup> bedraagt. Op basis van de huidige voorschriften wordt 2 uur gemeten bij een debiet van 8,0 L/min waarbij 960 liter lucht wordt bemonsterd. Tijdens de analyse beoordeelt men 100 graticulezones (beeldvelden). Indien er geen vezels worden waargenomen bedraagt de bepalingsgrens circa 1.500 vezels/m<sup>3</sup>. Dit houdt in dat met 95% zekerheid gesteld kan worden dat de vezelconcentratie in de lucht lager is dan 1.500 vezels/m<sup>3</sup>. In de praktijk blijkt het echter zelden voor te komen dat er geen vezels worden aangetroffen, doordat ook niet-asbestiforme vezels worden meegeteld. Wanneer men 100 beeldvelden telt van een filter waarop 960 liter bemonsterd is, treft men doorgaans 2 tot 6 vezels aan (Tromp & Tempelman, 2016). Dit betekent dat er nominaal circa 1.000 – 3.000 vezels/m<sup>3</sup> aanwezig zijn, met bijbehorende bovengrenzen van circa 4.000 vezels/m<sup>3</sup> en 7.000 vezels/m<sup>3</sup>. Vanwege de aanwezigheid van deze niet-asbestiforme vezels heeft TNO een praktische bepalingsondergrens berekend van zo'n 5.000 vezels/m<sup>3</sup>, dat wil zeggen dat bij waarden kleiner dan 5.000 vezels/m<sup>3</sup> het totaal aantal vezels wordt gedomineerd door niet-asbestiforme vezels (Tromp & Tempelman, 2016).

Op basis van reeds uitgevoerde eindcontrolemetingen, waarbij deels ook gelijktijdig met SEM is gemeten, is beoordeeld of het praktisch mogelijk en zinvol is om de luchtmetingen als onderdeel van de eindcontrole na RK2A saneringen te analyseren met FCM. In totaal gaat het om meer dan 95.000 metingen die met FCM zijn geanalyseerd en 130 metingen die zowel FCM als SEM zijn geanalyseerd, afkomstig

van zes, bij Fenelab aangesloten, laboratoria/inspectie-instellingen en TNO. Op basis van deze gegevens is nagegaan bij hoeveel luchtmetingen concentraties lager dan 2.000 vezels/m<sup>3</sup> zijn gemeten (zie ook Tromp & Tempelman, 2016). In **Error! Reference source not found.** zijn de resultaten weergegeven, waarbij onderscheid is gemaakt tussen alle saneringen (RK2 en RK2A samen) en RK2A saneringen. Ook is onderscheid gemaakt tussen toetsing van de nominale concentratie en de bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval. Deze bovengrens kan in principe worden verlaagd door de meetinspanning te verhogen door bijvoorbeeld meer beeldvelden te tellen, middeling van monsters, langer te meten of bij een hoger debiet te meten. Daarom is in Tabel 8 ook aangegeven bij hoeveel luchtmetingen de concentratie lager zou zijn dan 2.000 vezels/m<sup>3</sup> als de meetinspanning zou worden verhoogd. Deze gegevens zijn gegenereerd met behulp van simulatieberekeningen op basis van de 95.000 FCM meetresultaten.

Voor RK2A saneringen is bij toetsing van de nominale concentratie 74% van de gemeten concentraties kleiner dan 2.000 vezels/m<sup>3</sup>. Dit betekent dat in circa driekwart van de eindcontroles van RK2A saneringen het mogelijk is om op basis van FCM het containment vrij te geven. Bij toetsing van de nominale concentratie kan het dus zinvol zijn om in eerste instantie te analyseren met behulp van FCM. Dit betekent ook dat in een kwart van de gevallen nogmaals zou moeten worden gemeten om te kunnen analyseren met behulp van SEM/RMA. Echter, bij toetsing van de bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval blijkt slechts 6% van de gemeten concentraties kleiner dan 2.000 vezels/m<sup>3</sup> te zijn. Dit betekent dat het in de meeste gevallen (94%) niet mogelijk is om op basis van FCM het containment vrij te geven. Op basis van de simulatieberekeningen blijkt zelfs dat bij het verhogen van de meetinspanning slechts 17% (2x de standaard meetinspanning) en 38% (4x de standaard meetinspanning) van de gemeten concentraties bij RK2A saneringen kleiner zou zijn dan 2.000 vezels/m<sup>3</sup>. Deze gegevens laten zien dat het zelfs bij een 4x verhoogde meetinspanning door de aanwezigheid van niet-asbestiforme vezels het vrijwel onmogelijk is om de praktische bepalingsondergrens te verlagen naar een niveau van 2000 vezels/m<sup>3</sup>.

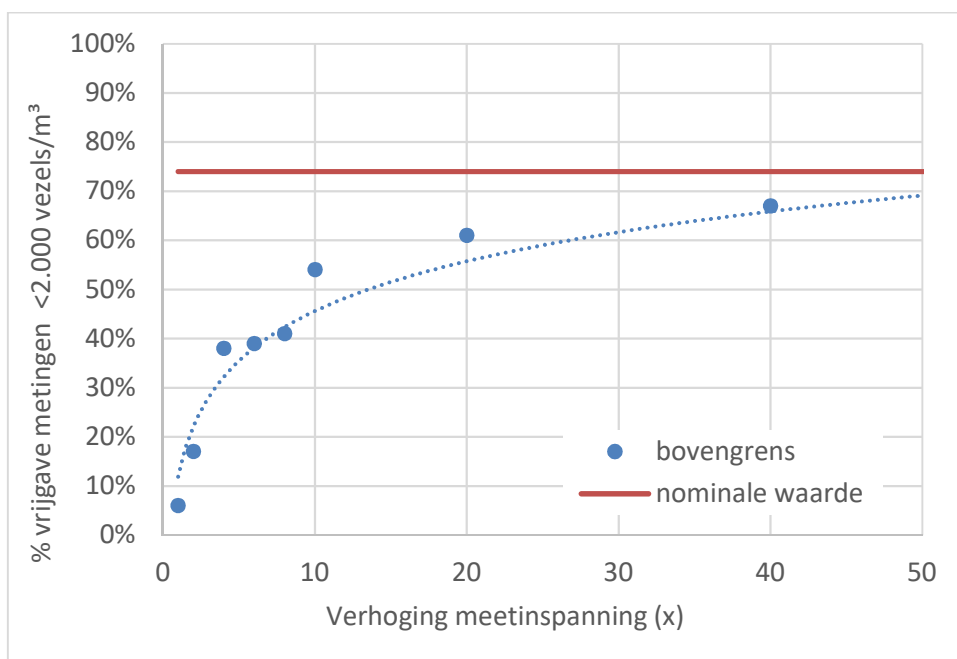
**Tabel 8: Aantal FCM eindcontrolemetingen met een concentratie <2.000 vezels/m<sup>3</sup>, bij toetsing van de nominale waarde en de bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval**

Toetsing op basis van:	nominale waarde	bovengrens	bovengrens	bovengrens
Meetinspanning <sup>1)</sup>	standaard	standaard	2x standaard	4x standaard
	<i>Alle saneringen (RK2 en RK2A)</i>			
Totaal metingen	95.339	95.339	95.339	95.339
Metingen <2.000 vezels/m <sup>3</sup>	77.425	6.197	21.651	45.261
% metingen <2.000 vezels/m <sup>3</sup>	81%	6%	24%	50%
	<i>RK2A saneringen</i>			

Toetsing op basis van:	nominale waarde	bovengrens	bovengrens	bovengrens
Meetinspanning <sup>1)</sup>	standaard	standaard	2x standaard	4x standaard
Totaal metingen	4.847	4.847	4.847	4.847
Metingen <2.000 vezels/m <sup>3</sup>	3.571	292	844	1.862
% metingen <2.000 vezels/m <sup>3</sup>	74%	6%	17%	38%

<sup>1</sup> Het verhogen van de meetinspanning door meer beeldvelden te tellen (100 (standaard), 200 (2x) of 400 (4x) beeldvelden), middeling van monsters (1 (standaard), 2 (2x) of 4 (4x) monsters), langer te meten (2 (standaard), 4 (2x) of 8 (4x) uur) of bij een hoger debiet te meten (8 (standaard), 16 (2x) of 32 (4x) L/min)

Om te kunnen beoordelen of door het verder verhogen van de meetinspanning de praktische bepalingsgrens nog verder verlaagd kan worden is in Figuur 5 het percentage luchtmetingen met een nominale waarde en bovengrens kleiner dan 2.000 vezels/m<sup>3</sup> uitgezet tegen de meetinspanning. Figuur 5 laat zien dat de meetinspanning geen invloed heeft op de nominale waarde, maar wel op de bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval. Het aantal metingen met een bovengrens kleiner dan 2.000 vezels/m<sup>3</sup> neemt steeds verder toe bij verhoging van de meetinspanning, maar de meetinspanning moet extreem hoog zijn om op basis van FCM een containment vrij te kunnen geven. Zo heeft pas bij een 10x hogere meetinspanning ongeveer de helft (50%) van de metingen een bovengrens kleiner dan 2.000 vezels/m<sup>3</sup>. Zelfs dan zal slechts in de helft van de gevallen op basis van FCM een containment vrijgegeven kunnen worden.



