

RIVM rapport 711701048/2007

**Richtlijn voor luchtmetingen voor de
risicobeoordeling van bodemverontreiniging**

P.F. Otte, J.P.A. Lijzen, M.G. Mennen, J. Spijker

Contact:
P.F. Otte
Laboratorium voor Ecologische Risicobeoordeling
pf.otte@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het ministerie van VROM,
Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem, Water, Landelijk Gebied (BWL), in het
kader van project 711701, Risico's in relatie tot bodemkwaliteit.

RIVM, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven, telefoon: 030 - 274 91 11; fax: 030 - 274 29 71

Het rapport in het kort

Richtlijn voor luchtmetingen voor de risicobeoordeling van bodemverontreiniging

Vluchtige stoffen zoals benzine kunnen na verspreiding in de bodem woningen bereiken en daardoor een gezondheidsrisico vormen voor de mens. In dit rapport beschrijft het RIVM een richtlijn voor een gedegen risicobeoordeling van dergelijke situaties. Op basis hiervan kan een gemeente beslissen om beschermende maatregelen te nemen of de vluchtige stoffen in de grond op te ruimen.

De richtlijn beschrijft in zeven stappen hoe gezondheidsrisico's van vluchtige stoffen in verontreinigde bodem kunnen worden beoordeeld met metingen van de lucht in of rondom het huis. Mogelijke plekken om te meten zijn de huiskamer, de kruipruimte en in de bodem. Een effectieve onderzoeksstrategie is hierbij van belang. Voordat risicobeoordelaars gaan meten moeten ze eerst bepalen of meten zin heeft. Vervolgens bepalen ze doel en randvoorwaarden alvorens over te gaan tot meten. Deze aanpak is effectiever dan eerst meten en achteraf doel en randvoorwaarden bij te stellen.

Voor de interpretatie van de meetresultaten levert de richtlijn handreikingen die toepasbaar zijn op specifieke situaties. Deze wijze van risicobeoordeling levert de gegevens op basis waarvan een gemeente een gemotiveerde beslissing kan nemen. Een gemeente kan besluiten om te saneren of te beveiligen met tijdelijke maatregelen, zoals de kruipruimte ventileren of de vloer minder doordringbaar maken. Hierbij is het zaak om criteria van tevoren af te spreken.

Trefwoorden

bodem; bodemverontreiniging; binnenlucht; risicobeoordeling; luchtmetingen

Abstract

Guidance on air quality measurements for assessing risks of contaminated soil

Soils contaminated with volatile substances can affect the air quality in buildings located in the vicinity of these substances. This guidance describes measurement techniques and the corresponding risk assessment of volatile substances in air caused by soil pollution. The results form the basis for soil decision-making on remediation by the local authorities.

The guidance describes in seven steps how health risks from volatile substances in contaminated soil can be assessed using air measurements in and around the house. Possible areas for taking measurements are the living room, the area under the ground floor and in the soil itself. For this, an effective study strategy is important. Before risk assessors begin measuring, they need to first determine whether it is worthwhile. Subsequently, they need to determine target and pre-condition prior to proceeding with measurement. This method is more effective than first measuring and subsequently adjusting target and pre-conditions.

The report provides general instructions for the interpretation of obtained data. This guidance is not meant as a rigid protocol but as an aid for all who have to carry out the measurements and interpret results. Furthermore, the guidance can help those who have to decide about taking remedial measures based on risk assessment.

Key words: soil; soil contamination; indoor air; risk assessment; air measurements

Voorwoord

Deze richtlijn beschrijft de onderzoeksstrategie voor het meten van vluchtige stoffen in de lucht bij gevallen van bodemverontreiniging met vluchtige stoffen. De richtlijn geeft antwoord op de vraag hoe men waardevolle meetresultaten verkrijgt en hoe deze meetgegevens gebruikt kunnen worden voor de beoordeling van het risico voor de mens. Bij de risicobeoordeling wordt rekening gehouden met specifieke omstandigheden horende bij de situatie. Met behulp van deze richtlijn is het mogelijk voor de onderzoekers en hen die het onderzoek beoordelen, zelf een uitgekende meetstrategie op te zetten. Door van tevoren goed de onderzoeksvraag vast te stellen, de criteria waaraan de uitvoering moet voldoen en de toetsingscriteria van de gevonden concentraties ontstaat vanzelf een protocol toegesneden op de specifieke situatie. De richtlijn geeft invulling aan de ‘locatiespecifieke risicobeoordeling’ van het saneringscriterium.

Bij het tot stand komen van deze richtlijn is gebruikgemaakt van een klankbordgroep waarin zowel deskundigen van het RIVM zaten evenals (internationale) deskundigen vanuit de praktijk.

Inhoud

Samenvatting	11
1. Inleiding.....	13
1.1. Problematiek en toepassingsgebied.....	13
1.2. Het saneringscriterium	13
1.3. Achtergrond van deze richtlijn.....	14
1.4. Leeswijzer	15
2. Algemene aanpak risicobeoordeling vluchtige stoffen.....	17
2.1. Het saneringscriterium	17
2.2. De risicobeoordeling op basis van modelberekening.....	18
2.3. De risicobeoordeling op basis van luchtmetingen.....	19
3. Meetstrategie en uitvoering	21
3.1. Stap 1: De aanleiding voor de uitvoering van (binnen)lucht-metingen	21
3.2. Stap 2: Formulering van vraag- en doelstelling	23
3.3. Stap 3: De vaststelling van het toetscriterium.....	23
3.4. Stap 4: Beschrijving lokale situatie en aanvullende informatie	23
3.5. Stap 5: Het meetplan	25
3.5.1. Uitvoering.....	25
3.5.2. Uitgangspunten.....	25
3.6. Stap 6: Keuze meettechniek	28
3.7. Stap 7: Data analyse, interpretatie, conclusie en beslissing	28
4. Het humaan-toxicologisch toetscriterium	31
4.1. De vaststelling van het toetscriterium	31
4.2. Probleemgevallen bij bepaling van grenswaarden	32
4.3. Geur en stank problemen.....	33
4.4. Overwegingen betreffende het toetscriterium	34
5. Onderbouwing meetplan	35
5.1. De plek waar wordt gemeten.....	35
5.2. Meetperiode.....	36
5.3. De tijdsduur van de meting	36
5.4. Aantal metingen: kwaliteit en consistentie.....	37
5.5. Meerdere woningen.....	37
5.6. Referentiemetingen	38
6. Meettechnieken.....	39
6.1. Inleiding	39
6.2. Meetduur en periodes	39
6.3. Binnen- en buitenlucht	39
6.3.1. Monsternamen, actieve en passieve meetmethoden.....	39
6.3.2. Overzicht gangbare technieken	41
6.3.3. Opzet bemonstering.....	42
6.4. Bodemlucht	42
6.4.1. Toepasbaarheid.....	42
6.4.2. Actieve en passieve meetmethoden voor bodemlucht	44
6.4.3. Opzet bemonstering.....	46
6.4.4. Interpretatie van bodemluchtmetingen.....	48
6.5. Conclusie en preferente technieken.....	49
7. Documentatie luchtmetingen.....	51
7.1. Locatie.....	51
7.2. Luchtmonstering: registratie, reden, data, techniek	52

7.3.	Luchtbemonstering: meetlocatie	52
7.4.	Weer, klimaat, seizoen, fysieke en temporele condities	53
7.5.	Gebruik en gedrag	54
Literatuur	55
Bijlage 1	: Overzicht van chronische grenswaarden	57
Bijlage 2	: Overzicht van geurdrempels van stoffen	63
Bijlage 3	: Beschrijving methoden voor momentane metingen	67
Bijlage 4	: Vragenlijst bewoners	69

Samenvatting

Deze richtlijn beschrijft hoe door middel van luchtmetingen mogelijke gezondheidsrisico's veroorzaakt door de uitdamping van vluchtige stoffen uit verontreinigde bodem kunnen worden beoordeeld. Eerst wordt de algemene aanpak van de risicobeoordeling beschreven zoals deze deel uitmaakt van het saneringscriterium. Daarna wordt ingegaan op de opzet van een succesvolle stapsgewijze onderzoeksstrategie.

De verschillende stappen van het onderzoek worden uitgebreid toegelicht. Deze zijn de vaststelling van de 'triggers', de formulering van de vraag en de doelstelling, het toetscriterium, de beschrijving van de lokale situatie, het meetplan en geschikte meettechnieken. De richtlijn geeft aan hoe meetgegevens kunnen worden geïnterpreteerd in het kader van de locatiespecifieke risicobeoordeling.

Wanneer het onderzoek wordt uitgevoerd volgens deze richtlijn kunnen meetresultaten worden verkregen op basis waarvan goede en onderbouwde beslissingen kunnen worden genomen. De richtlijn geeft daarmee invulling aan de 'locatiespecifieke risicobeoordeling' van het saneringscriterium.

1. Inleiding

1.1. Problematiek en toepassingsgebied

Bij bodemverontreiniging worden gebruikers van de bodem blootgesteld aan verontreinigingen. Indien de verontreiniging vluchtig van aard is komen deze stoffen door uitdamping in de atmosfeer terecht en, in het geval dat er bebouwing aanwezig is, hopen deze stoffen zich op in bijvoorbeeld een woning. Als de concentratie in de binnenlucht een bepaalde grens overschrijdt kunnen gezondheidseffecten niet meer worden uitgesloten en dienen er maatregelen te worden genomen. In veel gevallen leidt dit tot de volgende kernvraag

Veroorzaakt de uitdamping van vluchtige stoffen uit de bodem onacceptabele locatiespecifieke gezondheidsrisico's zodat er maatregelen genomen moeten worden?

De concentratie in de binnenlucht ten gevolge van bodemverontreiniging kan worden beoordeeld met behulp van een model¹ of luchtmetingen.

Meestal wordt eerst een modelmatige risicobeoordeling gedaan. Hierbij worden op basis van de concentraties in de bodem en/of het grondwater de concentratie in de binnenlucht en de totale blootstelling van de mens berekend. Indien daarmee gezondheidsrisico's niet kunnen worden uitgesloten kan men besluiten tot het doen van aanvullende metingen in de lucht waarbij gemeten concentraties getoetst worden aan de TCL (Toelaatbare Concentratie in Lucht).

Luchtmetingen worden ook vaak uitgevoerd naar aanleiding van gezondheids- of stankklachten, ter controle van beheersmaatregelen of tijdens en na sanering. Naast metingen in de binnenlucht is er de mogelijkheid van het meten van bodemlucht.

1.2. Het saneringscriterium

Het saneringscriterium vervangt vanaf 2006 de saneringsurgentie systematiek (VROM, 2006). In een geval van ernstige verontreiniging (conform de circulaire Streef- en interventiewaarden bodemsanering (VROM, 2000), zal met behulp van het saneringscriterium onderscheid worden gemaakt in aanvaardbare en onaanvaardbare risico's. Bij een onaanvaardbaar risico is er sprake van 'een spoedeisende situatie'. Dit betekent dat het deel van de verontreiniging waar sprake is van onaanvaardbare risico's met spoed dient te worden gesaneerd.

Een mogelijk onaanvaardbaar risico kan in eerste instantie worden beoordeeld met een modelberekening die kan worden uitgevoerd op basis van de resultaten van het Nader Onderzoek. Bij twijfel of voor complexe gevallen kan een op maat gesneden beoordeling worden uitgevoerd. Aanvullende metingen kunnen hiervan onderdeel zijn. In hoofdstuk 2 worden de stappen van het saneringscriterium verder toegelicht.

¹ Hiervoor worden humane blootstellingsmodellen CSOIL en/of VOLASOIL gebruikt en het beslisondersteunend systeem Sanscrit (voorheen de saneringsurgentie systematiek SUS).

1.3. Achtergrond van deze richtlijn

In 2002 is er een evaluatie gedaan naar de saneringsurgentie systematiek² (SUS). Eén van de conclusies was dat er behoefte is aan richtlijnen voor de uitvoering van aanvullende metingen in de binnenlucht (Lijzen et al., 2003). Deze richtlijn heeft als doel om de uitvoering van luchtmetingen in geval van bodemverontreiniging met vluchtige stoffen en de beoordeling van de risico's te verbeteren.

Voor deze richtlijn zijn als uitgangspunt de volgende rapportages en praktijkrichtlijnen genomen:

1. Bodemluchtonderzoek met de gassonde (Knol-de Vos et al., 1998). In dit rapport wordt beschreven hoe bodemluchtbemonstering en –analysemethoden zijn gebruikt om na te gaan of verhoogde tetrachlooretheenconcentraties in de buitenlucht veroorzaakt zijn door uitdamping uit de bodem van een boorslibdepot en een voormalige afvalstort. Voor de bemonstering is gebruik gemaakt van de verloren-punt-methode. De conclusie is dat de verloren-punt-methode, in combinatie met on-line meten, een relatief snelle methode is om een indicatie te verkrijgen van mogelijke uitdamping van vluchtige organische contaminanten (VOC). Overigens worden nauwelijks verhoogde VOC-concentraties in de bodemlucht gemeten
2. Werkwijze voor bodemluchtbemonstering (Provoost et al., 2001) Deze werkwijze is bedoeld als ondersteuning voor bodemsaneringdeskundigen bij de uitvoering van bodemonderzoeken. Er wordt ingegaan op de verschillende technieken voor zowel passieve als actieve bemonstering van bodemlucht.
3. Bespreking van meetmethoden Deel 2. Deze ongepubliceerde notitie door TAUW is vermoedelijk de basis voor de rapportage van Provoost (2001) en overlapt deels in informatie.
4. Code van goede praktijk voor bemonstering van grond, grondwater, bodemvocht, bodemlucht en waterbodems (OVAM, 2001). In dit rapport worden richtlijnen gegeven voor de diverse bemonsteringstechnieken in het kader van de problematiek rond bodemverontreiniging.
5. Code van goede praktijk voor bepaling van binnenluchtkwaliteit bij bodemverontreiniging (OVAM, 2005) In deze praktijkrichtlijn voor binnenluchtmetingen worden aandachtspunten, methoden en wijze van bepaling van risico's uiteengezet.
6. GGD-richtlijn gezondheidsrisico's bodemverontreiniging (Van Brederode, 2002).
7. GGD-richtlijn gezondheidsrisico's voor omgeving bij bodemsanering (Van Brederode, 2004).
8. Richtlijnen voor monsterneming van bodemlucht. (NEN-ISO 10381-7, 2005).

² De inschatting van de saneringsurgentie en tijdstip bepaling gebeurde tot 2006 volgens de saneringsurgentie systematiek SUS. Het CSOIL model is hiervan onderdeel.

1.4. Leeswijzer

Deze richtlijn valt uiteen in twee delen. De hoofdstukken 2 en 3 beschrijven respectievelijke de algemene aanpak bij risicobeoordelingen van locaties en de opzet van een meetstrategie voor luchtmetingen. Deze twee hoofdstukken vormen de essentie van deze richtlijn. Voor de achtergronden wordt verwezen naar hoofdstukken 4 tot en met 7. Het humaan-toxicologisch toetscriterium wordt toegelicht in hoofdstuk 4. In hoofdstuk 5 wordt de onderbouwing van het meetplan uiteengezet. De meettechnieken voor zowel binnenlucht als bodemlucht zijn beschreven in hoofdstuk 6. Als laatste wordt in hoofdstuk 7 uitgelegd welke aanvullende informatie men nodig heeft en hoe men die dient te gebruiken.

2. Algemene aanpak risicobeoordeling vluchtige stoffen

In dit hoofdstuk worden de contouren van de risicobeoordeling gegeven (het saneringscriterium) en de aanpak in geval van luchtmetingen.

2.1. Het saneringscriterium

Figuur 1 geeft de drie stappen weer van het saneringscriterium.

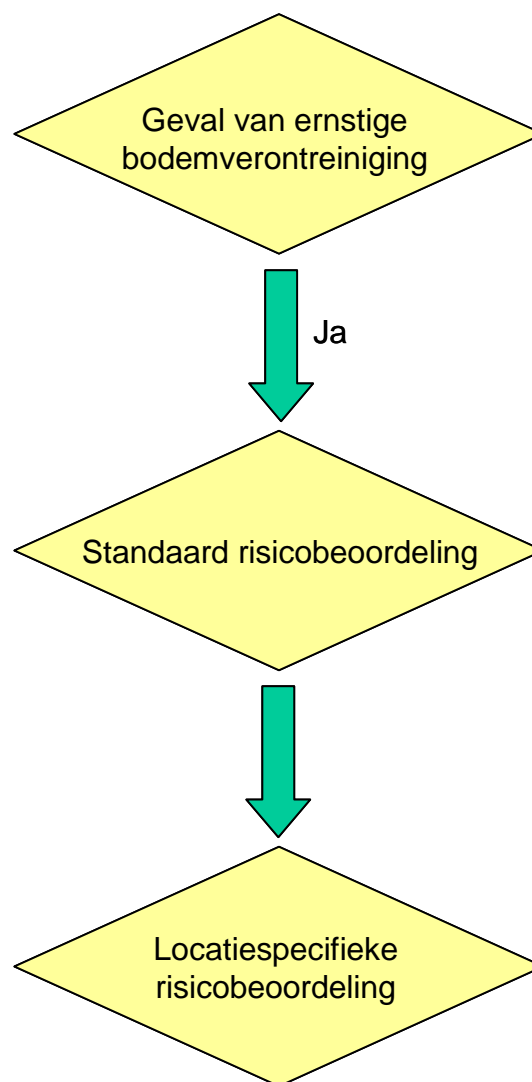
Eerst wordt, bij een vermoeden van bodemverontreiniging, onderzocht of er sprake is van een geval van ernstige verontreiniging. Voor gevallen van ernstige verontreiniging is het uitgangspunt dat er een sanering moet plaatsvinden. Echter, als op basis van een risicobeoordeling wordt vastgesteld dat er geen spoedeisendheid is (het risico is aanvaardbaar), kan worden volstaan met beheer van de bodem.

Bij ernstige bodemverontreiniging volgt altijd een standaard risicobeoordeling. Risico's kunnen eerst worden beoordeeld met een modelberekening op basis van de resultaten van het Nader Onderzoek.

Deze modelberekening leidt, door het gebruik van conservatieve (veilige) uitgangspunten, tot een uitkomst waarmee wordt voorkomen dat er een aanvaardbaar risico wordt berekend terwijl er sprake is van een onaanvaardbaar risico.

Indien de modelberekening tot een onzeker resultaat leidt (zie paragraaf 3.1), zodat een goede beslissing niet kan worden genomen, kan men aanvullende metingen uitvoeren. Deze aanvullende metingen richten zich op de belangrijkste (kritische) blootstellingsroutes. In geval van een bodemverontreiniging met vluchtige stoffen zijn dit meestal metingen in de (binnen)lucht.

Het saneringscriterium voorziet in een risicobeoordeling op basis van metingen in de zogenaamde 'locatiespecifieke risicobeoordeling'. De achtergronden en onderbouwing van de locatiespecifieke risicobeoordeling worden beschreven in de rapportage van Lijzen et al. (2007, in prep.).



Figuur 1: Schema procedure saneringscriterium (vereenvoudigd)

2.2. De risicobeoordeling op basis van modelberekening

Het blootstellingsmodel voor de beoordeling van de risico's voor de mens is gebaseerd op de modelconcepten van CSOIL en VOLASOIL. Met het model wordt de levenslange gemiddelde blootstelling van de mens via alle mogelijke blootstellingsroutes gekwantificeerd. Hierna volgt toetsing aan een toxicologisch criterium. Deze toxicologisch criteria zijn:

1. Voor de totale blootstelling: het maximaal toelaatbaar risico voor de mens (MTR) uitgedrukt in $\mu\text{g kg}^{-1}$ lichaamsgewicht per dag.
2. Voor de concentratie in de binnenlucht: de toelaatbare concentratie lucht (TCL) uitgedrukt in $\mu\text{g m}^{-3}$.

Indien de blootstelling kleiner is dan het MTR én de concentratie in de binnenlucht lager is dan de TCL is er sprake van een aanvaardbaar risico en is er geen spoedeisendheid op basis van deze criteria.

Gebruiksscenario's, parameterisatie en modelconcepten zijn vastgelegd zodat er sprake is van standaardisatie. Het model biedt beperkte mogelijkheden om op basis van locatiespecifieke informatie parameters te wijzigen. Uitgangspunt voor de modelinvoer is het resultaat van het onderzoek naar aard, ernst en omvang van de verontreiniging.

In geval van vluchtige verontreinigingen zijn belangrijke invoergegevens: de totaal concentraties in bodem en grondwater, bodemtype (onder andere porositeit, gemiddelde grondwaterstand en organisch stofgehalte), gegevens over de aard van de verontreinigingssituatie (bijvoorbeeld de aanwezigheid van een drijfslag), de infrastructuur en het gebruik van de locatie. Aard, infrastructuur en gebruik bepalen de keuze van het modelscenario. In Tabel 1 worden de verschillende scenario's gegeven die kunnen worden beoordeeld.

Tabel 1 Scenario's voor de modellering van bodemverontreiniging met vluchtige stoffen

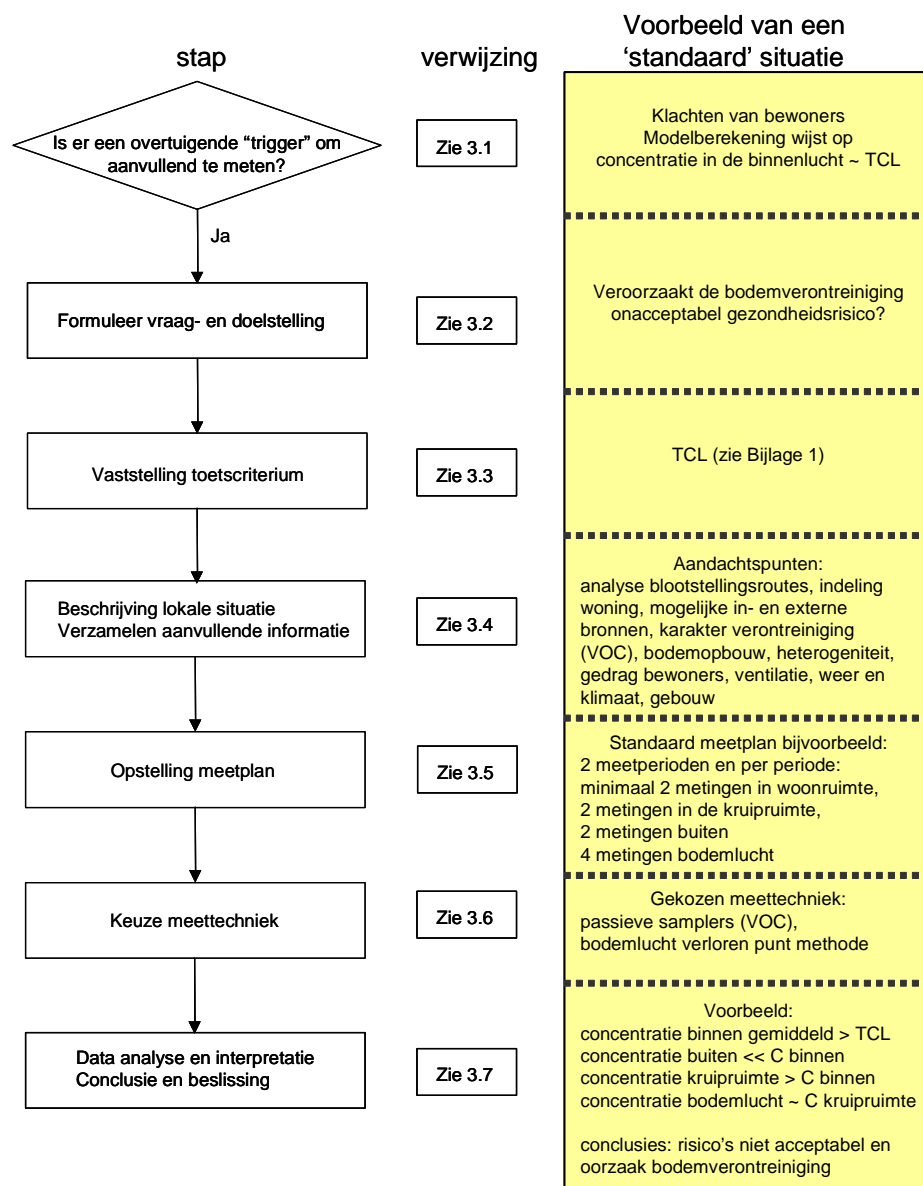
	Aard van de bodemverontreiniging met vluchtige organische stoffen	combinatie met:		
		kruipruimte	beton op zand	kelder
A	Grondwaterverontreiniging	ja	ja	ja
B	Grondwater in de kruipruimte	ja	nee	nee
C	Drijfslag	ja	ja	ja
D	Grondwater in de kruipruimte met drijfslag	ja	nee	nee
E	Pure verontreiniging in de onverzadigde zone	ja	ja	ja
F	Lage grondwaterstand	ja	ja	ja
G	Zinklaag	ja	ja	ja
H	Bron van de verontreiniging beneden het freatisch vlak	ja	ja	ja

Bakker et al. (2007, in prep.) gaan in op de locatiespecifieke risicobeoordeling van bodemverontreinigingen met vluchtige verbindingen op basis van modellering van de scenario's gegeven in Tabel 1.

Voor zogenaamde 'niet-standaard' situaties kan beter worden afgezien van een modelberekening en dient men de uitvoering van luchtmetingen te overwegen. Zie hiervoor onder andere paragraaf 3.1.

2.3. De risicobeoordeling op basis van luchtmetingen

Figuur 2 geeft de verschillende stappen van de risicobeoordeling indien deze wordt uitgevoerd op basis van metingen in de (binnen)lucht. Hierbij is het belangrijk dat de trigger, de aanleiding tot de uitvoering van metingen, helder en overtuigend is.



Figuur 2: Algemeen model voor de risicobeoordeling bodemverontreiniging op basis van luchtmetingen

De daarop volgende stappen betreffen het concretiseren van de doelstelling en de toetscriteria. Samen met een beschrijving van de lokale situatie resulteren deze in de beoogde doelgerichte aanpak en meetplan. Na de meting komen data-analyse, de interpretatie van de resultaten en de uiteindelijke conclusie en beslissing aan de orde. Bij elke stap wordt de paragraaf vermeld waarin de verschillende stappen worden beschreven. Voor de achtergronden wordt verwezen naar de hoofdstukken 5 (onderbouwing meetplan), 6 (meettechnieken), en 7 (gebruik aanvullende informatie) en de verschillende bijlagen.

3. Meetstrategie en uitvoering

Dit hoofdstuk beschrijft de meetstrategie (in totaal zeven stappen) en het basismetplan voor de uitvoering van luchtmetingen. Samen met hoofdstuk 2 zijn deze twee hoofdstukken de essentie van de richtlijn. Voor de achtergronden wordt verwezen naar de hoofdstukken 4 tot en met 7.

3.1. Stap 1: De aanleiding voor de uitvoering van (binnen)luchtmetingen

De eerste stap die genomen dient te worden is om een goed beeld te verkrijgen van mogelijke ‘triggers’ voor het uitvoeren van luchtmetingen. In Figuur 3 worden enkele voorbeelden gegeven.

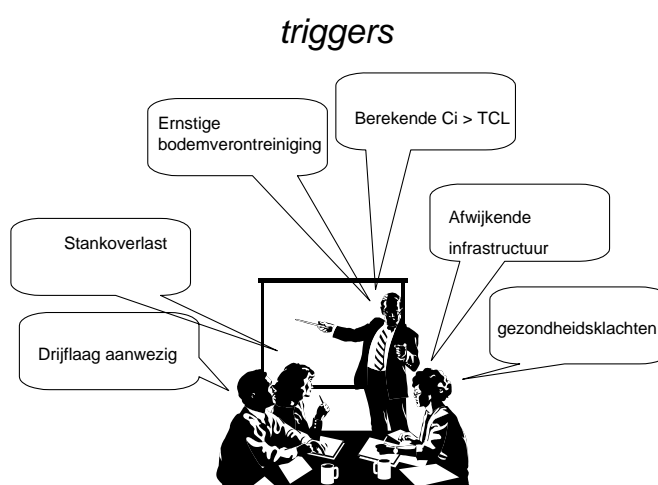
In de meeste gevallen zal er al veel informatie voorhanden zijn uit het Nader Onderzoek. De aard van de verontreiniging, de ernst en omvang worden als bekend verondersteld. Bovendien is vastgesteld dat bij het heersende of toekomstige bodemgebruik (wonen, werken, et cetera) mensen blootgesteld kunnen worden aan verontreinigingen in de binnenlucht. Een ander belangrijk gegeven voor de uitvoering van (aanvullende) luchtmetingen zijn de conclusies uit de standaardbeoordeling van het saneringscriterium.

Eén of meerdere van de onderstaande bevindingen kunnen de aanleiding, of ‘trigger’ zijn voor de uitvoering van luchtmetingen:

1. Modelberekeningen (standaardbeoordeling saneringscriterium) wijzen op een binnenluchtconcentratie hoger dan de TCL.
2. Modelberekeningen kunnen een binnenluchtconcentratie hoger dan de TCL niet uitsluiten als rekening wordt gehouden met modelonzekerheid en het voorkomen van meerdere stoffen.
3. Er is een geval van ernstige bodem- of grondwater verontreiniging met vluchtige stoffen waarbij mogelijk puur product (bijvoorbeeld een drijfslag) aanwezig is. De modellering van de blootstelling leidt vervolgens tot een mogelijk humaan risico.
4. De lokale infrastructuur of omstandigheden wijken af van de situatie die in het model wordt verondersteld.

Modelberekeningen zijn daarom niet goed mogelijk (Tabel 2).

5. Er is onrust onder bewoners/gebruikers, gezondheidsklachten of er is geurhinder die mogelijk worden veroorzaakt door bodemverontreiniging.
6. Er is behoefte aan een controle van lopende saneringen of aan de evaluatie van de effectiviteit van genomen (beheers)maatregelen.



Figuur 3: Voorbeelden van triggers

Een belangrijk punt van overweging voor de relevantie van meten en modellering zijn de gegevens uit het Nader Onderzoek. Tabel 2 geeft een checklist om op basis van (veld)observaties en gegevens uit het Nader Onderzoek een inschatting te maken over de relevantie van modelberekeningen en de waarde van aanvullende metingen.

Tabel 2: Checklist voor de bepaling van de relevantie van modellering en aanvullende metingen

Observaties / indicaties	Kans beïnvloeding binnenluchtkwaliteit	Modeleren is zinvol ?	Metten is zinvol ? (overweging en motivatie)
Aangetroffen stoffen			
zijn niet vluchtige verbindingen (VP < 66 Pa)	laag	nee	nee, meestal niet zinvol
zijn vluchtige verbindingen (VP > 66 Pa en H > 0,1)	mogelijk	ja	ja
Concentraties van stoffen			
liggen boven IW	mogelijk	ja	ja
liggen beneden IW	laag	ja	nee, maar andere indicaties meenemen
geven een heterogeen beeld	mogelijk	ja, op basis van maximum waarde	ja
Verontreinigingssituatie zie Tabel 1			
grondwaterverontreiniging	mogelijk	ja	ja
grondwater in de kruipruimte	hoog	nee - alleen voor verdelijk met meting	ja
aanwezigheid drijfslaag	hoog	ja	ja
puur VOC in de onverzadigde zone	hoog	ja	ja
grondwater in de kruipruimte met drijfslaag	hoog	nee	ja
aanwezigheid zinklaag	laag	nee	nee, maar andere indicaties meenemen
Bodemgesteldheid en hydrologie			
textuur en porositeit (zandig)	mogelijk	ja	ja
textuur en porositeit (kleiig)	laag	ja	meestal niet zinvol
homogene opbouw	mogelijk	ja	ja
gestoorde opbouw, puin etc.	hoog	nee	ja
grondwaterstand (hoog (< 2,5 m))	mogelijk	ja	ja
grondwaterstand (laag (> 10 m))	laag	ja - eventueel ook bodemluchtmeting	afhankelijk van andere indicaties
grondwaterstand variabel	mogelijk	ja	ja
Klachten gebruikers			
gerelateerde stankklachten	hoog	ja	ja
niet gerelateerde stankklachten	mogelijk	nee	nee, mits ter uitsluiting
andere gezondheidsklachten	mogelijk	ja	afhankelijk van andere indicaties

afkortingen:

IW: interventiewaarden bodem

VOC: Vluchtige Organische Contaminanten.