**Figuur 5: Aantal FCM eindcontrolemetingen bij RK2A saneringen met een concentratie <math>< 2.000 \text{ vezels/m}^3</math> in relatie tot het verhogen van de meetinspanning, bij toetsing**

### van de nominale waarde en de bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval

In het rapport TNO 2016 R10496-A is op basis van 130 metingen (91 eindcontrolemetingen en 39 metingen tijdens saneringsactiviteiten), waarbij de luchtmonsters met zowel FCM als met SEM zijn geanalyseerd, beoordeeld of een eindcontrole op basis van FCM tot hetzelfde resultaat leidt als een eindcontrole op basis van SEM (Tromp & Tempelman, 2016). Hieruit blijkt dat bij een vezelconcentratie kleiner dan 10.000 vezels/m<sup>3</sup> gemeten met FCM, de asbestvezelconcentratie gemeten met SEM/RMA in vrijwel alle gevallen onder de grenswaarde van 2.000 v/m<sup>3</sup> blijft. Op basis hiervan is geconcludeerd dat FCM toepasbaar is als indicator voor eindcontroles van standaard risicoklasse 2 saneringen (sanering hechtgebonden asbesthoudende producten die chrysotiel bevatten). Met het oog op de gestelde vraagstelling of het mogelijk is om bij eindcontrole na RK2A saneringen op basis van analyse met FCM direct te toetsen aan een waarde van 2000 vezels/m<sup>3</sup>, is op basis van dezelfde data een aanvullende evaluatie uitgevoerd. De onderliggende vraag hierbij is of de beperkte resolutie van FCM niet leidt tot onterechte vrijgave. Uit de evaluatie zoals beschreven in de rapportage blijkt dat als met FCM de concentratie (nominale waarde) kleiner is dan 2.000 vezels/m<sup>3</sup> dat met SEM ook de concentratie (nominale waarde en bovengrens) kleiner is dan 2.000 vezels/m<sup>3</sup>. Echter, om uitsluitel te geven of de beperkte resolutie van FCM zal leiden tot onterechte vrijgaven is het noodzakelijk dat alleen luchtmetingen verzameld als onderdeel van de eindcontrole worden beoordeeld waarbij met SEM/RMA de concentratie groter is dan 2.000 vezels/m<sup>3</sup>. Uit de dataset van 130 metingen blijkt dat in slechts één eindcontrolemeting met SEM een concentratie groter dan 2.000 vezels/m<sup>3</sup> (2580 vezels/m<sup>3</sup>) is gemeten; hierbij was de gemeten concentratie met FCM 4.700 vezels/m<sup>3</sup>. In deze ene meting leidt analyse met behulp van FCM niet tot een onterechte vrijgave. Echter, op basis van slechts één meting kan geen uitsluitel worden gegeven of de beperkte resolutie van FCM (0,2-0,25 µm) zal leiden tot onterechte vrijgave van containments na RK2A saneringen op basis van een eindcontrole met FCM waarbij een toetswaarde van 2000 vezels/m<sup>3</sup> wordt gehanteerd. Meer metingen zijn noodzakelijk om hier conclusies aan te kunnen verbinden. Probleem hierbij is wel dat dergelijke situaties, waarbij op basis van analyse met SEM/RMA een concentratie groter dan 2.000 vezels/m<sup>3</sup> wordt gemeten, in de praktijk niet vaak voorkomen. Om hier een uitspraak over te kunnen doen is het dus wellicht nodig om dergelijke situaties te simuleren zodat deze gegevens kunnen worden verzameld.

Op basis van dezelfde parallele metingen met FCM en SEM/RMA is ook gekeken of een vrijgave op basis van analyse met SEM/RMA (bovengrens < 2.000 v/m<sup>3</sup>) ook leidt tot een vrijgave op basis van analyse met FCM. Op basis van de resultaten (zie Tabel 9) blijkt dat bij toetsing aan de nominale waarde bij 65% van de FCM metingen ook een concentratie kleiner dan 2.000 vezels/m<sup>3</sup> wordt gemeten. Echter, bij toetsing

aan de bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval, zoals deze ook bij de huidige toetsing aan een toetswaarde van 10.000 vezels/m<sup>3</sup> wordt gehanteerd, is dat nog maar bij 1% van de FCM metingen. Dit betekent dat in vrijwel alle gevallen een eindcontrole op basis van analyse met FCM leidt tot een afkeur van het containment, bij een toetswaarde van 2.000 vezels/m<sup>3</sup>. Dit laat nogmaals zien dat door de aanwezigheid van niet-asbestiforme vezels het met FCM niet goed mogelijk is om te toetsen aan een waarde van 2.000 vezels/m<sup>3</sup>.

**Tabel 9: Aantal FCM eindcontrolemetingen met een concentratie <2.000 vezels/m<sup>3</sup> (op basis van nominale waarde en de bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval), als met SEM de bovengrens van de concentratie <2.000 vezels/m<sup>3</sup> is (71 van de 130 parallele metingen).**

Toetsing op basis van:	nominale waarde	bovengrens
Totaal metingen	71	71
Metingen <2.000 vezels/m <sup>3</sup>	46	1
% metingen <2.000 vezels/m <sup>3</sup>	65%	1%

Samenvattend betekent bovenstaande:

- Bij toetsing van de nominale concentratie is het in de meeste gevallen mogelijk om met FCM het containment vrij te geven.
- Bij toetsing van de bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval is het in de meeste gevallen niet mogelijk om het containment vrij te geven uitgaande van een toetswaarde van 2.000 vezels/m<sup>3</sup>. Ook bij het verhogen van de meetinspanning (bijvoorbeeld het tellen van meer beeldvelden, langer meten, bij een hoger debiet meten, of het middelen van meer monsters) blijkt nog steeds dat bij de meeste RK2A saneringen de bovengrens van de vezelconcentratie boven de toetswaarde van 2.000 vezels/m<sup>3</sup> blijft.
- Op basis van de beschikbare gegevens (één meting) is vooralsnog niet duidelijk of de beperkte resolutie van FCM zou leiden tot onterechte vrijgave. Meer meetresultaten zijn nodig om hier conclusies aan te kunnen verbinden.
- Het verbeteren van de resolutie van de fasecontrastmicroscop is mogelijk door het gebruik van een ander objectief (lens), waarbij de resolutie van SEM kan worden benaderd (zie antwoord vraag 5b). Hierbij moet wel worden opgemerkt dat in verband met de aspecificiteit van FCM luchtmonsters die worden geanalyseerd met behulp van FCM eerder resulteren in een afkeur van het containment.

#### **6b. Wat is de praktische ondergrens (vezels/m<sup>3</sup>) voor SEM/RMA?**

Door de respondenten worden ondergrenzen van 100, 200 en 1.000 vezels/m<sup>3</sup> genoemd. Bepalende parameters zijn bemonsteringsduur, het debiet, ingestelde vergroting van de SEM (waarmee het beeldveldoppervlak wordt bepaald), en het aantal beoordeelde beeldvelden (die het totaal geanalyseerd filteroppervlak en het effectief filteroppervlak bepalen). Indien men circa 1,9 m<sup>3</sup> bemonstert (4 uur bemonsteren bij circa 8 L/min) op een filter met een diameter van 25 mm (met een effectieve diameter van 20 of 22 mm afhankelijk van de filterkop) en vervolgens 100 beeldvelden analyseert van 0,025 mm<sup>2</sup> (vergroting van circa 2000x) zoals in het



interimdocument (NEN, 2016) als aanvulling op de NEN2990 (2012) wordt voorgeschreven, dan wordt een bepalingsgrens van circa 200 vezels/m<sup>3</sup> bereikt. Een ordegrootte van circa 200 vezels/m<sup>3</sup> als bepalingsgrens is praktisch haalbaar.