3.2. Stap 2: Formulering van vraag- en doelstelling

Voor aanvang van de metingen is het belangrijk om de vraag en doelstelling concreet te maken:

- Welke vraag willen wij concreet beantwoorden met het doen van metingen?
- Hoe stellen we ons een helder doel?

Het bevoegd gezag, bewoners of probleembezitters en eigenaars hebben in het algemeen verschillende vragen over de verontreinigingssituatie en de eventuele risico's. Voorafgaand aan het onderzoek is het belangrijk alle vragen mee te nemen en hieruit vervolgens een concrete onderzoeksvraag te formuleren, zie tabel 3.

Tabel 3: Verschillende vragen door verschillende partijen bij dezelfde situatie

Wie	Vraag
Bewoners:	Worden de klachten veroorzaakt door de aanwezige bodemverontreiniging?
Probleembezitter / eigenaar:	Moet het terrein worden gesaneerd?
Bevoegd gezag:	Veroorzaakt de uitdamping van vluchtige stoffen in de bodem een onacceptabel gezondheidsrisico zodanig dat er maatregelen genomen moeten worden?

Op basis van de verschillende vragen wordt een heldere en te toetsen onderzoeksvraag geformuleerd met een objectief toetscriterium. Bijvoorbeeld:
'Veroorzaakt de aanwezige bodemverontreiniging in de verblijfruimten een langdurige (gemiddeld over een vooraf overeengekomen aantal maanden) overschrijding van de TCL?'

Een breed 'gedragen' onderzoeksvraag met een helder en kwantitatief toetscriterium voorkomt discussie achteraf. Vooraf kunnen ook afspraken worden gemaakt over de beoordeling van de meetresultaten en de basis van de te nemen beslissing.

3.3. Stap 3: De vaststelling van het toetscriterium

Voor het toetscriterium wordt zoveel mogelijk aangesloten bij de benadering die VROM in het kader van de bodemverontreinigingsproblematiek heeft vastgesteld. Dat betekent dat het uitgangspunt voor de toetsing van de blootstelling de chronische blootstelling is (levenslang gemiddeld). Het humaan-toxicologisch criterium is dan het Maximaal Toelaatbaar Risico voor de mens (MTR) en de Toelaatbare Concentratie Lucht (TCL). Hoofdstuk 4 geeft inzicht in de achtergronden van het toetscriterium en eventuele alternatieven. In Bijlage 1 wordt een overzicht van de chronische grenswaarden gegeven en Bijlage 2 betreft een overzicht van geurdrempels.

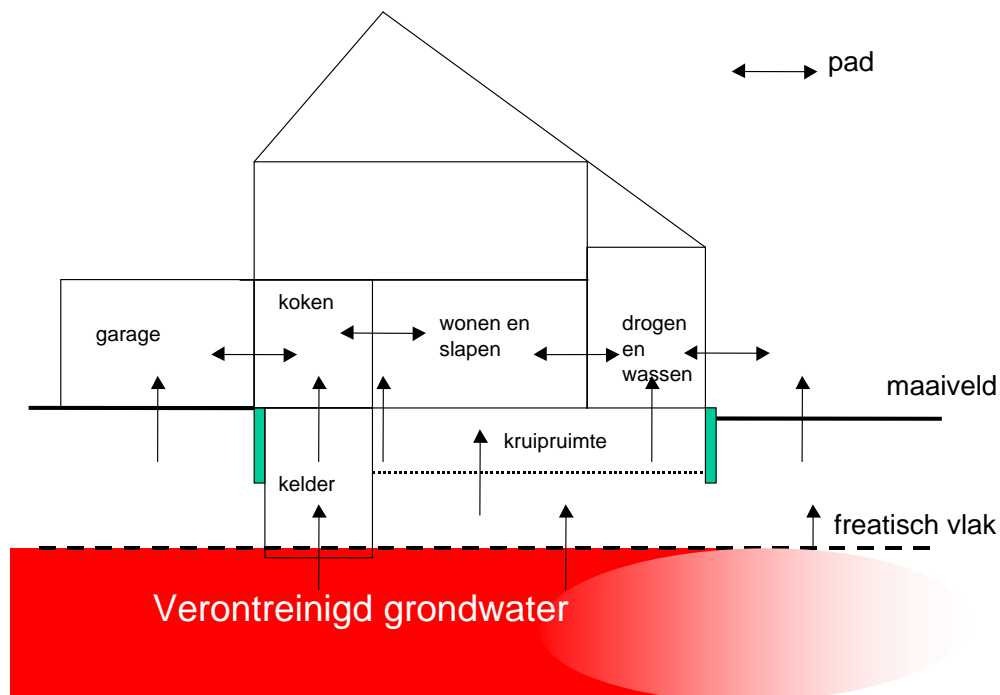
3.4. Stap 4: Beschrijving lokale situatie en aanvullende informatie

In stap 4 wordt ingegaan op de beschrijving van de lokale situatie en de bruikbaarheid van aanvullende informatie.

Om te bepalen waar men meet, en hoe lang men meet (zie hoofdstuk 5) en hoe eventuele versturende invloeden worden vermeden, is het nodig om de situatie ter plekke helder voor ogen te hebben.

Figuur 4 geeft een voorbeeld van een te onderzoeken object. Aandachtspunten zijn:

1. De blootstellingspaden (routes) en processen zoals afbraak;
2. De indeling van de woning (aanwezigheid bepaalde ruimtes en ligging ten opzichte van elkaar);
3. De identificatie van externe- en interne bronnen (bijvoorbeeld garage, wassen en drogen, roken, et cetera);
4. Het karakter van de verontreiniging (samenstelling qua stoffen, verspreiding);
5. De bodemopbouw en hydrologische situatie (doorlatendheid en grondwaterstand);
6. Heterogeniteit van de verontreiniging.



Figuur 4: Praktijkschets van een te onderzoeken object

Additionele informatie (naast de gegevens uit de bodemonderzoeken zoals het Nader Onderzoek) wordt verkregen door veldbezoek en een bewonersenquête (zie hoofdstuk 7 en Bijlage 4). De informatiebehoefte is onder andere gericht op het verkrijgen van inzicht in de omstandigheden en bronnen die van invloed kunnen zijn op de concentraties vluchtige stoffen in de binnenlucht. De volgende aspecten zijn van belang:

1. Levensstijl en gedrag van de bewoners;
2. Aanwezige interne en externe bronnen: auto (garage), wassen en drogen, koken (keuken) en een eventueel aanwezige openhaard (woonkamer);
3. Ventilatie in de woning;
4. Weer, temperatuur en klimaat;
5. Bodemopbouw en grondwaterstand, inclusief variaties daarin;
6. Verontreinigingsituatie;
7. Eventueel afwijkende infrastructuur (gebouw, omgeving).

Voor adequate metingen is het wenselijk een overzicht te maken van de wijze van verspreiding van stoffen vanuit de verontreiniging of andere bronnen naar de ruimten waar gemeten wordt (zie ook Figuur 4). Denk aan:

1. De route verontreiniging in de verzadigde zone – onverzadigde zone – kruipruimte – binnenlucht;
2. De route verontreiniging verzadigde zone – kelder;
3. De route externe bronnen (verkeersweg, lokale industrie) – binnenlucht;
4. De onderlinge beïnvloeding ruimten (kelder, keuken, was- en droogruimte en woongedeelte).

Pas als alle informatie verzameld is, kan een meetplan worden opgesteld.

3.5. Stap 5: Het meetplan

3.5.1. Uitvoering

Voor een gebruikelijke situatie wordt het meetplan gegeven in Figuur 5.

Voorafgaand aan de uitvoering moet geïnventariseerd zijn welke vluchtige stoffen voorkomen in de verontreinigde bodem en in andere (potentiële) bronnen in de woning en in de omgeving (verkeer, industrie). Deze inventarisatie zal mede op basis van de gegevens uit het onderzoek naar de aard (welke stoffen) ernst en omvang van de bodemverontreiniging (hoofdstuk 2) kunnen plaatsvinden.

Het wordt aanbevolen om te trachten de eerste drie vragen uit Figuur 5 altijd en in dezelfde meetperiode te beantwoorden. Hiermee wordt voorkomen dat men in een later stadium terug moet naar de locatie om aanvullende metingen te doen. Bij uitvoering van het standaard meetplan worden de volgende vragen beantwoord:

1. Worden bewoners blootgesteld aan een concentratie boven een chronische grenswaarde? (vraag 1).
2. Worden de verhoogde concentraties aan stoffen in de woning veroorzaakt door een aanwezige bodemverontreiniging? (vraag 2).
3. Spelen andere bronnen (binnen en buiten) een rol bij verhoogde concentraties stoffen in de woning? (vraag 3).

Als er een verdenking is van piekblootstelling door hoge piekconcentraties, bijvoorbeeld in het geval van verven of lijmen, dan kunnen ook momentane metingen worden uitgevoerd in plaats van tijdsgemiddelde. Echter, in de praktijk zal dit niet vaak nodig zijn.

3.5.2. Uitgangspunten

De uitgangspunten voor het basismetplan zijn:

Een standaardsituatie en één woning

Hierbij wordt uitgegaan van een situatie waarbij één woning wordt onderzocht. Indien meerdere woningen worden onderzocht is een aanpassing van het basismetplan meestal niet nodig. Het meetprogramma geldt dan voor elke woning. In paragraaf 5.5 wordt nog ingegaan op metingen in meerdere woningen.

In principe: twee meetperioden

Het uitgangspunt van het basismetplan is dat er twee perioden wordt gemeten, onder meer vanwege de mogelijke invloed van seizoenen op de concentraties (denk aan variaties in de grondwaterstand). In het geval dat er na één meetperiode op basis van de gemeten binnenluchtconcentraties een beslissing tot sanering wordt genomen is dit niet nodig.

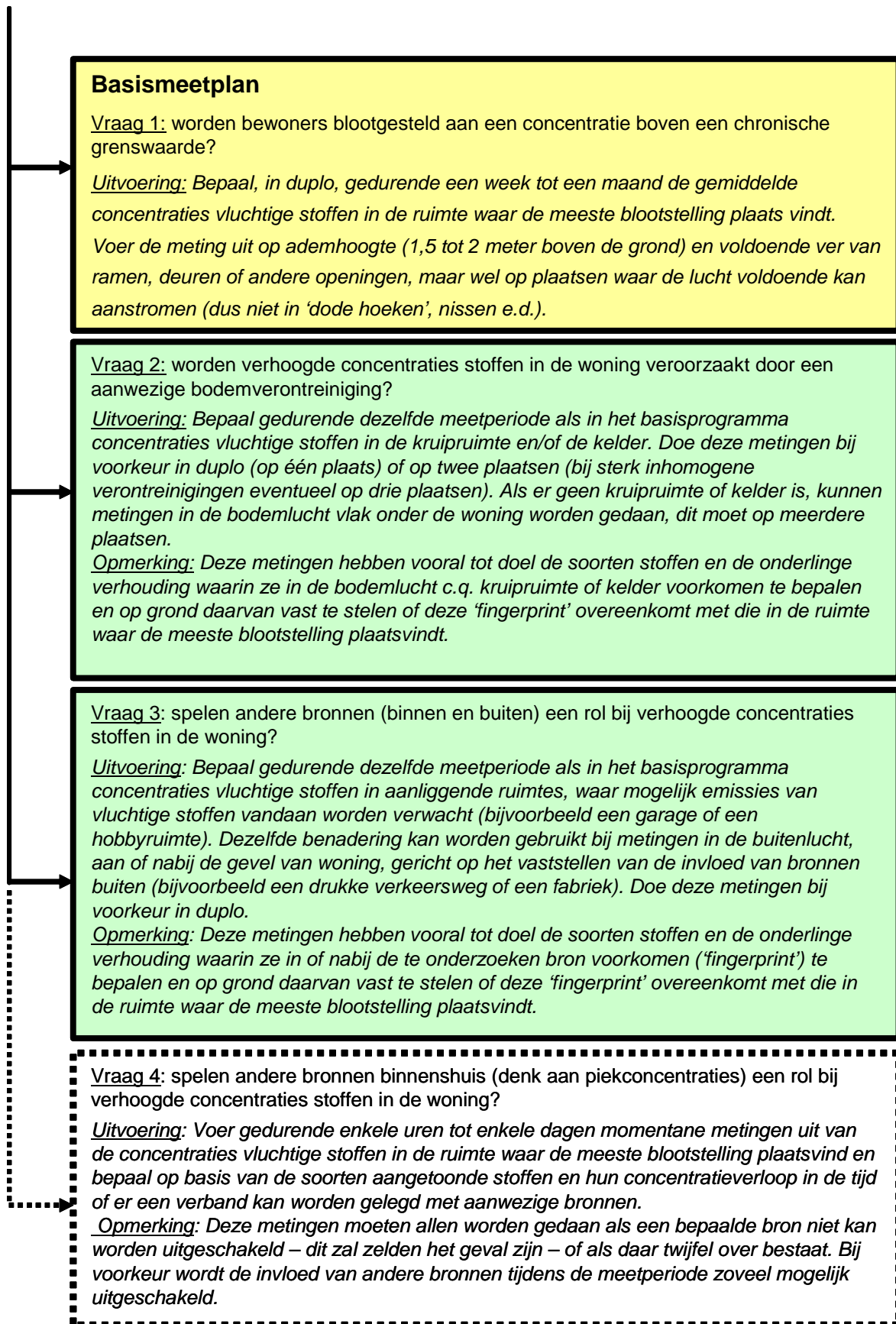
De trigger, de vraag- en doelstelling en het toetscriterium zijn vastgelegd

Voorafgaand aan deze basisbenadering zijn trigger, vraag- en doelstelling en het toetscriterium vastgelegd. Bovendien is de lokale situatie in beschouwing genomen (zie hoofdstuk 2). Verder zal een keuze gemaakt moeten worden voor de meest geschikte meettechniek. In de meeste gevallen zal de keuze vallen op een tijdsgemiddelde luchtmeting. Dit wordt toegelicht in hoofdstuk 6.

Een antwoord kan leiden tot nieuwe vragen: anticipeer hierop!

Bij verhoogde concentraties in de binnenlucht zal men de relatie met de aanwezige bodemverontreiniging willen leggen. Het basismeetplan veronderstelt dat het efficiënt is om direct metingen in de binnenlucht te combineren met metingen in de kruipruimten, in aanliggende ruimtes en in de buitenlucht (het Basismeetplan). Hiermee wordt getracht direct een antwoord te geven op drie relevante vragen (vragen 1, 2 en 3). Een tweede keer terugkomen voor een nieuwe serie metingen kost vaak meer capaciteit (en dus geld) dan een eenmalige complete uitvoering.

De GGD-richtlijn gezondheidsrisico's bodemverontreiniging (Van Brederode, 2004) geeft voor een aantal vluchtige organische verbindingen de gemiddelde concentraties in woonkamers en kruipruimten op onverdachte bodem alsmede de concentraties in de buitenlucht nabij deze woningen (Fast, 1987).



Figuur 5: Het basismeetplan

3.6. Stap 6: Keuze meettechniek

In de meeste gevallen zal men zich richten op de risico's van chronische blootstelling. Dat betekent dat men tijdsgemiddelde metingen zal uitvoeren. Voor veel vluchtige organische contaminanten (VOC) is het gebruik van passieve samplers een goede keuze. Deze zijn relatief goedkoop en gemakkelijk in gebruik. De analyse van de monsters gebeurt in een laboratorium. Gebruik van passieve samplers geeft nauwelijks hinder voor de bewoners. Uiteraard kunnen voor bepaalde situaties andere keuzen worden gemaakt, zie hoofdstuk 6. In geval er sprake is van een gestoorde bodemopbouw en een heterogene verontreinigingspatroon kunnen bodemluchtmetingen in de onmiddellijke omgeving van het betreffende gebouw extra informatie opleveren. Zie hiervoor de uitgebreide toelichting op bodemluchtmetingen in hoofdstuk 6.

3.7. Stap 7: Data analyse, interpretatie, conclusie en beslissing

Het verzamelen van de data en interpretatie vereist voldoende deskundigheid en ervaring van de beoordelaar/onderzoeker. Daarbij mag gezien de grote meetinspanningen de verwerking van data en interpretatie geen sluitpost worden.

In het ideale geval wijzen observaties, modelberekeningen en meetresultaten in dezelfde richting. Dan heeft men sterke argumenten om met zekerheid een beslissing te nemen. In geval van tegenstrijdige resultaten kan de waarde of zeggingskracht van de modellering, meting en observaties tegen elkaar worden afgewogen (zie Tabel 2 van paragraaf 3.1).

De uiteindelijke opzet van de meting en risicobeoordeling ziet er als volgt uit.

Beschikbare data per periode

Voor een goede meting wordt minimaal uitgegaan van onderstaande metingen, tenzij er argumenten zijn om hier van af te wijken.

Bemonstering minimaal 1 week op actieve kool badge (passief);

- Verblijfruimten beneden: 2 maal 2 monsters;
- Verblijfruimten elders in de woning (bijvoorbeeld boven): 2 maal 2 monsters;
- Kruipruimte: 2 maal 2 monsters;
- Buitenmuur: 2 maal 2 monsters.

Data verwerking

Bepaal de gemiddelden van de verblijfruimten beneden, boven, de kruipruimten en aan de buitenmuur.

Toetsing aan het toxicologisch criterium

Bepaal of het gekozen toetscriterium wordt overschreden voor één of meerdere stoffen.

Consistentie van de data

Rangschik de verkregen gemiddelde waarden van hoog naar laag

Vergelijk met de onderstaande rangschikking en baseer uw conclusie volgens de handreiking in Tabel 4. De handreiking van tabel 4 is voor het vormen van een algemeen beeld. Er kunnen specifieke situaties voorkomen waarbij de luchtconcentraties in de kruipruimte of in de bodemlucht laag zijn. Dit kan voorkomen door bijvoorbeeld hoge ventilatiesnelheden of gecompartmenteerde kruipruimten. Een juiste kennis van de situatie is belangrijk.

Tabel 4: Handreiking voor mogelijke conclusies in een standaard situatie

concentratie	ruimte	ruimte	ruimte
hoog ↓ laag	kruipruimte / bodemplucht verblijfruimte beneden verblijfruimte boven	buiten binnen (beneden of boven)	binnen (beneden of boven) kruipruimte / bodemplucht
handreiking voor conclusie oorzaak	bodemverontreiniging	bron komt van buiten	bron komt van binnen

Indicaties voor versturende invloeden

- De 'fingerprint' van de verontreiniging

Een verontreiniging bestaat vaak uit een mix van diverse stoffen. De mix en de verhouding van de verschillende stoffen maakt de verontreiniging herkenbaar: de 'fingerprint'. Indien de binnenlucht beïnvloed is door de bodemverontreiniging zal de 'fingerprint' vaak teruggevonden worden bij metingen in de binnenlucht. Eventueel kan de 'fingerprint' veranderen door afbraakprocessen of verschillen in de mobiliteit (vluchtigheid) tussen de verschillende stoffen. Indien de 'fingerprint' echter totaal verschilt moet men bedacht zijn op andere invloeden.

- Ventilatie en bronnen van buiten

Een praktisch probleem is dat, in een woning waar veel geventileerd wordt en mogelijk op de 'verkeerde' momenten (bijvoorbeeld ramen open tijdens de verkeersspits), de daggemiddelde concentratie van een stof (die van buiten komt) binnen hoger of ongeveer even hoog kan zijn dan buiten. Door tijdens de metingen de ventilatie te minimaliseren (ramen en deuren dicht), is dit te vermijden. De controle op de mate van ventilatie is moeilijk. Eventueel kunnen ramen worden dichtgeplakt (verzegeling).

- Mogelijke piekconcentraties

Roken, verven, lijmen en schoonmaken kunnen piekconcentraties veroorzaken die bij tijdsgemiddelde metingen niet altijd herkenbaar zijn. De informatie over het gedrag van de bewoners (zie Bijlage 4) is daarom van groot belang. Bij het vermoeden van de aanwezigheid van kortdurende bronnen die piekconcentraties kunnen veroorzaken kan het wenselijk zijn om naast tijdsgemiddelde metingen ook momentane metingen te doen.

Tweede meetperiode

De data-analyse van de tweede periode dient op dezelfde wijze te worden uitgevoerd als van de eerste periode.

Als de analyse en de interpretatie tot dezelfde conclusie leiden, kan direct een beslissing worden genomen. Indien er grote verschillen zijn tussen beide meetperiodes dient de reden hiervan te worden onderzocht. Mogelijke oorzaken zijn sterk schommelende grondwaterstanden, seizoensinvloeden of mogelijk versturende invloeden tijdens de meetperiode (bijvoorbeeld door het gedrag van de bewoners).

De resultaten van modelberekeningen kunnen behulpzaam zijn bij het onderbouwen van een conclusie.

Blijven de verschillen onverklaarbaar groot dan zijn er twee mogelijkheden:

- a) De beslissing wordt gebaseerd op de meetperiode met de hoogste concentraties.
- b) Een derde meetserie vergelijkbaar met de condities van de meetserie die de hoogste concentraties liet zien wordt uitgevoerd.

4. Het humaan-toxicologisch toetscriterium

Geadviseerd wordt om bij de beoordeling van gezondheidsrisico's, primair uit te gaan van het MTR (Maximaal Toelaatbaar Risico). Voor het compartiment lucht wordt dit in dit rapport aangeduid als de Toelaatbare Concentratie in Lucht (TCL).

Voor stoffen met drempelwaarde is de TCL de concentratie die bij levenslange blootstelling (70 jaar, 365 dagen/jaar en 24 uur per dag) geen effect op de gezondheid heeft. Bij de afleiding wordt rekening gehouden met risicogroepen als zieken, zwangeren, ouderen of kinderen.

Van genotoxisch werkende carcinogenen wordt aangenomen dat er geen drempelwaarde is waaronder geen effecten optreden: elke dosis, hoe gering ook, is verbonden met een zeker risico op kanker. Voor deze categorie stoffen is het MTR gedefinieerd als 1 geval (van kanker) per 1.000.000 blootgestelden per jaar of 1 op 10.000 gedurende een heel leven (Dusseldorp et al., 2004).

In geval van carcinogene stoffen wordt voor het MTR vaak de term 'Carcinogenic Risk' gebruikt waarbij blootstelling via de mond (CR oral) en via inademing (CR inhalation) apart worden onderscheiden (Baars et al., 2001).

Men onderscheidt, voor de beoordeling van het gezondheidsrisico, chronische-, sub-chronische- en acute blootstelling. Voor de risico's zoals hier worden beoordeeld is alleen de chronische blootstelling van belang. Toetsing van sub-chronische of acute blootstelling is bijvoorbeeld aan de orde bij metingen van concentraties aan (vluchtige) stoffen die vrijkomen *tijdens* saneringen, omdat in dat soort situaties vaak sprake is van tijdelijke blootstelling aan piekconcentraties die kunnen voorkomen bij het ontgraven van de verontreiniging (zie ook Van Brederode, 2004). Stankproblemen kunnen als extra beoordelingscriterium worden meegenomen.

4.1. De vaststelling van het toetscriterium

Voor chronische blootstelling is het toetsingskader als volgt bepaald:

1. Voor een groot aantal vluchtige stoffen wordt als grenswaarde voor chronische inhalatoire blootstelling de meest recente TCL genomen (Baars, 2001 en Dusseldorp et al., 2004). TCL-waarden zijn door het RIVM afgeleid onder andere ten behoeve van de afleiding van interventiewaarden bodemsanering. Voor een aantal stoffen bestaat een voorlopige TCL of een op ad hoc basis afgeleide TCL. Dit zijn waarden gebaseerd op beperkt literatuuronderzoek en die bijgevolg minder betrouwbaar zijn dan de reguliere waarden. Desondanks wordt aan deze waarden de voorkeur gegeven boven eventueel beschikbare andere waarden zoals de hieronder omschreven uit het buitenland afkomstige grenswaarden. De reden hiervoor is dat deze grenswaarden zijn opgenomen in de door het RIVM gehanteerde systematiek voor de afleiding van ad hoc interventiewaarden. Zie in dit verband ook Bijlage D van de Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering (VROM, 2000).
2. Indien geen TCL beschikbaar is, is de tweede keuze de door de Amerikaanse ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) afgeleide advieswaarde voor levenslange inhalatoire blootstelling, de 'chronic MRL (*Minimal Risk Level*)'. MRL's zijn eveneens afgeleid voor chemische stoffen die kunnen voorkomen als bodemcontaminanten.

3. Indien ook geen ATSDR-waarde beschikbaar is, dan wordt de door de US-EPA (Environmental Protection Agency) afgeleide 'Reference Concentration' (RfC) gebruikt.
4. Indien ook een RfC ontbreekt kan een andere bron worden geraadpleegd, bijvoorbeeld een advieswaarde van de WHO (World Health Organisation).

De genoemde chronische grenswaarden worden ook wel als groep aangeduid als 'chronische MRL's'. In Bijlage 1 is een overzicht gegeven van grenswaarden voor chronische blootstelling van ongeveer 100 vluchtige componenten of groepen vluchtige componenten. Deze stoffen komen veel voor bij bodemverontreinigingen.

4.2. Probleemgevallen bij bepaling van grenswaarden

Indien er geen geschikte (inhalatoire) grenswaarde beschikbaar is, kan men in overleg met het bovenregionaal medisch milieukundig bureau, een toetsingswaarde vaststellen. Ook als er meerdere stoffen aanwezig zijn die elkaars toxicologische werking beïnvloeden, dat wil zeggen elkaars werking op het zelfde doelorgaan versterken, is het raadzaam om met het bovenregionaal medisch milieukundig bureau te overleggen. Geadviseerd wordt de volgende benaderingen te volgen:

Als een grenswaarde ontbreekt

Als een chronische grenswaarde ontbreekt, kan een ad hoc grenswaarde worden afgeleid bijvoorbeeld op basis van een MAC-waarde (Maximaal Aanvaardbare Concentratie). Deze dient dan wel eerst geëxtrapoléerd te worden vanuit de expositie onder arbeidsomstandigheden – waar MAC-waarden voor zijn bedoeld – naar de blootstellingsduur van de algemene bevolking.

Hiertoe wordt de volgende benadering gevolgd:

Eerst volgt een extrapolatie van de MAC-waarde (de MAC-waarde is gebaseerd op een gemiddelde blootstelling van 40 uur per week gedurende een arbeidsleven van 40 jaar) naar een blootstellingsduur van 168 uur per week gedurende een heel leven van 70 jaar (factor 7,4). Vervolgens volgt een extrapolatie van gezonde werknemers naar gevoelige groepen in de algemene bevolking (toepassen veiligheidsfactor 10).

Bij het gebruik van MAC-waarden dient overigens rekening gehouden te worden met de aard van het gezondheidseffect waarop de MAC-waarde is gebaseerd. Zo is het voor directe effecten op de luchtwegen (irritatie) niet reëel om het blootstellingsniveau lineair te verminderen met de bovengenoemde factor 74. Het is namelijk niet bekend of voor deze soort effecten een dergelijke lineaire terugrekening een overschatting van het risico inhoudt.

Een andere manier om een inhalatoire grenswaarde af te leiden is door middel van 'route-to-route' extrapolatie van een orale grenswaarde. Hierbij wordt aangenomen dat een blootstelling aan een zekere dosis van een stof via de orale route hetzelfde effect teweegbrengt als via de inhalatoire route. De juistheid van deze aanname is onder meer afhankelijk van de omzettingroutes van de stof in het lichaam. Rond deze aanname bestaat altijd de nodige onzekerheid. Bij 'route-to-route' extrapolatie wordt er van gegaan dat een orale grenswaarde meestal wordt uitgedrukt als de hoeveelheid van een stof per kg lichaamsgewicht die een persoon dagelijks mag binnen krijgen. Door deze hoeveelheid te vermenigvuldigen met 70 (gemiddeld gewicht van een volwassene) en vervolgens te delen door 28,8 (gemiddelde hoeveelheid lucht die per dag wordt ingeademd, uitgaande van een ademminuutvolume van 20 l min⁻¹) kan een inhalatoire grenswaarde worden berekend.

Als ook een MAC-waarde of een orale grenswaarde ontbreken is de enige optie die overblijft een uitspraak op basis van structuurverwantschap met toxicologisch beter onderzochte stoffen. Indien men geen of onvoldoende toxicologische kennis heeft dient men voor het afleiden van ad hoc grenswaarden advies in te winnen bij een medisch milieukundige of een medewerker medische milieuzaken van de GGD. Deze kunnen zelf ad hoc grenswaarden afleiden of eventueel het RIVM raadplegen voor advies.

Als er meer stoffen aanwezig zijn (combinatie-effecten)

Wanneer, zoals vaak het geval, meerdere stoffen tegelijkertijd aanwezig zijn moet overwogen worden of het aannemelijk is dat deze stoffen elkaars toxicologische werking beïnvloeden. Het totale mengsel zou schadelijke effecten kunnen veroorzaken bij concentraties waarbij de afzonderlijke stoffen dit nog niet zouden doen. De resultaten van het relatief schaarse onderzoek op het terrein van de mengseltoxicologie wijzen erop dat bij lage blootstellingsniveaus, ruim beneden de niveaus waar de individuele stoffen toxische effecten veroorzaken, geen interactie te verwachten is. Voor stoffen waarvan bekend is dat ze eenzelfde toxicologische werking hebben, bijvoorbeeld op hetzelfde doelorgaan, wordt vaak de zogenaamde Hazard Index toegepast om de additieve effecten te duiden. De Hazard Index voor een stof is de blootstelling gedeeld door de grenswaarde en geeft dus dat deel van de grenswaarde aan dat opgevuld is voor de desbetreffende situatie. Additie van effecten wordt verwerkt door deze index te sommeren voor de stoffen waarvan wordt aangenomen dat ze eenzelfde toxische werking hebben. Is de resulterende som-index groter dan 1, dan is er sprake van een risico. De methode van de Hazard Index is ontwikkeld door de US-EPA en wordt beschreven in de *Guidelines for the Health Risk Assessment of Chemical mixtures* uit 1986.³ De Hazard Index-methode kan worden gebruikt voor verwante chemische stoffen die in de desbetreffende blootstellingssituatie eenzelfde soort effect kunnen produceren. Voor BTEX (benzeen, toluen, ethylbenzeen en xylenen) bijvoorbeeld zou deze methode kunnen worden toegepast waar het gaat om situaties waarin de acute neurotoxiciteit van deze stoffen de kritische factor is. Dit laat onverlet dat het toxicologische profiel van benzeen, toluen, ethylbenzeen en xylenen op andere punten heel verschillend is, bijvoorbeeld wat carcinogeniteit betreft. Hierdoor wordt benzeen vaak apart van de niet carcinogene stoffen (TEX) beoordeeld.