Om tot een halvering van de bepalingsgrens te komen, naar circa 100 vezels/m<sup>3</sup>, zal er een verdubbeling van een andere parameter moeten worden gerealiseerd: verdubbeling van de bemonsteringsduur (8 uur), verdubbeling van het aantal te tellen beeldvelden (200 beeldvelden) en verdubbeling van het debiet (16 L/min), of een combinatie van bovengenoemde parameters. Daarnaast is het mogelijk om meerdere luchtmonsters tegelijkertijd te nemen en de resultaten hiervan te middelen. Een andere optie zou kunnen zijn verkleining van het filteroppervlak. In plaats van een standaard 25 mm filter zou gebruik kunnen worden gemaakt van een 13 mm filter. Deze filters zijn commercieel verkrijgbaar. Het probleem van deze kleine filters is de hoge drukval door het filter, waardoor een standaard 'asbest' pomp een debiet van 8 L/min waarschijnlijk niet haalt.

***6c. Zijn er andere analysetechnieken beschikbaar waarmee de asbestvezelconcentratie kan worden bepaald, en zo ja welke praktische ondergrens (vezels/m<sup>3</sup>) is hierbij van toepassing?***

Er worden door de respondenten een drietal opties genoemd, namelijk:

- Fluorescentiemicroscopie;
- On-sites vezelmonitoren;
- On-sites deeltjestellers.

Verschillende respondenten geven aan dat er in het buitenland (met name in Japan) testen worden gedaan met fluorescentiemicroscopie. Een van de respondenten geeft verder aan dat hierbij asbestvezels fluorescent gekleurd worden door middel van een eiwit, en vervolgens door een computer worden geteld. Het voordeel van fluorescentie microscopie is dat er onderscheid kan worden gemaakt tussen asbestvezels en andere vezels, waardoor de niet-asbestiforme vezels niet meer storend werken op de bepalingsondergrens. Dit betekent dat een bepalingsgrens van onder de 2000 vezels/m<sup>3</sup> mogelijk wordt. Nishimura et al. hebben gecombineerde fase contrast en fluorescentie microscopie (FCM/FM) vergeleken met SEM/RMA (34 monsters met een concentratie tussen de 500 en 50x10<sup>6</sup> vezels) (Nishimura et al., 2016). Hieruit bleek dat circa 95% van de fluorescent gekleurde vezels daadwerkelijk asbestvezels waren. Ondanks de nu nog relatieve hoge variabiliteit tussen de resultaten verkregen met SEM/RMA en FCM/FM wordt wel geconcludeerd dat de FCM/FM veelbelovend is als een snelle en selectieve microscopische techniek voor het bepalen van de concentratie aan asbestvezels. De methode is echter nog niet operationeel en meer onderzoek is nodig om de oorzaken van de variabiliteit te achterhalen.

Het is mogelijk om direct (real-time) de (asbest)vezelconcentratie te meten met behulp van on-site vezelmonitors. Enkele voorbeelden zijn de Fiber Monitor Model 7400AD van de firma MSP, de Asbest Alert Monitor van de firma Alert Technology BV en de Fibrous Aerosol Monitor Model FM-7400 van de firma MIE. Dergelijke monitors zijn echter nog niet geschikt om een eindcontrolemeting uit te voeren omdat de techniek niet specifiek genoeg is voor asbestvezels en de onderste bepalingsgrens significant te hoog is ( $>10.000$  vezels/m<sup>3</sup>).

Deeltjestellers zoals de aerodynamic particle sizer (APS) of de optical particle counter (OPC) kunnen ver beneden de 2.000 deeltjes/m<sup>3</sup> (dus 0,002 vezels/cm<sup>3</sup>) meten. Echter, deze deeltjestellers maken géén onderscheid tussen deeltjes en vezels, en dus ook geen asbestvezels. Alleen als de (asbest)vezelconcentratie kan worden gerelateerd aan de deeltjesconcentratie is het mogelijk om een deeltjesteller te gebruiken voor eindcontrolemetingen. Hierbij zal rekening moeten worden gehouden met de specificiteit van de detectiemethode, en zal wanneer er geen onderscheid gemaakt kan worden tussen asbestvezels en andere type vezels en/of deeltjes een meting op basis van deze methodiek eerder resulteren in afkeur. Het grootste probleem is echter dat een dergelijke relatie nog niet is aangetoond, en het waarschijnlijk is dat deze relatie in ieder containment anders zal zijn. Door middel van validatieonderzoek zou deze relatie echter wel kunnen worden onderzocht.

Voor elke alternatieve methode geldt dat deze in principe kan worden toegepast als kan worden aangetoond dat deze even goed werkt als de techniek zoals staat aangegeven in de norm. Verder is het van belang om voor nieuwe technieken ook regelmatig een vorm van kwaliteitscontrole in te regelen, vergelijkbaar met de ringonderzoeken die worden georganiseerd voor analyse met SEM/RMA en lichtmicroscopie, en waar geaccrediteerde labs aan deelnemen.

***7. Heeft het toetsen aan de nominale waarde (versus de bovengrens van de Poissonverdeling) consequenties voor het vrijgeven van de ruimte, met betrekking tot de mate van zekerheid dat de gemeten concentratie lager is dan de toetswaarde?***

Volgens de huidige voorschriften wordt er in geval van analyse met SEM/RMA getoetst aan de nominale waarde, en wordt in geval van analyse met FCM getoetst aan de bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval op basis van de Poissonverdeling.

Verschillende respondenten geven aan dat de reden voor het toetsen aan de bovengrens bij FCM zit in de betrouwbaarheid van de analysetechniek, omdat er bij FCM makkelijker waarnemings- en interpretatieverschillen optreden en eerder systematische fouten in de gebruikte apparatuur ontstaan. Ook wordt aangegeven

dat de foutmarge bij de analyse van een FCM-filter groter is dan bij de analyse van een SEM-filter, en dat bij een analyse met SEM de lengte en breedte van een vezel nauwkeuriger kunnen worden opgemeten dan bij FCM. Door te toetsen aan de bovengrens wordt een veiligheidsmarge ingebouwd. De grotere betrouwbaarheid van analyse met SEM in combinatie met het kunnen identificeren van de asbestvezels worden als reden aangedragen waarop op basis van deze analyse de nominale concentratie in plaats van de bovengrens kan worden vergeleken met de toetswaarde. Verder wordt door de respondenten aangegeven dat in de praktijk altijd getoetst wordt door gebruik te maken van het gewogen gemiddelde (mits voldaan wordt aan de voorwaarden in par. 9.2 van de NEN 2990:2012). Hierbij sommeert men alle aangetroffen vezels en alle individuele bemonsteringsvolumina. Men beschouwt het als het ware als één monster. Het voordeel van het gebruik van het gewogen gemiddelde is dat het betrouwbaarheidsinterval een stuk smaller wordt.

Hoewel het wellicht logisch lijkt om de lagere betrouwbaarheid (aselectiviteit, beperkte resolutie en hogere kans op systematische fouten) te compenseren door bij toetsing rekening te houden met de statistische fout op basis van de Poisson verdeling (bovengrens 95% betrouwbaarheidsinterval), hebben beide zaken niets met elkaar te maken. De laatst genoemde fout ontstaat als gevolg van het analyseren van slechts een beperkt deel van het filter: bij het extrapoleren naar de concentratie in lucht op basis van het totale filter wordt een meetonzekerheid geïntroduceerd. Deze meetonzekerheid is voor FCM en SEM/RMA precies hetzelfde, aangezien in beide methoden slechts een deel van het filter wordt geanalyseerd. Dus als bij toetsing van het analyseresultaat met FCM ervoor wordt gekozen om rekening te houden met deze meetonzekerheid moet dat ook gebeuren met het analyseresultaat bepaald met SEM/RMA. Daarnaast houden de respondenten geen rekening met het feit dat door de aselectiviteit van de FCM methode, alle vezels worden geteld inclusief niet asbestiforme vezels. Dit betekent in de praktijk dat de asbestvezelconcentratie juist kan worden overschat. Namelijk op basis van de 91 parallelle eindcontrolemetingen (zie antwoord op vraag 5), waarbij zowel met FCM als met SEM is gemeten blijkt dat slechts 17% van de met FCM aangetroffen vezels asbestvezels zijn (Tromp & Tempelman, 2016). Dit betekent dat er twee tegengestelde factoren zijn die het resultaat beïnvloeden: het mogelijk missen van asbestvezels door de beperkte resolutie van FCM en het meetellen van niet asbestiforme vezels.