4.3. Geur en stank problemen

Behalve gezondheidsrisico's kan ook stankhinder een reden zijn om nader onderzoek te doen in de binnenlucht bij een locatie met een bodemverontreiniging. Het ervaren van stankhinder kan leiden tot klachten van de bewoners en ook tot ongerustheid over mogelijke gezondheidsrisico's. Ernstige stankoverlast kan zelfs tot gezondheidsklachten leiden, ook al worden die niet veroorzaakt door een toxicologisch effect. Voorbeelden van dergelijke klachten zijn hoofdpijn, slechte slapen en verminderde eetlust.

Bij het vaststellen van de vraagstelling, het toetscriterium en het meetplan kan het van belang zijn rekening te houden met geurdrempels. Dat geldt met name als het om stoffen gaat waarvan de geurdrempelwaarde, de concentratie waarbij de stof met de neus wordt waargenomen, onder of rond de toxicologische (chronische) grenswaarde ligt. Voorbeelden van deze stoffen zijn dicyclopentadien, cresol en zwavelhoudende componenten zoals mercaptanen, dimethylsulfide en dimethyldisulfide.

³ De US-EPA werkt aan een herziening van deze guidelines (external review draft april 1999) en de Supplementary Guidance for Conducting Health Risk Assessment of Chemical mixtures (2000).

Hoewel bij het opstellen van het eerder genoemde toetscriterium uitgegaan moet worden van de chronische grenswaarde, kan het soms nuttig zijn een aanvullend criterium vast te stellen op basis van de geurdrempelwaarde van de stof. Dit tweede criterium is dan met name gericht op de vraag of stankklachten en, in het geval van zeer ernstige stankoverlast, bepaalde gezondheidsklachten die typisch zijn te relateren aan stankhinder verklaard kunnen worden. Bijlage 2 geeft een overzicht van geurdrempelwaarden voor een aantal stoffen die kunnen voorkomen bij bodemverontreinigingen. Voor de toxicologische grenswaarden van deze stoffen wordt verwezen naar Bijlage 1.

Bij het gebruik van geurdrempelwaarden moet men er rekening mee houden dat het vaak om indicatieve getallen gaat. Ten eerste verschilt de gevoeligheid van de menselijke neus voor stoffen sterk van persoon tot persoon. Daarnaast speelt ook de onnauwkeurigheid waarmee geurdrempelwaarden worden bepaald een rol. Van sommige stoffen worden in de verschillende literatuurbronnen dan ook uiteenlopende geurdrempelwaarden vermeld. In Bijlage 2 worden daarom zowel laagste waarden als medianen van geurdrempels vermeld.

4.4. Overwegingen betreffende het toetscriterium

Bij het afleiden van de humaan-toxicologische grenswaarden zijn meerdere veiligheidsmarges ingebouwd. Bij de afleiding van de TCL of het MTR wordt rekening gehouden met gevoelige groepen (bijvoorbeeld kinderen en zwangere vrouwen). Deze grenswaarden zijn bovendien gebaseerd op een continue (chronische) blootstelling gedurende het hele leven. Een kleine overschrijding van de TCL bij een bodemgebruik waarbij een mens maar een gedeelte van de dag wordt blootgesteld, bijvoorbeeld tijdens de arbeidsperiode, hoeft dan ook niet tot een gezondheidseffect of een onacceptabel risico te leiden.

In zulke gevallen moet dan wel onderscheid gemaakt worden tussen de blootstelling aan drempelwaarde stoffen en niet-drempelwaarde stoffen. Bij drempelwaarde stoffen zal alleen chronische blootstelling boven een bepaald niveau (de drempel) mogelijk leiden tot gezondheidseffecten. Bij niet-drempelwaarde stoffen leidt in principe elke blootstelling tot *een kans* op een gezondheidseffect. Als de blootstelling onder de TCL of het MTR blijft betreft het een acceptabele relatief kleine kans van 1 geval (van kanker) per 1.000.000 blootgestelden per jaar of 1 op 10.000 gedurende een heel leven.

5. Onderbouwing meetplan

In paragraaf 3.5 is een basismetplan gegeven. Met dit meetplan kan men in de meeste gevallen volstaan. In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de onderbouwing van het meetplan zodat eventueel een eigen invulling kan worden gegeven aan de opzet van de metingen. Bij de onderbouwing van het meetplan komen de volgende zaken aan bod:

1. De plek waar wordt gemeten;
2. De meetperiode;
3. De tijdsduur van de meting;
4. Het aantal metingen.

In geval van metingen in meerdere woningen dient het meetplan daarin te voorzien. Dat geldt ook indien referentiemetingen worden uitgevoerd.

5.1. De plek waar wordt gemeten

Met betrekking tot de bewoner of gebruikers

De concentratie wordt in ieder geval gemeten in de ruimte waar de bewoners of gebruikers zich het meest bevinden. Meestal is dat de woonkamer, maar dat kan een andere ruimte zijn. Ook kan het raadzaam zijn om in meerdere ruimten te meten.

Met betrekking tot andere bronnen

Om te bepalen of verhoogde concentraties afkomstig zijn van de aanwezige bodemverontreiniging of ook van andere bronnen, kan ook elders worden gemeten. Dan kan worden gedacht aan:

1. De buitenlucht – bijvoorbeeld emissies van een drukke verkeersweg of een nabijgelegen fabriek;
2. Bepaalde activiteiten of processen in huis (roken, verven, lijmen);
3. Emissies uit een aan- of ingebouwde garage.

Met betrekking tot de bron en het pad

Om meer zicht te hebben op de invloed van bodemverontreiniging op de binnenlucht, worden metingen gedaan in kruipruimte en/of kelder. Bij afwezigheid kunnen metingen in de bodemlucht vlak onder de woning worden gedaan. Bij deze metingen zijn niet alleen de concentraties van belang maar ook de soorten stoffen en de onderlinge verhouding waarin ze voorkomen ('fingerprint').

In paragraaf 3.4 staat hoe de lokale situatie kan worden geanalyseerd om tot een goed meetplan te komen.

Meerdere metingen

Bij bodemverontreinigingen met een sterk variabele verdeling van de verontreiniging (heterogeen) verdient het de voorkeur om op meerdere plaatsen, (twee of drie) metingen te doen in de bodemlucht, kruipruimte en/of de kelder. Hoeveel precies hangt af van de verdeling en het oppervlak van de totale woning.

Voor de route vanuit andere bronnen dan de bodem kunnen eveneens aanvullende metingen worden gedaan. Als invloed vanuit de buitenlucht wordt verwacht, ligt het voor de hand om daar ook metingen te doen, bijvoorbeeld aan of nabij de gevel van de woning. De invloed van

een garage kan worden onderzocht door concentraties in de garage te meten. Voor andere bronnen hangt de meetstrategie af van de plaats en het emissiepatroon van die bronnen. Als de plaats van de bron bekend is, dient men in de nabijheid van die bron te meten. Hier komen we nog op terug bij de bespreking van de tijdsduur. Ook hier moet worden gekeken naar het patroon aan stoffen in de woonkamer, of een andere ruimte waar de luchtmetingen plaatsvinden, in relatie tot het patroon aan stoffen afkomstig van de bronnen. Het heeft overigens de voorkeur om de invloed van dergelijke bronnen tijdens de meetperiode uit te schakelen (dus niet roken, niet verven, et cetera). Een probleem hierbij voor de onderzoekers is echter dat zij dit niet kunnen controleren.

Bij het bepalen van een meetlocatie in een ruimte zijn verder nog de volgende aspecten van belang. Om de blootstelling te bepalen moet worden gemeten op ademhoogte: 1,5 tot 2 meter boven de grond. Verder moeten de metingen zo ver mogelijk van ramen, deuren of andere openingen worden gedaan vanwege het effect van verdunning door ventilatie (zie 'Indicaties voor versturende invloeden', paragraaf 3.7). Aan de andere kant moet de lucht rondom de meetlocatie wel voldoende kunnen toestromen. Dat betekent dat de meetapparatuur niet moet worden geplaatst in dode hoeken, nissen en dergelijke.

5.2. Meetperiode

De emissies uit een bodemverontreiniging zijn meestal afhankelijk van het seizoen, met name bij sterk wisselende grondwaterstanden. Het is daarom aan te bevelen om twee maal een week- tot maandgemiddelde meting te verrichten, bijvoorbeeld één in het voorjaar en één in het najaar, en daarna de twee meetwaarden te middelen (er wordt immers getoetst op een grenswaarde voor levenslange blootstelling). Als dit om bepaalde redenen niet gewenst of mogelijk is, bijvoorbeeld omdat de eerste meting al aangeeft dat de chronische grenswaarde sterk wordt overschreden, kan voor de toetsing van één meting worden uitgegaan. Als de twee meetwaarden zeer sterk verschillen, moet overwogen worden een derde meting te doen, tenzij er een duidelijke verklaring voor het verschil is te vinden of tenzij beide meetwaarden ruim onder of ruim boven de chronische grenswaarde liggen.

Metingen in andere ruimtes, inclusief buitenluchtmetingen, moeten tegelijk en even lang worden uitgevoerd als de blootstellingsmetingen. De enige uitzondering hierop vormen metingen in de bodemlucht. Bodemluchtmetingen zijn momentane metingen van de concentraties aanwezig in de bodemlucht. Deze kunnen, in tegenstelling tot binnenluchtmetingen, vaak binnen één dag worden gedaan.

5.3. De tijdsduur van de meting

Om te toetsen of bewoners worden blootgesteld aan een concentratie boven een chronische grenswaarde moet er minimaal één week worden gemeten. Emissies van een bodemverontreiniging zijn vrij constant in de tijd omdat de uitdamping vrijwel continu is. Wel kunnen er binnenshuis fluctuaties in deze concentraties ontstaan door ventilatie, bijvoorbeeld als er een raam of deur wordt opengezet. Deze fluctuaties zijn over een periode van een week vaak voldoende uitgemiddeld.

De exacte duur van de meting is niet kritisch, mits minimaal een week wordt gehanteerd. Bij gebruik van passieve samplers (zie paragraaf 3.2) heeft een langere meetperiode de voorkeur (tot maximaal een maand) omdat de detectielimiet dan lager wordt en de nauwkeurigheid hoger. Nadeel van een lange meetperiode is dat het een hogere belasting van de bewoners met

zich meebrengt, zeker als zij daardoor bepaalde activiteiten niet kunnen uitvoeren om emissies uit andere bronnen te voorkomen of beperken.

Bij het vermoeden van de aanwezigheid van kortdurende bronnen die hoge piekconcentraties kunnen veroorzaken kan het wenselijk zijn om naast tijdsgemiddelde metingen ook momentane metingen te doen. Denk daarbij aan roken, verven, lijmen en schoonmaken. Met behulp van momentane metingen kunnen optredende piekconcentraties afkomstig van deze bronnen worden gedetecteerd. Ook kan dan worden vastgesteld om welke stoffen het gaat en in welke relatieve hoeveelheden ze voorkomen. In hoofdstuk 6 wordt ingegaan op de verschillende meetmogelijkheden en welke technieken hiervoor beschikbaar zijn.

Momentane metingen worden in het algemeen gedaan in de ruimte waar ook de blootstellingsmetingen plaatsvinden, zo dicht mogelijk bij de te onderzoeken bronnen. Soms kan het nuttig zijn om ook in andere ruimtes te meten, als daar specifieke bronnen worden verwacht. Vaak volstaat het om één of twee dagen te meten, afhankelijk van het karakter van de emissies, de mate van ventilatie, et cetera. Zoals eerder aangegeven, heeft het de voorkeur om de invloed van andere bronnen tijdens de meetperiode zoveel mogelijk uit te schakelen.

5.4. Aantal metingen: kwaliteit en consistentie

Vanzelfsprekend dienen methoden te worden gebruikt en toegepast volgens de standaard-kwaliteitscriteria: NEN- of ISO-normen (bijvoorbeeld ISO 16000-1/11) en daarmee vergelijkbare voorschriften. Niettemin kunnen door omstandigheden metingen mislukken, bijvoorbeeld door het uitvallen van een pomp, of foutieve waarden opleveren. Dat bemoeilijkt de interpretatie, zeker als het om de blootstellingsmeting gaat op grond waarvan de toetsing op de chronische grenswaarde wordt gedaan.

Om zulke problemen zo veel mogelijk te beperken dienen de meeste metingen in duplo uitgevoerd te worden. Bij voorkeur worden alle metingen in duplo gedaan, in ieder geval de blootstellingsmetingen in de verschillende verblijfruimten.

Ten aanzien van het meten in duplo valt nog het volgende op te merken. Normaal gesproken wordt een duplometing op dezelfde locatie en over dezelfde periode uitgevoerd als de oorspronkelijke meting. In dit soort onderzoeken kan er ook voor worden gekozen de duplometing op een andere plaats in dezelfde ruimte te verrichten. Men krijgt dan enig inzicht in de ruimtelijke variabiliteit van de concentraties. De meetresultaten zullen dan mogelijk iets verschillen, maar dat verschil mag niet al te groot zijn, in de regel niet meer dan 25%. Wordt een groter verschil geconstateerd, dan is ofwel één van de metingen, of in het ergste geval zijn beide, mislukt ofwel één meting sterk beïnvloed door een nabijgelegen bron. Het laatste zou door een goed vooronderzoek met de aanvullende informatie zoals beschreven in hoofdstuk 7 voorkomen worden.

Bij sterke twijfel over de meetresultaten moet (een deel van) het onderzoek opnieuw worden uitgevoerd, zo nodig met aanvullende metingen om het effect van aanvankelijk niet voorziene bronnen te onderzoeken.

5.5. Meerdere woningen

Tot nu toe is uitgegaan van een situatie waarbij slechts één woning wordt onderzocht. Bodemverontreinigingen strekken zich echter vaak uit onder meerdere woningen. Het verdient de voorkeur om de metingen in, rond en onder de verschillende woningen dan zo

goed mogelijk op elkaar af te stemmen. Dat wil zeggen dat de metingen in dezelfde meetperiode worden uitgevoerd en voor elke woning wordt in principe hetzelfde meetplan opgesteld. Dit bevordert de interpretatie van de resultaten.

Het kan echter nodig zijn van deze strategie af te wijken. Als woning 1 een aangebouwde garage heeft en woning 2 niet, ligt het voor de hand om in woning 1 extra metingen te doen om de invloed van emissies uit de garage te bepalen. Ook kan worden overwogen om in de woning die zich direct boven de kern van de bodemverontreiniging bevindt intensiever te meten dan in de andere woningen. Dit zal per geval bekeken moeten worden. Als er veel woningen bij betrokken zijn, kan het aantal metingen in de buitenlucht worden beperkt tot twee of drie; het is dan niet nodig om aan elke gevel te meten.

5.6. Referentiemetingen

In het verleden werden bij dit soort onderzoeken soms referentiemetingen gedaan in nabijgelegen woningen die niet werden belast door de bodemverontreiniging. Nadeel hiervan is dat nimmer kan worden uitgesloten dat andere bronnen in die referentiewoningen de meetresultaten beïnvloeden. Zulke referentiemetingen hebben alleen zin als de bodemverontreiniging bestaat uit stoffen die verder niet of nauwelijks van andere bronnen afkomstig kunnen zijn – bijvoorbeeld vinylchloride en andere gechloreerde ethenen, chloorbenzenen en fenolen – en niet voor stoffen zoals toluen, xylenen, hexaan, isopropanol, formaldehyde en ethylacetaat, die door diverse andere bronnen kunnen worden uitgestoten (verkeer, verf, lak, lijm, et cetera).

6. Meettechnieken

6.1. Inleiding

Dit hoofdstuk geeft een overzicht van de meest gangbare meettechnieken voor concentratiemetingen van vluchtige stoffen in de binnen- en buitenlucht en de bodemlucht. Per medium wordt aangegeven welke meettechnieken gangbaar zijn, de tijdsduur voor deze technieken en de voor- en nadelen. Daarnaast zal kort worden ingegaan hoe rekening kan worden gehouden met de variatie binnen het medium en hoe de betrouwbaarheid van de bemonstering verhoogd kan worden.