In het interimdocument (NEN, 2016) wordt aangegeven dat de combinatie van gestelde meetduur (4 uur) en debiet (8 L/min) in combinatie met de gestelde analysecondities (minimaal 100 beeldvelden tellen met een maximaal oppervlak van 0,025 mm<sup>2</sup> per beeldveld) nodig zijn om de vereiste bepalingsondergrens van 200 vezels/m<sup>3</sup> te behalen en de meetonzekerheid in het concentratiegebied rond de toetswaarde zodanig te beperken dat een betrouwbare toetsing op basis van de

nominale waarde mogelijk is. Voor de bovengenoemde meet- en analyseomstandigheden betekent dit voor vezelconcentratie van 1.900 vezels/m<sup>3</sup> (28 getelde vezels) een 95% betrouwbaarheidsinterval van 1.300-2.800 vezels/m<sup>3</sup>. De meetonzekerheid is dan nog steeds relatief hoog (circa 45%) en het maakt ook voor SEM/RMA uit of er getoetst wordt aan de nominale waarde of aan de bovengrens. Toetst men aan de waarde van 2.000 vezels/m<sup>3</sup>, dan zou het containment op basis van de nominale waarde worden vrijgegeven en op basis van aan de bovengrens niet.

Samenvattend kan worden gesteld dat bij extrapoleren van het analyseresultaat van een deel van het filter naar het totale filter meetonzekerheid wordt geïntroduceerd, waar rekening mee wordt gehouden door het berekenen van een 95% betrouwbaarheidsinterval rondom de nominale waarde. De parameters debiet, meetduur en effectief geanalyseerd filteroppervlak (aantal getelde beeldvelden) zijn bepalen de breedte van dit betrouwbaarheidsinterval. Hoe meer velden worden geanalyseerd, hoe meer vezels worden geteld, hoe kleiner het betrouwbaarheidsinterval en dus hoe betrouwbaarder de schatting van het aantal vezels op het totale filter wordt. Door te toetsen op de bovengrens van het betrouwbaarheidsinterval wordt rekening gehouden met de meetonzekerheid als gevolg van het analyseren van slechts een beperkt deel van het filter. Bij het toetsen op de nominale waarde wordt (onafhankelijk van de gebruikte microscopische techniek) geen rekening gehouden met deze onzekerheid en is het mogelijk dat de werkelijke concentratie hoger ligt dan de nominale waarde.

## ***8. Zijn goudgecoate Nuclepore filters noodzakelijk voor gebruik bij een eindmeting, of zouden er ook andere filters gebruikt kunnen worden?***

### ***8a. Welke eigenschappen maken goudgecoate Nuclepore filters geschikt voor gebruik bij luchtmetingen in het kader van een eindcontrole?***

Verschillende respondenten geven aan dat de hoogte van het debiet beperkt wordt door het gebruik van goudgecoate Nucleporefilters. Er zou niet meer lucht door de poriën gezogen kunnen worden dan 8-10 L/min. Daarnaast zijn er geen normeringen voor de filters, en de kwaliteit van de filters schijnt in de praktijk te wensen over te laten. Poriën zijn soms niet geheel open of overlappen juist. Een andere respondent geeft aan dat er goudgecoate Nuclepore filters nodig zijn met een poriediameter van 0,2 µm.

Bovengenoemde zaken zijn terechte aandachtspunten en in de beantwoording op vraag 1b (verhoging debiet) en vraag 8b (kwaliteit filters) wordt hier nader op ingegaan. Conform de ISO 14966 zijn goud gecoate Nuclepore filters met een poriediameter van 0,2 µm toegestaan. In deze ISO-norm staat alleen aangegeven dat de maximale poriediameter 0,8 µm mag bedragen. De standaardfilters die in Nederland worden gebruikt voor SEM analyse hebben vrijwel altijd een poriediameter van 0,8 µm, vanwege het feit dat een kleinere poriediameter zorgt

voor een grotere drukval, waardoor een standaard 'asbest' pomp een debiet van 8 L/min niet kan halen.

Voor elektronenmicroscopie is het noodzakelijk dat monsters elektrisch geleidend zijn. Voor de meeste filters inclusief Nuclepore betekent dit dat ze moeten zijn voorzien van een elektrisch geleidende coating. Dit kan een metallische coating zijn, maar kan ook een koolstofcoating zijn. In de praktijk blijkt goud (Au) vaak te worden toegepast vanwege de gunstige eigenschappen: goud is makkelijk te coaten, de coating is van goede kwaliteit, is resistent tegen vocht en lichte zuren/basen, en er is geen storing van het RMA-sigitaal van goud bij de identificatie van asbest (dat wil zeggen: het element Au komt in geen van de asbesttypen voor en er is geen overlap tussen de röntgenlijnen van Au en röntgenlijnen van de verschillende asbestsoorten). In principe zijn ook andere type metallische coatings mogelijk, bijvoorbeeld palladium, zilver, nikkel, chroom.

Voor de nieuwe generatie hoge resolutie SEMs is soms een coating niet meer noodzakelijk, wanneer bij een lage versnelspanning (< 1kV) wordt gemeten zodat opladingsverschijnselen worden tegengegaan. Het nadeel van deze methode is dat voor identificatie van asbestvezels met RMA de versnelspanning wel weer moet worden verhoogd naar circa 15 kV. Dit kost veel extra analysetijd, aangezien niet alleen het veranderen van de versnelspanning tijd kost maar vooral omdat na iedere verandering het beeld weer volledig geoptimaliseerd moet worden.

Resumerend kan met behulp van elektronenmicroscopie in combinatie met RMA kunnen asbestvezels worden geïdentificeerd. Om gebruik te maken van deze techniek is het noodzakelijk dat monsters elektrisch geleidend zijn. Voor de meeste filters, inclusief Nuclepore, betekent dit dat ze moeten zijn voorzien van een elektrisch geleidende coating. Een goudcoating wordt het meest toegepast vanwege de gunstige eigenschappen: goud is makkelijk te coaten, goede kwaliteit van de coating, resistent tegen vocht en lichte zuren/basen en geen storing van het RMA-sigitaal van goud bij de identificatie van asbest. In principe zijn ook andere type coatings mogelijk, bijvoorbeeld koolstof, palladium, zilver, nikkel of chroom.

#### ***8b. Wat is er bekend over de kwaliteit van beschikbare filters en filterkoppen***

Er wordt door de respondenten aangegeven dat er kwaliteitseisen bestaan voor zowel filters als filterhouders. Men geeft tevens aan dat er in de toegepaste normen (NEN 2990, ISO 14966) niets is vastgelegd met betrekking tot de spreiding van poriën op een filter, terwijl dit wel gewenst is. Op basis van eigen onderzoek door een van de respondenten wordt aangegeven dat de gangbare filters in de branche een inhomogene verdeling van de poriën op het filter laten zien, en dat men ook overlappende poriën tegenkomt. Deze observatie wordt gerelateerd aan de observatie dat bij het gebruik van plastic filterkoppen tijdens de bemonstering asbest aan de binnenkant van de filterkop kan blijven plakken. Daarnaast wordt er

getwijfeld over het feit of alle asbestvezels tijdens transport op het filter blijven. Op basis van eigen onderzoek door een andere respondent wordt aangegeven dat de kwaliteit van de filters verschilt per leverancier, en dat dit met name de dikte van de goudlaag betreft.