6.2. Meetduur en periodes

In paragraaf 5.3 is ingegaan op de meetduur en welke keuzes daarin gemaakt kunnen worden. Een keuze voor een meettechniek betekent inherent een keuze voor een bepaalde meetduur. Zo zijn sommige meetmethoden voornamelijk geschikt voor momentane metingen (tijdsduur 1 uur tot 1 à 2 dagen) terwijl andere een tijdsgemiddelde meetduur (meerdere dagen) vereisen.

Er van uitgaande dat er in twee periodes gemeten wordt is het van belang dat de meetstrategie voor beide periodes hetzelfde is. Dit betekent ook dat de meettechnieken hetzelfde moeten zijn, inclusief de keuze voor meetapparatuur en absorptiematerialen.

6.3. Binnen- en buitenlucht

Bij het meten van de binnenlucht is het wenselijk dat ook metingen in de buitenlucht worden gedaan. Dit is om de achtergrondconcentratie van de omgeving vast te leggen. Voor beide metingen wordt bij voorkeur dezelfde techniek gebruikt zodat ze onderling vergelijkbaar zijn.

6.3.1. Monstername, actieve en passieve meetmethoden

Het onderscheid tussen passieve en actieve methoden berust op de wijze waarop het luchtmonster wordt vastgelegd. Bij de passieve methoden berust deze vastlegging op diffusie terwijl bij de actieve methode de lucht door middel van een pomp of opgewekt vacuüm naar het monstermedium wordt gezogen.

Voor het monstermedium kan een luchtzak of een luchtvat genomen worden maar vaker wordt een absorptiemedium gebruikt waarop de componenten geconcentreerd worden. Een dergelijk absorptiemedium zou in het ideale geval aan 4 eisen moeten voldoen:

1. Een maximale doorbraakconcentratie;
2. Complete desorptie voor analyse;
3. Geen retentie van water;
4. Volledig afsluitbaar van de atmosfeer na monstername.

Boven de doorbraakconcentratie is het absorptiemedium verzadigd en zal daardoor geen componenten meer opnemen. In dat geval is er sprake van een onderschatting van de werkelijke concentratie. Dit probleem is te ondervangen door gebruik van een absorptiemedium met een concentratiebereik dat overeenkomt met de verwachte concentratie. Ook kan achter het medium een tweede, identiek medium worden geplaatst (zogenaamde

‘doorslag’), waardoor eventuele doorbraak kan worden vastgesteld en zelfs gekwantificeerd. Dat kan niet met passieve meetmethoden.

Na monsternamen moeten de geabsorbeerde componenten in het laboratorium weer volledig vrijgemaakt kunnen worden (desorptie) zodat niets op het medium achterblijft. Als het absorptiemedium gevoelig is voor waterretentie dan kan de hoeveelheid water op het medium de analyse negatief beïnvloeden. Daarnaast kan door reactie met andere componenten in de lucht, zoals ozon, stikstof en zuurstof, degradatie van het absorptiemedium of de geabsorbeerde componenten plaatsvinden. Met name sommige Tenax media zijn daar berucht om (Clausen en Wolkoff, 1997).

Na monsternamen moet het absorptiemedium direct luchtdicht afgesloten worden zodat er geen interactie meer met de atmosfeer ontstaat en de geabsorbeerde componenten niet meer worden beïnvloed.

Passieve bemonstering

Passieve samplers of badges bestaan uit een houder, een membraan en een geschikt absorptiemedium. De badges worden gedurende enige tijd in de lucht opgehangen, waarbij de te meten componenten door het membraan diffunderen en op het absorptiemedium worden afgevangen. Doordat deze badges afhankelijk zijn van diffusie, zijn ze alleen geschikt voor tijdsgemiddelde metingen. Na enige tijd worden de badges afgesloten, verwijderd en naar het laboratorium vervoerd waar ze worden geëxtraheerd, gevolgd door analyse met een geschikte methode. De gemiddelde concentraties van de gemeten componenten worden berekend uit de analyseresultaten (gehalten op de sampler), de monsternameduur en een opnamesnelheid, die afhankelijk is van de component en het absorbens. Bij commerciële samplers is de opnamesnelheid meestal door de fabrikant bepaald. Bij metingen in buitenlucht bedraagt de monsternametijd één tot enkele weken. Passieve samplers worden vooral gebruikt om concentraties vluchtige organische componenten te bepalen. Er zijn ook passieve samplers voor aldehyden⁴, maar deze zijn nog niet uitvoerig getest op hun geschiktheid voor buitenluchtmetingen.

Actieve bemonstering

Met actieve bemonstering op een medium wordt een tijdsgemiddelde concentratie bepaald. Bij deze methode wordt met behulp van een pomp een luchtmonster genomen op een geschikt absorptiemedium, bijvoorbeeld een actief-koolbuis, een Tenaxbuis, een (geïmpregneerd) filter of een impinger (wasfles) gevuld met een absorptievloeistof. De lucht wordt direct of via een aanzuigslang over of door het medium gezogen. De te meten componenten worden op of in het absorptiemedium afgevangen. Na monsternamen wordt het absorptiemedium naar het laboratorium vervoerd waar het wordt geanalyseerd.

De monsternameduur varieert van circa 15 minuten tot maximaal enkele dagen, afhankelijk van de te verwachten concentraties, technische faciliteiten en het doel van de metingen. Zo is voor het meten van een piekconcentratie een kortere tijd nodig dan voor het meten van een chronische blootstelling. De gemiddelde concentraties van de gemeten componenten worden berekend uit de analyseresultaten, de monsternameduur en de monsternamenflow. Soms is bij hoge concentraties een kortere meetduur gewenst, omdat het medium anders verzadigd raakt en doorslag ontstaat. De meting is dan niet meer betrouwbaar. Dit kan enigszins ondervangen worden door een tweede medium in serie achter het eerste te plaatsen (de eerder genoemde ‘doorslag’).

⁴ Ook bestaan er passieve samplers om anorganische componenten als NO₂, NH₃ en SO₂ te meten, maar deze stoffen zijn van weinig belang bij bodemsaneringen.

6.3.2. Overzicht gangbare technieken

In Tabel 5 worden de meest gangbare meetmethoden en toepassingen gegeven. De VOC's, waaronder benzeen, toluen, ethylbenzeen, xylenen, styreen, cis-1,2-dichlooretheen (cis), trans-1,2-dichlooretheen, trichlooretheen (tri), tetrachlooretheen (per), naftaleen en veel componenten afkomstig van 'minerale olie'. Deze worden meestal gemeten over een actief kool cartridge of koolbuis waarmee een groot aantal VOC's tegelijk gemeten kan worden. Sommige VOC's, waaronder bijvoorbeeld lichte alkanen zoals ethaan, kunnen niet met deze methoden worden bepaald. Voor het zeer vluchtige vinylchloride moeten speciale passieve samplers of speciale actief koolbuizen worden gebruikt. Bovendien is voor een passieve meting van deze component de bemonsteringstijd aanzienlijk korter dan aangegeven in de tabel (maximaal enkele uren).

Voor het meten van aldehyden zijn nog geen geschikte passieve meetmethoden bekend voor buitenluchtmeting. Hierdoor heeft het de voorkeur om voor deze componenten een actieve meting te doen. Hierbij wordt meestal gebruik gemaakt van DNPH-cartridges om de aldehyden vast te leggen.

Voor het vastleggen van fenolen of cresolen wordt gebruik gemaakt van impingers met natriumhydroxide. De aangezogen lucht wordt door de vloeistof in de fles geleid waarna de componenten in de vloeistof worden opgenomen.

Het gebruik van passieve cartridges heeft als groot voordeel het relatief eenvoudige gebruiksgemak. Er hoeft geen opstelling met een luchtpomp opgebouwd te worden. Daarnaast is het door de lange meetduur van deze cartridges mogelijk om een goed tijdsgemiddelde te verkrijgen.

Voor de momentane metingen wordt meestal gebruik gemaakt van analyse ter plaatse door middel van een elektrochemische cel, mobiele GC/GC-MS of FTIR-analyse (zie Bijlage 3 voor een toelichting van deze technieken). Doordat het luchtmonster direct wordt geanalyseerd zijn de concentraties van de componenten vaak binnen 10 tot 20 minuten bekend. De monsternameduur is ook relatief kort wat deze meetmethode erg geschikt maakt voor het meten van piekconcentraties of voor het afbakenen van zones. Nadeel is dat deze meetmethode vaak een hogere detectielimiet heeft, al is het mogelijk om met de mobiele GC ook lage detectielimieten te halen. In dat laatste geval betreft het vaak specifieke, duurdere, apparatuur die ook hogere eisen stelt aan transport, gebruik en bediening.

Tabel 5 Overzicht meetmethoden

Methodie	Medium/ analyse	Meetduur	Te meten stoffen
Passief	Badge (sampler)	5 tot 30 dagen	VOC (aldehyden)
Actief	Cartridge / koolbuis	15 min tot enkele dagen	VOC Aldehyden Fenol en cresolen
Actief/ passief	Mobiele GC of GC-MS	Circa 10 sec	VOC Aldehyden
Actief	FTIR analyser	Continu	Sommige VOC Kooldioxide, koolmonoxide.

6.3.3. Opzet bemonstering

Aandachtspunten voor de meetstrategie van binnen- en buitenlucht zijn deels al besproken in hoofdstuk 5 van deze richtlijn. Voor de technische uitvoering dient nog wel aandacht besteed te worden aan de wijze van monsternamen en monstervastlegging. Met name bij het gebruik van koolbuizen of cartridges moet men rekening houden met de verwachte concentratie van de te meten stof. Aan de hand van de doorbraakconcentratie van de koolbuis of cartridge of bij het gebruikte luchtvolume kan men bepalen of de absorptiecapaciteit voldoende is.

De meeste cartridges en koolbuizen vereisen een maximaal vochtgehalte van de lucht. Indien dit vochtgehalte wordt overschreden dan heeft dat invloed op de accuratesse van het absorptiemateriaal. Het plaatsen van een vochtvanger voor het cartridge wordt in het algemeen afgeraden omdat de te meten stoffen hier ook kunnen absorberen. Dit kan echter worden voorkomen als men een specifieke vochtvanger gebruikt die geschikt is voor de te meten stof.

De richtlijn van de OVAM (2005) gaat er van uit dat bij het actief vastleggen van een luchtmonster op een koolbuis, er twee koolbuizen gebruikt moeten worden. Eén koolbuis van 100 mg voor de vastlegging van het monster en direct daar achter geplaatst een koolbuis van 50 mg voor het meten van een eventuele doorbraak. Indien de concentraties in de achterste buis meer dan 10% bedragen van de concentraties in de voorste buis dan spreekt men van doorbraak. In dat geval is het niet mogelijk om een correcte analyse te doen en ligt de werkelijke waarde veel hoger dan de gemeten waarde.

De GGD-richtlijn gaat uit van een actieve meting gedurende minimaal 5-7 dagen. Daarbij wordt de flow aan het begin en einde van de meting gemeten en de variatie tussen beide metingen mag niet meer dan 5% zijn. Bij gebruik van koolbuizen worden deze verticaal met de opening naar beneden opgehangen. Om condensatie te voorkomen worden zij binnen in de woonruimte opgesteld en eventueel door middel van een teflon slang verbonden met de kruipruimte of buitenlucht.

Om inzicht te krijgen in de variabiliteit is het verstandig meerdere metingen van de binnenlucht te verrichten. Een bijkomend voordeel hiervan is dat als één van de metingen mislukt er altijd nog een andere meting beschikbaar is. Bij het nemen van binnen- en buitenlucht monsters is het van belang de seizoensvariatie in kaart te brengen omdat bewoners 's-winters anders ventileren dan 's-zomers. De metingen moeten in verschillende seizoenen worden herhaald om zo een beter beeld te krijgen van de chronische blootstelling.

6.4. Bodemlucht

6.4.1. Toepasbaarheid

Door metingen van de bodemlucht verkrijgt men inzicht in de aanwezigheid van stoffen in de gasvormige fase van de bodem die via emissie in het leefmilieu terecht kunnen komen. Samen met metingen van concentraties in het grondwater en van concentraties in de binnenlucht kan zo een compleet beeld verkregen worden van de aanwezige verontreinigingen in elk compartiment. Bodemluchtmetingen kunnen ook een oplossing geven voor metingen onder gebouwen bij het ontbreken van een kruipruimte.

In kleiige bodems, puinhoudende bodems en bodems met grote porievolumes kunnen de bodemluchtmetingen tot onbetrouwbare resultaten leiden. Kleiige bodems hebben door hun geringe porievolumes een zeer slechte doorlatendheid voor bodemlucht, algemeen neemt men aan dat emissie vanuit een kleibodem gering zal zijn. Bij grote porievolumes of puinhoudende

bodems is het mogelijk dat de lucht via preferentiële routes wordt aangezogen. In dat geval worden alleen de grotere, beter doorluchte, porieruimtes bemonsterd wat leidt tot een weinig representatief monster. Verder is het van belang of er een verharding is aangebracht op de bodem. Bodems onder verhard en onverhard terrein hebben verschillende concentratieprofielen. Bij een onverhard terrein is er een grotere verversingsflux van het bodemoppervlak dan bij een onverharde bodem.

De uitvoer van bodemluchtmetingen is beschreven in de internationale standaard ISO 10381-7. Hierin staan richtlijnen voor de uitvoer van ontwerp, bemonstering en veiligheid van bodemluchtmonsternamen in zowel natuurlijk, gecultiveerd terrein als in stedelijk gebied.

Hieronder worden twee toepassingen van bodemluchtmetingen toegelicht.

a) Het in kaart brengen van de verontreiniging, afperking van de bron en het in beeld brengen van potentiële risico's voor de mens

Wanneer aan de randvoorwaarden wordt voldaan kunnen veel en snelle bemonsteringen worden uitgevoerd met de verloren-punt-methode. Hierbij wijzen verhoogde bodemlucht concentraties op een verontreiniging met bijvoorbeeld VOC's. Gevonden concentraties kunnen worden uitgeplot op een kaart waarna iso-concentratielijnen worden ingetekend. Aan de hand van de kaart kunnen dan bron, pluim en niet verontreinigde sublocaties worden aangewezen. In deze fase zijn relatieve concentraties (concentratieverschillen tussen sublocaties) vaak nog voldoende.

b) Ter ondersteuning van de actuele risicobeoordeling

De humane risico's worden in eerste instantie meestal beoordeeld met een blootstellingsmodel. Wanneer de resultaten niet leiden tot een duidelijk oordeel zijn aanvullende metingen wenselijk.

Bodemluchtmetingen kunnen bijdragen aan de verbetering van de risicobeoordeling. Voor een duidelijke onderzoeksstructuur is een risicohypothese waardevol. Voorbeelden van hypothesen:

1. Zijn verhoogde concentraties in de (binnen)lucht te wijten aan de verontreinigde bodem?
2. Kan de aanwezige bodemverontreiniging leiden tot onacceptabele uitdamping van verontreinigingen?

De meetdata dienen in geval van de eerste vraag alleen antwoord te geven op de vraag of er verhoogde waarden aanwezig zijn. Het onderzoek van Knol-de Vos et al. (1998) is een mooi voorbeeld hiervan. Bij een dergelijk onderzoek moeten uiteraard voorwaarden worden gesteld aan te behalen detectiegrenzen, seizoen, permeabiliteit, heterogeniteit van de onderzoekslocatie, vochtgehalte en voldoende dichtheid (dekkingsgraad) van de metingen (in oppervlak en diepte).

De tweede vraag is moeilijker te bevestigen of te weerleggen. Metingen in de binnenlucht hebben waarschijnlijk de voorkeur. Echter, indien de mogelijkheden voor binnenluchtmetingen ontbreken (het betreft een nog te bebouwen locatie) of indien deze metingen niet tot een bevredigend resultaat leiden kunnen aanvullende metingen in de bodemlucht een goede kans bieden.

Bij de interpretatie zal worden geprobeerd correlaties te leggen tussen de gemeten concentraties in de bodem, het grondwater, de bodemlucht en eventueel gemeten

concentraties in de binnenlucht. Hiertoe kunnen bijvoorbeeld de resultaten van bodemluchtmetingen in het blootstellingsmodel worden ingevoerd waarna verschillende scenario's kunnen worden doorgerekend.

Een belangrijke voorwaarde hierbij is dat de metingen in dezelfde periode en op dezelfde locatie plaatsvinden om zodoende temporele- en ruimtelijke variabiliteit in te dammen. Een goede planning van de metingen is daarom een absolute voorwaarde. Hiermee voorkomt men dat men de hele meetcampagne uitsmeert over meerdere maanden of zelfs jaren iets dat in de praktijk wel is geconstateerd. Of er correlaties tussen de concentraties in de verschillende milieucapartimenten daadwerkelijk bestaan kan het beste worden onderzocht door een combinatie van meten en modelleren.

6.4.2. Actieve en passieve meetmethoden voor bodemlucht

Ook voor wat betreft de bodemluchtbemonstering onderscheidt men passieve en actieve bemonstering.

Bij een actieve bemonstering onttrekt men een hoeveelheid bodemlucht op een specifieke diepte. De onttrokken bodemlucht wordt over een absorbens geleid om de vluchtige componenten vast te leggen of de bodemlucht wordt opgeslagen in een monsterzak of fles. Bij een passieve bemonstering brengt men een absorbens in de bodem en wacht enkele dagen totdat de aanwezige contaminanten zijn geabsorbeerd aan het absorbens door middel van diffusie. Het absorbens wordt in het laboratorium geanalyseerd.

De verloren-punt-methode (actieve bemonstering) is het meest bekend. Hierbij wordt een tijdelijke peilbuis in de grond gebracht door middel van een slagapparaat en wanneer de gewenste diepte is bereikt wordt de buis wat opgelicht. Vervolgens wordt er in de buis een capillair aangebracht die de punt van de peilbuis los drukt en wegduwt. De zo ontstane open ruimte in de bodem wordt gebruikt om de bodemlucht aan te zuigen.

Door middel van het meten van de concentratie CO₂ van de bodemlucht en deze te vergelijken met die van de buitenlucht kan men controleren of men via het capillair geen lucht uit de omgeving aanzuigt. Hierbij wordt gebruik gemaakt van het feit dat de CO₂-concentratie in de bodemlucht hoger is dan van de buitenlucht.

De aangezogen bodemlucht kan vervolgens over een absorbens geleid worden of worden opgeslagen in een monsterhouder. Daarnaast is het mogelijk om de lucht ter plaatste te beoordelen door middel van een mobiele analysemethode, bijvoorbeeld via een draagbare gaschromatograaf. De tijdsduur van de meting kan zowel momentaan zijn als tijdsgemiddeld. Na de meting worden het capillair en de peilbuis verwijderd, de punt blijft achter in de bodem. Door snelle plaatsing van de peilbuis en de korte duur van de meting zijn de kosten van deze methode laag. Nadeel van het inbrengen van de verloren-punt is dat dit door een slagapparaat gebeurt waardoor geen inzicht wordt verkregen in het bodemprofiel of de bodemlaag van waaruit de lucht wordt aangezogen.

Een andere methode voor bodemluchtmeting is het gebruik van een peilbuis met luchtfilter. Deze peilbuis is, in tegenstelling tot de verloren-punt-methode, niet van tijdelijke aard en kan bijvoorbeeld gebruikt worden tijdens campagnes voor het langdurig monitoren van de bodemlucht. Bij deze methode wordt extra aandacht besteed aan het goed afsluiten van het boorgat met filterzand en bentoniet zodat er geen lucht uit de omgeving kan worden aangezogen. Onder aan de peilbuis kan een filterkous of een trechter bevestigd worden. Bij een filterkous wordt de lucht cilindrisch en bij een trechter radiaal aangetrokken. Nadeel van deze methode is de plaatsingsduur en het feit dat enkele dagen gewacht moet worden met

meten omdat door het graven het bodemevenwicht verstoord is. Hierdoor zijn de kosten ook hoger dan bij het gebruik van de verloren-punt-methode.

Voor een snelle screening of het in beeld brengen van de verontreinigingscontouren is de verloren-punt-methode erg geschikt doordat het capillair eenvoudig en snel is aan te brengen. Het installeren van een volledige peilbuis met filter neemt aanzienlijk meer tijd in beslag maar daar staat tegenover dat de buis meerdere malen is te gebruiken.

Een derde methode die gebruikt maakt van een peilbuis is de zogenaamde ‘head-space’ meting. Uit een bestaande peilbuis voor grondwatermetingen kan lucht gezogen worden waar vervolgens de uitdamping vanuit het grondwater bepaald kan worden. Voordeel is dat geen nieuwe peilbuis geplaatst hoeft te worden, maar een nadeel is dat er geen inzicht wordt verkregen in de invloed die de bodemopbouw heeft op de uitdamping.

Andere actieve methoden zoals het gebruik van een fluxkamer of een gassonde zullen hier niet besproken worden. Deze technieken zijn te weinig gangbaar of te complex voor routinematige metingen. Voor meer informatie kan Provoost (2001) geraadpleegd worden.

Voor passieve metingen zijn weinig gangbare en gestandaardiseerde methoden beschikbaar. De Openbare Afvalstoffenmaatschappij voor het Vlaamse Gewest beveelt zelfs dergelijk methoden niet aan (OVAM, 2005). De techniek voor een passieve bodemluchtmeting betreft het aanbrengen van een cartridge met een adsorbens in een boorgat. Afhankelijk van de keuze van het absorptiemateriaal moet de cartridge drie dagen (bijvoorbeeld EMFLUX) tot zeven dagen (bijvoorbeeld GORE SORBER) in het monstergat blijven. Voor een passieve bemonstering is het van belang dat zich een evenwicht instelt tussen porielucht en adsorbens. Factoren die het evenwicht beïnvloeden zijn: temperatuur, vochtigheid, diffusiesnelheden. Hoe deze factoren de absorptie en het evenwicht beïnvloeden is nog weinig bekend.

Tabel 6 geeft een overzicht van beschikbare bemonsteringstechnieken. Voor de actieve bemonstering geldt dat de wijze van monstervastlegging op gelijke wijze als bij binnenlucht metingen uitgevoerd kan worden.

Tabel 6: Bemonsteringstechnieken bodemlucht

Actief / Passief	Techniek	Referentie
Actief	Verloren-punt-methode	Knol-de Vos et al., 1998 Hough et al., 1998a Hough et al., 1998b
	Boring (peilbuis) met luchtfilters	Vlaams Instituut voor Technologisch Onderzoek (2001)
	Boring met plaatsen van trechter en capillair	Van den Berg, handboek milieubeheer deel IV bodembescherming 1987
	Gassonde volgens Crow	Devitt et al., 1987 Provoost et al., 2001
	Bestaande peilbuis en head-space	geen referentie
	Oppervlakte flux kamer	Devitt et al., 1987
Passief	Cartridge met adsorbens in peilbuis. <i>Wordt niet aanbevolen</i>	Provoost et al., 2001

6.4.3. Opzet bemonstering

Vertrekpunt bij het bepalen van de strategie voor de bodemluchtmetingen zijn mogelijk de resultaten van de al gedane bodemonderzoeken (omvang verontreinigd gebied; waar zit de grootste verontreiniging, et cetera).

Vervolgens is het van groot belang om te onderkennen dat er een groot aantal bodemfysische-, meteorologische- en chemisch-biologische factoren is die de concentratie van een stof in de bodemlucht beïnvloeden. Verschillen treden op in ruimte en tijd. Zo kan de heterogeniteit van de bodemopbouw al grote concentratieverschillen veroorzaken zelfs in een relatief kleine ruimte (bijvoorbeeld binnen een oppervlak van <math>< 10 \text{ m}^2</math>). Ook kunnen verschillen optreden in de tijd (temporele variabiliteit). Er zijn zelfs verschillen bij metingen in opeenvolgende dagen, bijvoorbeeld door regenval en de daardoor fluctuerende vochthuishouding. De verwachting is dat de temporele variabiliteit kleiner is dan bij binnenluchtmetingen.

Tabel 7 geeft een overzicht van een aantal factoren die invloed hebben op de bodemluchtconcentratie en mogelijke oplossingen hoe met deze factoren om te gaan. Voor een goede meetstrategie en juiste interpretatie moeten deze factoren worden begrepen en, afhankelijk van de meetdoelstelling, worden meegenomen of juist worden uitgesloten.

Tabel 7: Factoren die de concentraties van verontreinigingen in de bodemlucht beïnvloeden

Factor	Waarom	Oplossing
Grondwater	Bodemvocht kan in de bemonsteringsbuis komen, of het absorbens bevochtigen	Metten minimaal 50 cm boven het freatisch vlak
Beïnvloeding atmosferische lucht	Aanzuiging van 'valse lucht'; vooral in de convectieve zone	Metten minimaal 50 cm-mv; in geval van bodemluchtfilters afdichten met bijvoorbeeld bentoniet
Bodemtype, porositeit	Verschillen in aanzuigdebiet	
Verstoring bodemopbouw, leidingen, puin, heteroog etc.	Voorkeursstroming; met name zal lucht uit de grovere poriën worden onttrokken	Herhaalde bemonstering (ruimtelijk) waarna middeling
Bodemtype, permeabiliteit, relatie met bodemvochtgehalte	Slechte doorlatendheid beperkt het debiet	Keuze actieve bemonstering of passieve bemonstering
Houdbaarheid monsters	Gaszakken zijn beperkt houdbaar; absorbens (passieve-) zijn langer gekoeld houdbaar	On-line meten
Type verontreiniging	Hoge/lagere vluchtigheid en absorptie	Keuze actief of passief; Vp en H vaststellen

Naast de factoren die de concentratie kunnen beïnvloeden speelt de heterogeniteit van de bodem en de daarin voorkomende contaminanten ook een rol. Er zijn geen gegevens gevonden van de mate van heterogeniteit van de bodem en de invloed op de variabiliteit van contaminanten in de bodemlucht. Aangenomen kan worden dat bij het nemen van een bodemluchtmonster het luchtmonster slechts representatief is voor een klein deel van het te bemonsteren bodemvolume doordat dit volume beperkt is⁵. Om inzicht te krijgen in de heterogeniteit en om extreme waarden te kunnen identificeren is het wenselijk om minimaal drie luchtmonsters te nemen op verschillende plaatsen in het verontreinigde gebied. Gezien

⁵ Uitgaande van een actief bodemmonster waarbij met 200 ml/min, gedurende een uur 12 l lucht radiaal wordt aangezogen valt te berekenen dat bij een luchtporositeit van 1/3 het totale bolvormige bemonsterde bodemvolume een diameter van circa 41 cm heeft.

het ‘zeer lokale karakter’ van elke bodemluchtmeting dient men bij een gebied van enige omvang zelfs meer dan drie monsters nemen. Het inzicht in de heterogeniteit wordt verkregen uit de variabiliteit van de monsters, uitgedrukt als standaardafwijking of variatiecoëfficiënt. De extreme waarden kunnen worden geïdentificeerd door hun grote afwijking ten opzichte van de overige monsters.

In Tabel 8 worden voorwaarden genoemd voor een goede actieve bodemluchtbemonstering (OVAM, 2001). Gesteld wordt dat stoffen voldoende vluchtig zijn. Het criterium hiervoor is de dampdruk ($V_p > 66 \text{ Pa}$) en Henry constante ($H > 0,1$). Naast de vluchtigheid zijn vochtgehalte, doorlatendheid en bodemopbouw (heterogeniteit, aanwezigheid van artefacten, leidingen, puin et cetera) belangrijke factoren. Deze factoren vergroten de spreiding in de meetresultaten (ruimtelijke spreiding). Indien men de variabiliteit wil registreren kan men deze door een slimme meetstrategie proberen in te schatten. Het nemen van veel monsters en deze statistisch te verwerken is een kansrijke benadering.

Tabel 8: Bodemluchtmetingen: voorwaarden (vrij naar OVAM, 2001)

Voorwaarden voor een meetreeks met kans op aantoonbare contaminanten en met beperkte spreiding	Toelichting
$V_p > 0,5 \text{ mmHg} (> 66 \text{ Pa})$ $H > 0,1$	De meest voorkomende verontreinigingen zijn op basis van dampdruk en Henry constante in Tabel 9 vermeld
Vochtgehalte $< 80\%$	
Geen kleiige bodems; goede doorlatende bodem	
Afwezigheid van puin (ongestoorde bodem)	
Detecteerbare hoeveelheid vluchtige componenten	

Een belangrijk punt bij de keuze van de bemonsteringsmethodiek is dat de vereiste detectiegrens kan worden gehaald. Op basis van modelberekeningen kan een indicatie worden verkregen van de minimaal te detecteren concentratie. In Tabel 9 wordt een opsomming gegeven van vluchtige verontreinigingen die op basis van het criterium $V_p > 66 \text{ Pa}$ én $H \geq 0,1$ met behulp van actieve bemonstering van bodemlucht kunnen worden gemeten. In de laatste kolom is, voor elke stof, de potentiële concentratie in de bodemlucht gegeven waarbij er een potentieel humaan risico aanwezig is⁶ (C binnenlucht \cong TCL). Men zou deze concentratie de potentiële grenswaarde voor bodemlucht kunnen noemen. Gezien de onzekerheid van de modelbenadering (de basis voor de berekening) zou de detectiegrens van de meting op minimaal 10% van de gegeven concentratie (laatste kolom) moeten liggen.

⁶ Voor de berekening werd aangenomen dat de bodemconcentratie gelijk was aan de interventiewaarde. De hypothetische concentratie in de binnenlucht (op basis van het standaard scenario en het blootstellingsmodel CSOIL2000) benadert dan de TCL.

Tabel 9 Stoffen die gemeten kunnen worden in bodemlucht middels actieve bemonstering

NAAM	Vp Pa	H -	Potentiële grenswaarde bodemlucht $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$
Benzeen	9500	0,2	40 10^3
Ethylbenzeen	950	0,3	1500 10^3
Tolueen	3000	0,2	830 10^3
m-Xyleen	800	0,2	1700 10^3
o-Xyleen	680	0,1	1700 10^3
p-Xyleen	860	0,2	1700 10^3
Dichloormethaan (methyleenchloride)	43000	0,1	4800 10^3
Tetrachloormethaan (carbontetrachloride)	9500	0,7	130 10^3
Tetrachlooretheen	1600	0,9	520 10^3
Trichloormethaan (chloroform)	20000	0,1	210 10^3
Trichlooretheen	5800	0,3	420 10^3
Vinylchloride	300000	18	7,3 10^3
1,1-dichloorethaan	25000	0,2	770 10^3
HCN (organisch)	99000	0,4	50 10^3
Monochloorbenzeen	1200	0,1	990 10^3
1,4-Dichloorbenzeen	90	0,1	120 10^3
1,2-Dichloorbenzeen	130	0,1	120 10^3
1,3-Dichloorbenzeen	150	0,1	120 10^3
1,3,5-Trichloorbenzeen	280	4,6	110 10^3
Styreen	530	0,1	1500 10^3
Fracties minerale olie			
alifatisch >EC5-EC6	51000	62	38000 10^3
alifatisch >EC6-EC8	8600	87	39000 10^3
alifatisch >EC8-EC10	820	140	2100 10^3
alifatisch >EC10-EC12	80	210	2100 10^3
aromatisch >EC5-EC7	11000	1,7	820 10^3
aromatisch >EC7-EC8	3200	1,0	830 10^3
aromatisch >EC8-EC10	820	0,6	410 10^3
aromatisch >EC10-EC12	80	0,2	380 10^3

6.4.4. Interpretatie van bodemluchtmetingen

Er is vooralsnog geen algemeen recept te geven voor de interpretatie van de resultaten van bodemluchtmetingen. Het VITO-rapport 'Werkwijze voor bodemluchtbemonstering' (Provoost, 2001) geeft een aantal algemene aanwijzingen voor interpretatie van data. Er is geen verschil gemaakt voor de verschillende doelstellingen. Provoost stelt dat de interpretatie een voornamelijk iteratief proces is waarbij uiteindelijk getracht wordt een correlatie te leggen tussen grond- en grondwaterconcentraties.