De kwaliteit van de goudgecoate filters kan inderdaad per leverancier en zelfs per batch verschillen. Meestal heeft dit te maken met de dikte van de goudcoating. Bij een te dunne coating ontstaan opladingsverschijnselen en gaat dit ten koste van de zichtbaarheid van de vezels. Daarom is in de ISO 14966 aangegeven dat de dikte van de coating ongeveer 30 nm moet zijn. Daarnaast wordt als optie gegeven om ook de achterkant van het filter te coaten (20 nm) waardoor het contrast bij SEM analyse kan worden verbeterd. Slechte kwaliteit filters kunnen na sampling eventueel nog extra gecoat worden in de sputtercoater om de beeldkwaliteit te verhogen. Uit testen bij TNO blijkt dat het extra coaten een betere beeldkwaliteit (contrast) oplevert (Tromp, 2016). Soms wordt echter onterecht de slechte beeldkwaliteit geweten aan het filter. Het filteroppervlak kan namelijk ook door de meting "verontreinigd" zijn (vocht, organische oplosmiddelen, etc.). Door plasma verassen kan het filteroppervlak worden schoongemaakt, waardoor de beeldkwaliteit sterk verbeterd. Afgezien van de coating kunnen er ook verschillen ontstaan in poriegrootte, de verdeling van de poriën over het filter en in de hoeveelheid overlappende poriën. Deze verschillen ontstaan doordat de instellingen tijdens het productieproces van de filters niet goed is geoptimaliseerd. Namelijk, de poriën in de filters worden gemaakt met behulp van de zogenaamde 'track-etching' technologie gebaseerd op het stralen van polymeer materialen met energetische zware ionen die leiden tot de vorming van lineaire beschadigde sporen over de bestraalde polymere laag of film. Deze sporen veranderen in poriën met behulp van een goed gekozen nat chemisch ets. De poriedichtheid (aantal poriën per cm<sup>2</sup> filteroppervlak) kan precies worden bepaald door de intensiteit van de ionenbundel en de snelheid waarbij de polymere laag langs ionenbundel wordt getransporteerd. Een nauwkeurige en gecontroleerde poriegrootte en vorm wordt verkregen door verschillende etsomstandigheden: tijd, temperatuur en sterkte van oplossingen.

TNO heeft geen informatie beschikbaar over de invloed van een inhomogene verdeling van de poriën en overlappende poriën op het analyseresultaat. Gezien het productieproces van de filters zullen overlappende poriën altijd aanwezig zijn. Teveel overlappende poriën betekent echter dat de intensiteit van de ionenbundel en/of de snelheid van de transportband niet goed is ingesteld. Een inhomogene verdeling van de poriën, zoals sommige respondenten noemen, is niet te verklaren uit het productieproces. Het productieproces zorgt er juist voor dat er een homogene verdeling van poriën ontstaat. Met betrekking tot de kwaliteit van de filters dient daarnaast gemeld te worden dat ISO/IEC 17025 geaccrediteerde laboratoria verplicht zijn om kwaliteitsbepalende materialen te onderwerpen aan een 'ingangscntrole' (NEN, 2005). Het is dus de verantwoordelijkheid van de

laboratoria zelf om een goede leverancier van de goudgecoate Nuclepore filters te vinden.

Uit testen van TNO blijkt dat een grotere poriediameter niet meteen betekent dat vezels door de poriën verdwijnen. In principe mogen de poriën groter zijn dan de vezels, en is met name de poriedichtheid belangrijk voor de effectiviteit van de monsternamen, want hoe meer poriën, hoe groter de kans is dat vezels op een porie terecht komen (zie ook antwoord op vraag 8d).

De kwaliteit van de filterkoppen is tevens belangrijk voor een betrouwbaar analyseresultaat. Van de veelgebruikte zwarte plastic filtercassettes is bekend dat er lekverliezen kunnen ontstaan via de randen van het filter. Dit risico op randlekkage wordt groter naarmate het debiet hoger is; dit heeft te maken met de hogere drukval door de filters. ISO 14966 schrijft voor dat het is toegestaan om 'disposable' plastic filter cassettes te gebruiken, echter de filterkop moet gemaakt zijn van geleidend kunststof en het filter moet zodanig kunnen worden vastgeklemd dat er geen significante lekken rond het filter ontstaan bij een differentiële druk tot ongeveer 50 kPa. Daarnaast wordt niet aangeraden om de filtercassettes meerdere keren te gebruiken door er een nieuw filter in te plaatsen. In de bijlage B.4 van de ISO 14966 wordt beschreven hoe lekverliezen aan de randen van de filterkop kunnen worden gedetecteerd. Door TNO zijn deze testen in het verleden niet uitgevoerd. Ook is niet onderzocht wat de invloed van deze lekverliezen zijn op het analyseresultaat.

Vanwege mogelijke statische effecten zijn de zwarte plastic filtercassettes gemaakt van polypropyleen met Carbon Black als additief om de filtercassette elektrisch geleidend te maken. De geleidende werking van dit type plastic is onder andere getest op basis van het ASTM testprotocol ASTM D257, IEC 60093. Dit betekent dat deze plastic filtercassettes, net zoals de metalen versies (aluminium, RVS) in principe geen last hebben van statische effecten. Dit betekent dat het niet waarschijnlijk is dat asbestvezels aan de binnenkant van de filterkop blijven plakken, mits deze aan de eisen gesteld in ISO 14966 voldoet.

Samenvattend kan worden gesteld dat de kwaliteit van de goudgecoate Nuclepore filters per leverancier en soms per batch kan verschillen. Het is van belang dat laboratoria een goede ingangscntrole uitvoeren om de kwaliteit van deze filters na te gaan. Verschillen zitten met name in de dikte van de goudlaag en de hoeveelheid overlappende poriën (die samenhangt met de poriedichtheid). De poriediameter blijkt in de praktijk slechts een geringe invloed te hebben op het afvangrendement van vezels. Zo is voor asbestvezels geen verschil geconstateerd tussen drie geteste poriediameters 0,2, 0,4 en 0,8  $\mu\text{m}$ . Om mogelijke statische effecten tegen te gaan zijn de zwarte plastic filtercassettes gemaakt van polypropyleen met Carbon Black als additief voor elektrische geleiding. Dit betekent dat deze plastic filtercassettes,

net zoals de metalen versies (aluminium, RVS), in principe geen last hebben dat asbestvezels blijven 'plakken' aan de filtercassettes en filterkoppen.

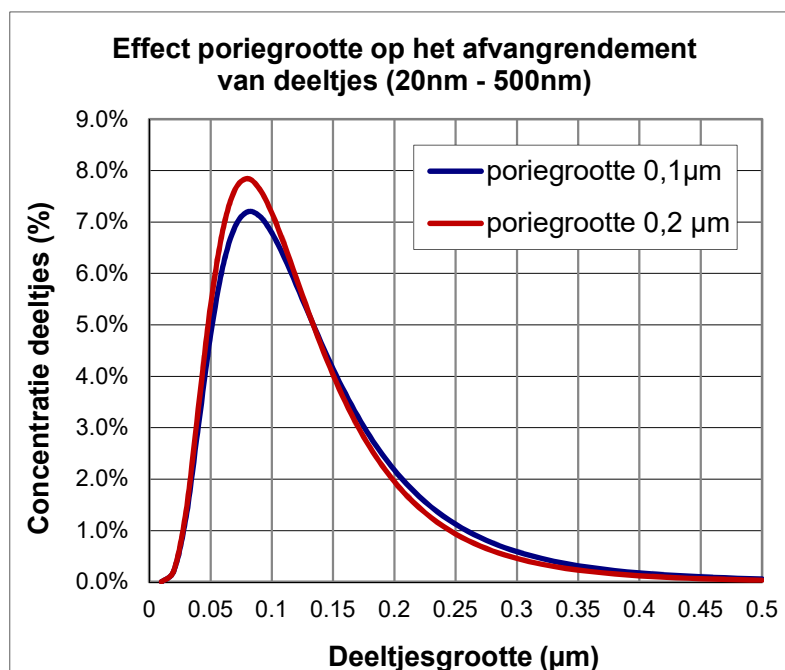
***8c. Is de effectiviteit van andere type filters (bijv. Nuclepore filters met een ander type coating of zilvermembraan-filters) voor het meten van de asbestvezelconcentratie in de lucht onderzocht?***

Hoewel over het algemeen door de respondenten wordt aangegeven dat hier geen informatie over beschikbaar is, geeft een van de respondenten aan dat een filterleverancier (TJ Environmental) mogelijk in het verleden onderzoek heeft gedaan naar zilveragecoate filters. Deze gegevens zijn echter niet beschikbaar. Eén van de respondenten geeft aan testen te hebben uitgevoerd met zilvermembraan filters. Hierbij wordt aangegeven dat het oppervlak van deze filters niet glad was, waardoor de analyse met behulp van SEM/RMA flink werd bemoeilijkt.

Ook TNO heeft enkele testen gedaan met de zogenaamde "silver metal membrane filters". Deze filters zijn gespecificeerd in NIOSH-methoden voor röntgendiffractie analyses van onder andere kristallijn silica (NIOSH 7500), loodsulfide (NIOSH 7505), boorcarbide (NIOSH 7506) en chrysotiel asbest (NIOSH 9000). Een belangrijk bezwaar van de filters is dat ze niet vlak zijn, waardoor de zichtbaarheid van vooral kleinere vezels wordt bemoeilijkt.

Door TNO zijn verder in het kader van het onderzoek naar asbest in de Nederlandse buitenlucht (Tromp, 2016) diverse testen uitgevoerd met gecoate Nuclepore filters. Hierbij is onder andere geëxperimenteerd met nikkel gecoate filters en is de poriegrootte gevarieerd (0,2 – 0,4 – 0,8 µm). De nikkelcoating bleek een iets gunstiger effect op de zichtbaarheid van asbestvezels te hebben. Dit heeft vooral te maken met het verschil in soortelijke massa van de coating en de asbestvezels: hoe groter dit verschil, hoe meer contrast er ontstaat tussen de coating en de vezel. Een probleem van de nikkel gecoate filters is wel dat ze iets minder resistent zijn: in een vochtig of zuur/basisch milieu kan de nikkelcoating deels oplossen of loslaten. De poriediameter blijkt een minimale invloed te hebben op het afvangrendement van vezels. Voor asbestvezels is geen verschil geconstateerd tussen de drie geteste poriediameters. Tijdens de luchtmeting worden deeltjes en vezels 'geïmpacteerd' op het filter en gaan niet, zoals wel vaak wordt gedacht, met de luchtstroom mee door de poriën. Dit blijkt onder andere uit de homogene verdeling van de deeltjes en vezels over het filter. Er kunnen wel geringe verliezen ontstaan, wat te maken heeft met het totale poriënoppervlak in verhouding met het filteroppervlak. Wanneer de poriedichtheid hoog is, is de kans dat deeltjes of vezels op een porie terecht komen hoger. TNO heeft in het verleden een aantal testen uitgevoerd, waarbij het effect van de poriediameter op het afvangrendement van roetdeeltjes is onderzocht (zie Figuur 6). De deeltjesgrootteverdelingen bij een poriegrootte van 0,1 en 0,2 µm zijn identiek aan elkaar, wat betekent dat er geen verliezen ontstaan van deeltjes kleiner dan de poriediameter.





**Figuur 6: Deeltjesgrootteverdeling van roetdeeltjes bij parallelle bemonstering met Nuclepore filters met twee verschillende poriegrootten**

Op basis van bovenstaande gegevens kan worden geconcludeerd dat een poriediameter van 0,8 µm voldoende effectief is voor asbestvezels met een diameter groter dan circa 0,1 µm. In de buitenlucht worden soms wel filters met een kleinere poriediameter gebruikt (0,2 of 0,4 µm). De reden is dat in de buitenlucht (achtergrond, zonder directe bron) het aandeel aan hele dunne vezels, zogenaamde fibrillen, relatief hoog is. Deze fibrillen hebben diameters tussen de 0,02 – 0,1 µm. Het nadeel van een kleine poriediameter is dat er tijdens het samplen een behoorlijke onderdruk ontstaat, waardoor het vereiste debiet niet meer kan worden gehaald. Een pomp (die voldoet aan de eisen in ISO 14966) kan bijvoorbeeld nog wel overweg met een poriediameter van 0,4 µm, maar bij 25 mm filters met een poriediameter van 0,2 µm wordt een debiet van 8 L/min niet meer gehaald.

Samenvattend: Er zijn pilots uitgevoerd met andere type filters en coatings. Zo is zowel door een respondent als TNO geëxperimenteerd met zilvermembraan filters. Het nadeel van dit type filter bleek het ruwe oppervlak waardoor de vezels minder zichtbaar zijn en de analyse wordt bemoeilijkt. De experiment van TNO met nikkel gecoate filters laten zien dat de beeldkwaliteit (contrast tussen filter en vezel) beter wordt, echter de coating is minder resistent tegen vocht en lichte zuren/basen.

#### **8d. Is de effectiviteit van goudgecoate filters vergeleken met andere type filters?**

De meeste respondenten geven aan dat zij niet bekend zijn met onderzoek waarbij de effectiviteit van goudgecoate filters en ander type filters is vergeleken. Eén respondent geeft aan dat er een grootschalig vergelijkingsonderzoek is uitgevoerd

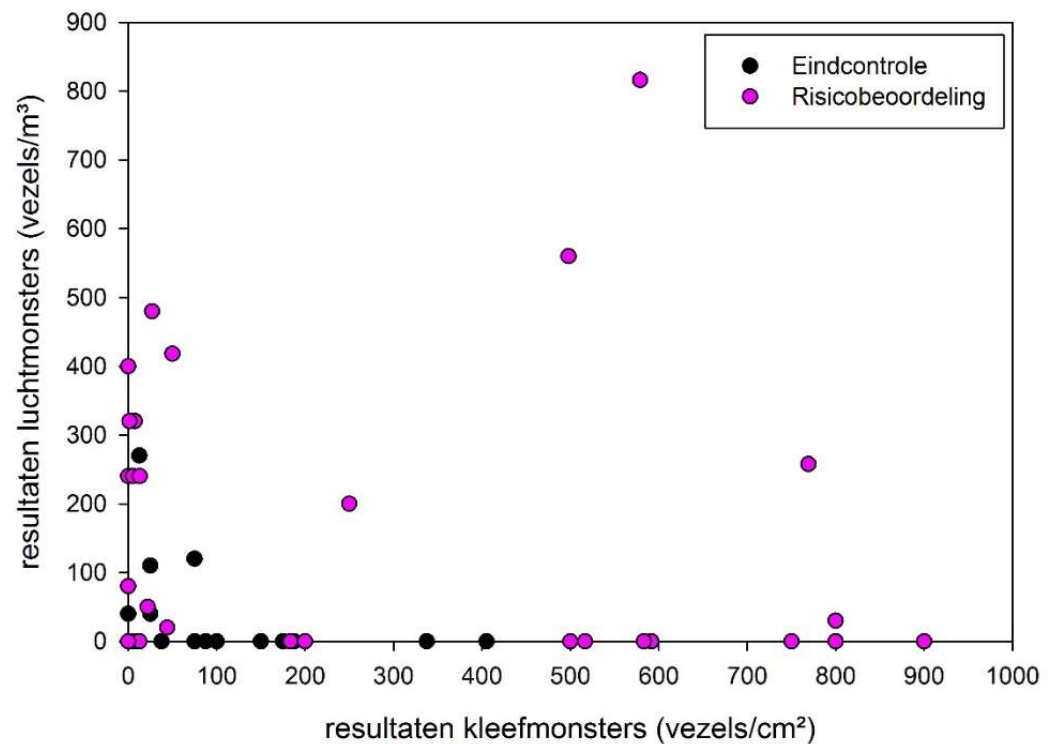
toen de Duitse norm VDI 3492 werd omgezet naar de internationale norm ISO 14966 in 2002. Uit dit onderzoek zouden goudgecoate Nucleporefilters er als beste uit zijn gekomen. De resultaten van dit onderzoek zijn echter niet beschikbaar, waardoor deze uitspraak niet kan worden geverifieerd.

## Bijlage 5: Aanvullende informatie vergelijking resultaten lucht- en kleefmonsters

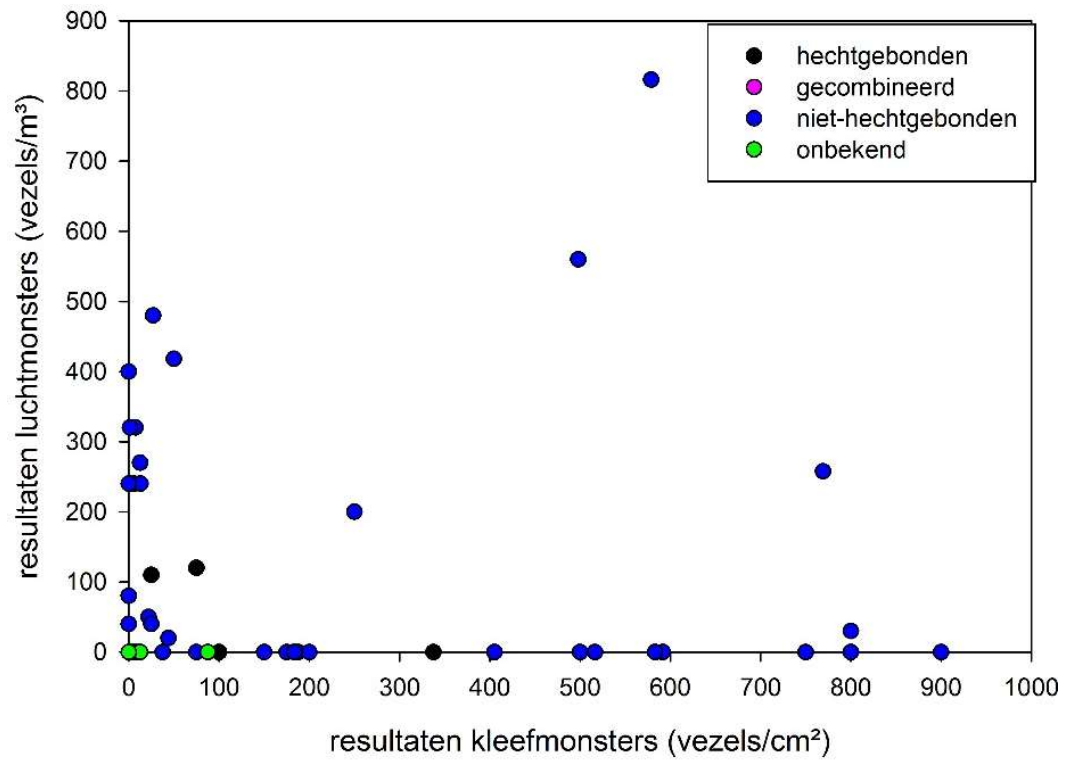
### Aanvullende gegevens voor goed beschreven data met betrekking tot relatie parallel gemeten asbestconcentraties in de lucht en op kleefmonsters

In aanvulling op de figuren die staan weergegeven bij de beantwoording van vraag 4d worden hieronder dezelfde figuren weergegeven de hoge waarden zijn weggelaten om een beter beeld te krijgen wat de verdeling is in de lagere concentratie-range. De hoge waarden betreffen de volgende situaties:

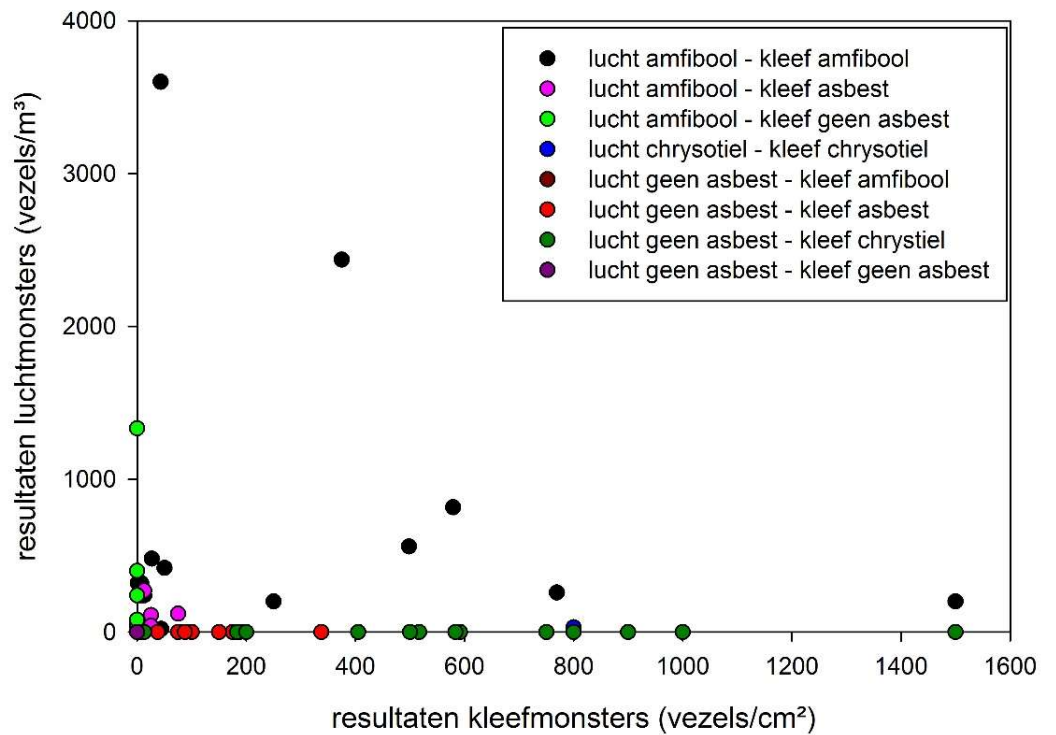
- 3 van de 73 locaties met een gemiddelde concentratie in de lucht >1000 vezels/m<sup>3</sup>;
- 5 van de 73 locaties met een gemiddelde concentratie op het kleefmonsters van ≥1000 vezels/cm<sup>2</sup>.



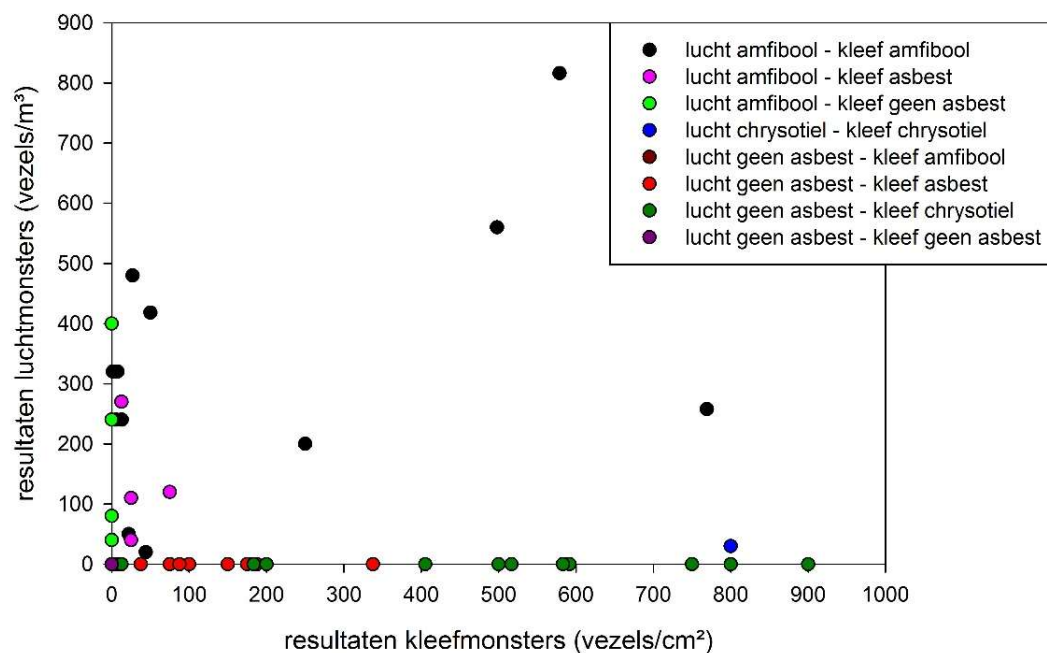
Figuur 7: Weergave beschikbare resultaten kleef- en luchtmonsters, onderverdeeld naar soort meting, zonder hoge waarden (uitsnede Figuur 2)



**Figuur 8: Weergave beschikbare resultaten kleef- en luchtmonsters, onderverdeeld naar mate van hechtgebondenheid van het asbesthoudende materiaal, zonder hoge waarden (uitsnede Figuur 3)**



**Figuur 9: Weergave beschikbare resultaten kleef- en luchtmonsters, onderverdeeld naar soort aangetroffen asbestvezels in de monsters**

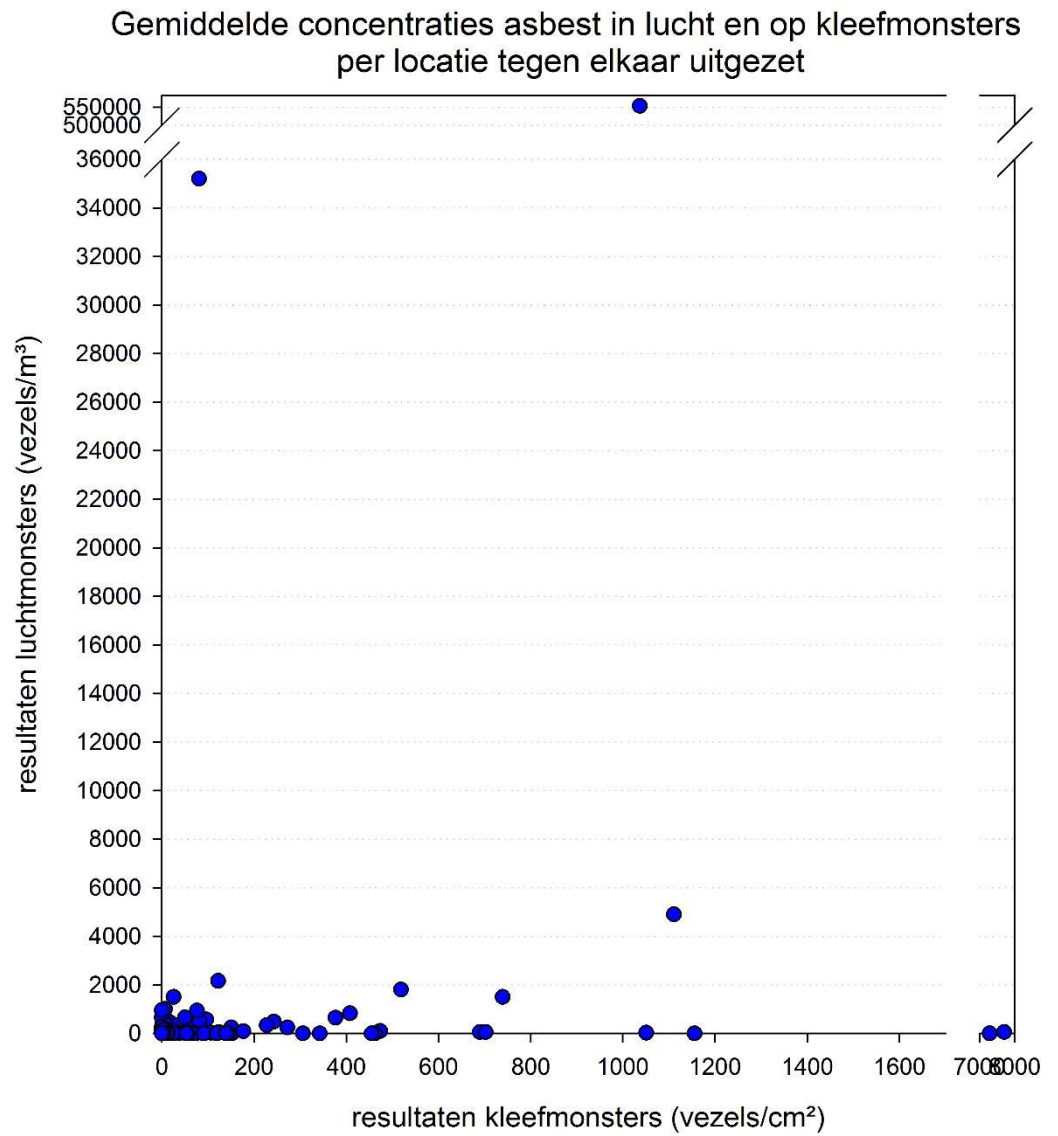


**Figuur 10: Weergave beschikbare resultaten kleef- en luchtmonsters, onderverdeeld naar soort aangetroffen asbestvezels in de monsters, zonder hoge waarden (uitsnede Figuur 9)**

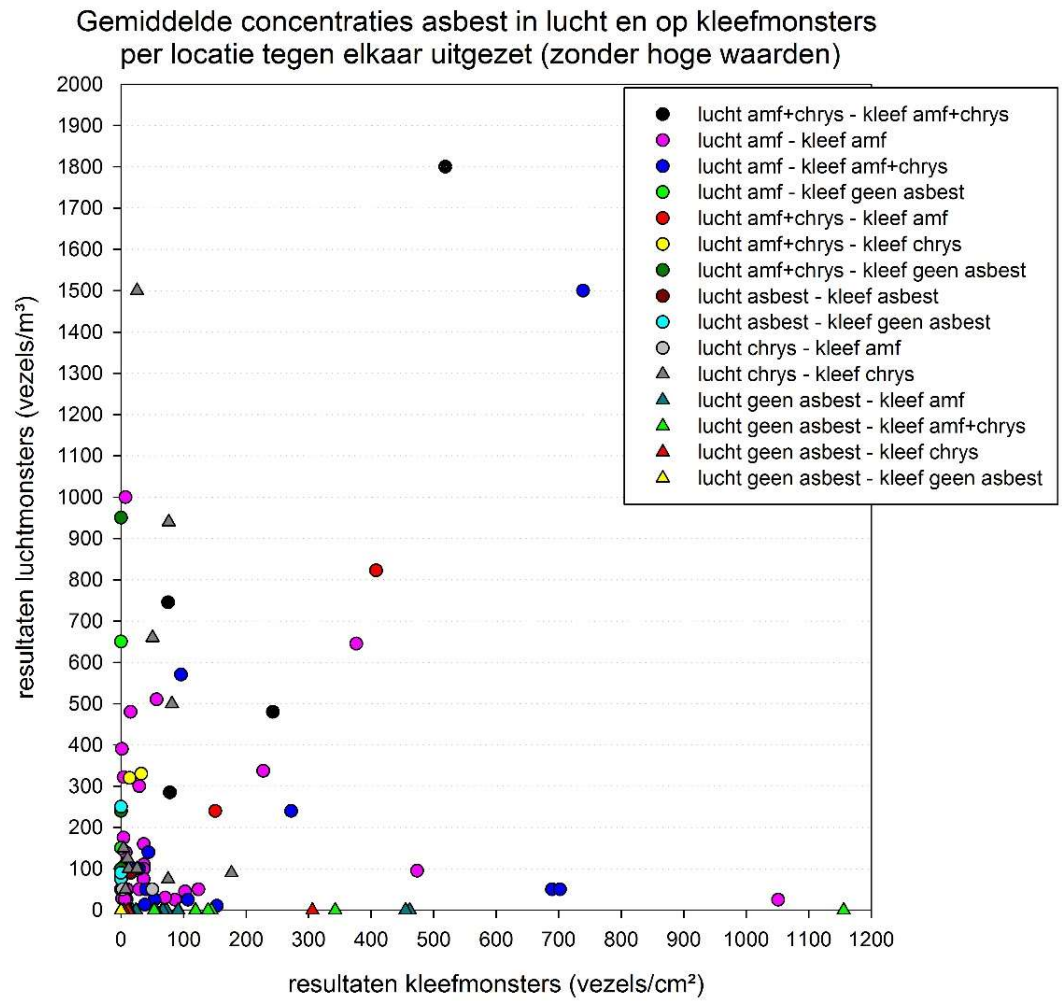
### Aanvullende gegevens voor minder goed beschreven data met betrekking tot relatie parallel gemeten asbestconcentraties in de lucht en op kleefmonsters

In aanvulling op de Figuur 4 die staat weergegeven bij de beantwoording van vraag 4d worden hieronder dezelfde data weergegeven, waarbij de parallelle sets monsters zijn ingedeeld op basis van het soort asbest wat in de monsters is aangetroffen, en waarbij de hoge waarden zijn weggelaten om een beter beeld te krijgen wat de verdeling is in de lagere concentratie-range. De hoge waarden betreffen de volgende situaties:

- 2 van de 121 locaties met een gemiddelde concentratie in de lucht  $>2000$  vezels/ $m^3$
- 4 van de 121 locaties met een gemiddelde concentratie op het kleefmonsters van  $\geq 1000$  vezels/ $cm^2$
- 2 van de 121 locaties met een gemiddelde concentratie in de lucht  $>2000$  vezels/ $m^3$  en met een gemiddelde concentratie op het kleefmonsters van  $\geq 1000$  vezels/ $cm^2$



**Figuur 11: Weergave beschikbare resultaten kleef- en luchtmonsters uit database (totaal overzicht beschikbare gegevens behorend bij Figuur 4)**



**Figuur 12: Weergave beschikbare resultaten kleef- en luchtmonsters uit database, onderverdeeld naar soort aangetroffen asbestvezels in de monsters, zonder hoge waarden (vergelijkbaar met Figuur 4)**