Dit is waarschijnlijk juist als het gaat om het begrijpen van de processen die leiden tot de uitdamping, migratie, eventuele afbraak et cetera, bijvoorbeeld een VOC-verontreiniging in het grondwater. Wanneer echter de doelstelling van het onderzoek helder is en zo mogelijk een duidelijke hypothese is gesteld dan is interpretatie van het meetresultaat eenvoudiger en kan wellicht doelgerichter en zonder tijdrovend iteratief proces plaatsvinden. Bij een juiste interpretatie zijn, naast de meetresultaten, de bijzonderheden van de locatie en de

omstandigheden tijdens de metingen (zie hoofdstuk 7; Documentatie luchtmetingen) erg belangrijk.

6.5. Conclusie en preferente technieken

Voor het meten van de chronische blootstelling aan vluchtige componenten in de binnenlucht is het noodzakelijk minimaal gedurende 1 week te meten. De exacte monstername tijd is af te leiden uit de specificaties van het absorptiemedium en, in het geval van actieve monstername, uit de snelheid van de luchtflow. Hierbij is het meestal noodzakelijk om van te voren uit te gaan van een verwachte luchtconcentratie. Indien er geen schatting gemaakt kan worden van de luchtconcentratie dan dient deze op de detectielimiet gesteld te worden. Deze meting dient in een andere periode herhaald te worden om zo enig inzicht te krijgen in de temporele variabiliteit. Het is verstandig om de metingen in duplo (of zelfs triplo) uit te voeren, hierdoor ontstaat meer zekerheid over de gemeten waarde en voorkomt dat een meting later overgedaan moet worden.

Voor actieve metingen wordt gebruik gemaakt van twee in serie geschakelde koolbuizen die met de opening naar beneden worden opgehangen. De eerste buis is voor het bepalen van de concentratie vluchtige stoffen, de tweede buis is voor de controle op doorbraak. Indien de concentraties in de tweede buis meer dan 5% bedragen dan die in de eerste, is doorbraak opgetreden en dient een nieuwe aangepaste meting uitgevoerd te worden. De luchtflow mag tijdens de meting niet meer dan 5% variëren, de flow dient daarom gecontroleerd te worden aan het begin en aan het einde van de meting.

Bij passieve methoden mag de luchtvochtigheid niet groter zijn dan de specificaties op het cartridge, welke meestal rond de 80% liggen. Dit betekent dat passieve metingen in vochtige omgevingen zoals buitenlucht, kruipruimtes en kelders niet mogelijk zijn. De tijdsduur van de meting is af te leiden uit de specificaties van het cartridge, met name de opnamesnelheid, en de te verwachte concentratie in de lucht.

Voor het meten van concentraties in bodemlucht dient eerst de bodemopbouw bepaald te worden door een losse boring. Daarna kan met de verloren-punt-methode in combinatie met actieve bemonstering en absorptie op een koolstofbuis monsterneming plaats vinden. Tijdens de monsterneming moet door middel van de CO₂-concentratie van de bodemlucht gecontroleerd worden of er geen lekstromen optreden.

7. Documentatie luchtmetingen

Om de meetresultaten goed te kunnen interpreteren is een goede documentatie van de verontreinigingssituatie en van het meetonderzoek (de locatie, meetomstandigheden et cetera gedurende de bemonstering en analyse) erg belangrijk. In dit hoofdstuk worden hiervoor aanwijzingen gegeven.

De documentatie betreft de locatie, de luchtbemonstering, de omstandigheden tijdens de metingen en het gebruik en gedrag van de mens tijdens de duur van de metingen.

7.1. Locatie

De gewenste informatie betreft de gehele verontreinigde locatie. De informatie kan afkomstig van verschillende bodemonderzoeken zoals het Oriënterend of Verkennend Onderzoek (NVN 5725 en NVN 5740) en het Nader Onderzoek (Lamé en Bosman, 1993; Van der Gaast et al., 1995).

Tabel 10: Registratie informatie over de verontreinigde locatie

Type informatie: locatie	Gegeven	Gebruikt voor:
Verontreinigingssituatie	<ul style="list-style-type: none"> • Aanwezige verontreinigingen, patroon • Bron / oorzaak / ouderdom • Bodemverontreiniging • Grondwaterverontreiniging • Drijfslag • Puur product aanwezig 	<ul style="list-style-type: none"> • Vaststelling trigger • Formulering doelstelling • Ontwerp meetstrategie • Eerste inschatting risico's en blootstellingsroutes • Inschatting potentiële uitdamping • Identificatie 'hot spots'.
Bodemgesteldheid en hydrologie	<ul style="list-style-type: none"> • Textuur en porositeit • Homogeen of gestoord • Aanwezigheid van puin etc. • Grondwaterstanden (laag, hoog variatie) • Grondwaterstroming 	<ul style="list-style-type: none"> • Inschatting ruimtelijke variatie / heterogeniteit • Inschatting temporele variatie • Bepaling gemiddelde concentratie op plaats van de meting • Keuze bemonsteringsmethodiek
Verontreiniging	<ul style="list-style-type: none"> • Concentraties in bodem en grondwater. • Ruimtelijke verdeling • Registratie monsters en meetresultaten • Actualiteit van de meting 	<ul style="list-style-type: none"> • Keuze meet en analysetechniek

7.2. Luchtmonstering: registratie, reden, data, techniek

Deze informatie betreft de nummering, data, meetperiode et cetera, betreffende uitgevoerde metingen.

Tabel 11: Registratie monstergegevens, bemonsteringsduur en type bemonstering

Type informatie Bemonstering	Gegeven	Gebruikt voor:
Registratie	<ul style="list-style-type: none"> • Monsternummer • Datum, tijd, adres, locatie • Gemeten stoffen • Reden voor de meting 	<ul style="list-style-type: none"> • Registratie, verantwoording • 'Quality Assurance' • Kwaliteitsbeoordeling en interpretatie • T.b.v. groepering van data
Bemonsteringsduur	<ul style="list-style-type: none"> • Tijd en datum (begin – eind) • Periode 	
Type bemonstering	<ul style="list-style-type: none"> • Bemonsteringstechniek • Actief / passief • Continu 	

7.3. Luchtbemonstering: meetlocatie

Informatie betreffende de meetlocatie / plek. Het schaalniveau van de informatie betreft de plaats van de metingen (adres).

Tabel 12: Registratie gegevens meetlocatie

Type informatie: meetlocatie	Gegevens	Gebruik
Meetlocatie (-object)	<ul style="list-style-type: none"> • Type gebouw (woonhuis, school, winkel, kantoor, sporthal etc.) 	<ul style="list-style-type: none"> • Beoordeling van blootstelling en risico
Meetplek (binnen het meetobject)	<ul style="list-style-type: none"> • Binnen / buitenlucht, kruipruimte, bodemlucht, anders • Plaats meting (woonkamer, keuken, kelder etc.) • Hoogte t.o.v. vloer • Afstand van muur/raam 	<ul style="list-style-type: none"> • Inzicht ruimtelijke variatie • Inzicht temporele variatie • Inzicht pad bron-receptor • Inzicht blootstellingsfactoren • Additionele bronnen • Omgevingsmilieu
Karakteristieken meetobject - gebouw	<ul style="list-style-type: none"> • Ouderdom van het gebouw • Ventilatie en isolatie • Wel/geen kruipruimte • Kwaliteit vloer 	<ul style="list-style-type: none"> • Interpretatie van meetdata • Toetsing
Karakteristieken meetobject - milieu van de omgeving	<ul style="list-style-type: none"> • Omgeving; landelijk, stedelijk (centrum, sub-urbaan), verkeersintensiteit, industrie (zware-, chemische-, kleinschalige-) • Type / karakter eventuele emissies • Afstand van emissiebronnen 	

7.4. Weer, klimaat, seizoen, fysieke en temporele condities

Omstandigheden tijdens de duur van de meting.

Tabel 13: Registratie omstandigheden tijdens de meting

Type informatie	Gegevens	Van toepassing voor.../ Heeft impact op... /
Buiten	<ul style="list-style-type: none"> Gemiddelde temperatuur Windsnelheid Windrichting 	<ul style="list-style-type: none"> Inschatting invloed van omgevingskwaliteit Invloed van andere bronnen
Binnen (ter plekke van de meting)	<ul style="list-style-type: none"> Gemiddelde temperatuur Relatieve vochtigheid 	<ul style="list-style-type: none"> Betreft een 'normale' situatie Trek kruipruimte-woonkamer
Gebruik en verwarming	<ul style="list-style-type: none"> Functie en gebruik Oppervlak Hoogte Verwarming (CV, open haard, elektrisch, vloerverwarming, hot-air etc.) Brandstof (olie, gas, steenkool, hout, elektrisch) 	<ul style="list-style-type: none"> Beoordeling mogelijke invloed andere bronnen Trek kruipruimte-woonkamer
Situatieschets	<ul style="list-style-type: none"> Aantal ramen Situering ramen (o,w,n,z) Buitenmuren 	<ul style="list-style-type: none"> Beoordeling ventilatie Beoordeling warmteverdeling en luchtstroming
Ventilatie voor en tijdens meting. Beschrijving van de ventilatie voor en tijdens de metingen	<ul style="list-style-type: none"> Ventilatie ... h voor meting Deuren en ramen dicht ...h tijdens meting Normaal gebruik tijdens metingen (geen voorwaarden) Airco aan/uit Luchtverversing aan/uit 	<ul style="list-style-type: none"> T.b.v. interpretatie data. Beoordeling situatie in range best-case naar worst-case
Ruimte waarin wordt gemeten	Type en leeftijd-oud/nieuw <ul style="list-style-type: none"> Wandbekleding Vloerbedekking Meubels Recente veranderingen 	<ul style="list-style-type: none"> Invloed andere bronnen (verven, oplosmiddelen, conserveringsmiddelen etc.)

7.5. Gebruik en gedrag

Gebruik en gedrag tijdens de duur van de meting. Zie ook Bijlage 4, ‘Vragenlijst bewoners’.

Tabel 14: Registratie gebruik van de locatie en gedrag gebruikers

Type informatie	Gegevens	Van toepassing voor..../ Heeft impact op... /
frequentie gebruik	<ul style="list-style-type: none"> • aantal personen tijdens meting • aantal personen normaal 	<ul style="list-style-type: none"> • interpretatie van data; range best-case naar worst-case • invloed gedrag • inzicht andere bronnen • origine van piekconcentraties en ‘uitbijters’
gedrag	<ul style="list-style-type: none"> • roken voor meting • nee / ja tot hoeveel dagen ervoor • roken tijdens meting • aantal sigaretten • ander gedrag 	
gebruikte producten hoeveel en wat	<ul style="list-style-type: none"> • vloeronderhoud (was, cleaners) • meubelonderhoud • schoonmaakmiddelen (ramen en wanden) • insecticiden • luchtverfrissers • cosmetics, sprays • hobbies • overig 	

Literatuur

- Baars A.J., Theelen R.M.C., Janssen P.J.C.M., Hesse J.M., Van Apeldoorn M.E., Meijerink M.C.M., Verdam L., Zeilmaker M.J., (2001). Re-evaluation of human-toxicological Maximum Permissible Risk levels. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands. RIVM report 711701025.
- Bakker J., Lijzen J.P.A., Otte P.F., Wijnen van H.J., Rikken M.G.J. (2007, in prep.). Site-specific human-toxicological risk assessment of soil contamination with volatile compounds. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands. RIVM report 711701049.
- Brederode van N.E. (2002). GGD-richtlijn gezondheidsrisico's bodemverontreiniging. GGD Nederland, Utrecht.
- Brederode van N.E. (2004). GGD-richtlijn Gezondheidsrisico's voor omgeving bij bodemsanering. GGD Nederland, Utrecht.
- Clausen P. A. en Wolkoff P. (1997). Degradation products of Tenax TA formed during sampling and thermal desorption analysis: Indicators of reactive species indoors. *Atmospheric Environment* 31(5): 715-725.
- Devitt D.A., Evans R.B., Jury W.A., Starks T.H., Eklunk B., Gholson A. (1987). Soil Gas Screening for Detection and Mapping of Volatile Organics. National Well Water Association, Dublin, OH, 270 pp.
- Dusseldorp A., Bruggen van M., Douwes J., Janssen P.J.C.M., Kelfkens G. (2004). Gezondheidkundige advieswaarden binnenmilieu. RIVM Rapport 609021029, Bilthoven.
- Fast T., Kliet J. en Wiel van de H. (1987). De bijdrage van bodemverontreiniging aan de verontreiniging van de lucht in woningen. SDU, Publikatiereeks Milieubeheer 87-6, VROM, Den Haag.
- Gaast van der N.G., Priem van der A.L., Veld in't M., Wezenbeek J.M. (1995). Richtlijn nader onderzoek deel 1, voor specifieke categorieën van gevallen van bodemverontreiniging. ISBN: 90-12 08232-3, SDU-uitgevers, Den Haag.
- Goselink G. (2001). Verslag workshop "Bodemluchtmetingen; Beleid en techniek" van 20 november 2001 (via e-mail, archief P.F. Otte, RIVM).
- Hough B., Billets S., Argus R. (1998a). Environmental Technology Verification Report - performance verification of the W.L. Gore & Associates Gore-Sorber® screening survey. EPA/600/R-98/095. Las Vegas, NV: U.S. EPA, 1998.
- Hough B., Billets S., Argus R. (1998b). Environmental Technology Verification Report - performance verification of the Cradrel Services, Inc. Emflux® soil gas investigation system. EPA/600/R-98/096. Las Vegas, NV: U.S. EPA, 1998.
- ISO 16000-1 (2004). Indoor air - Part 1-11. <http://www.iso.org/iso/en/ISOOnline.frontpage> (datum 12-01-2007).
- Kliet J.J.G., Meiring H.D., Fortezza F., Knol-Vos de T., Zomer G. (1996). Vinylchloride en gechloreerde ethenen in de lucht van woon- en kruipruimten op het terrein Uniek (Schuttersgracht) te Gorinchem. RIVM Rapport 609021010 Bilthoven

- Knol-de Vos T., Fortezza F., Kliest J.J.G., (1998). Bodemlucht met de gassonde. RIVM Rapport 712601005. Bilthoven, Nederland.
- Lamé F.P.J. en Bosman R. (1993). Protocol voor het nader onderzoek deel 1, naar aard en concentraties van verontreinigde stoffen en de omvang van bodemverontreiniging. ISBN: 90-12 08083-5, SDU-uitgevers, Den Haag
- Lijzen J.P.A., Otte P.F., Kovar K., Swartjes F.A., Bloemen H., Hoogendoorn E., Krystek P., Ritsema R., Rompelberg C., Verschoor A. (2003). Evaluatie SaneringsUrgentieSystematiek; Knelpuntenanalyse en verkenning oplossingsrichtingen. RIVM, Bilthoven. RIVM rapport 711701033.
- Lijzen J.P.A., et al. (2007, in prep). Site-specific human-toxicological risk assessment of soil contamination. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands. RIVM report 711701050.
- Mil, van P.M.H. (2003). Onderzoek naar meetmethoden voor vluchtige verbindingen in binnenlucht. Archief laboratorium voor ecologische risicobeoordeling, RIVM, Bilthoven. RIVM LER notitie 03/01.
- NEN-ISO 10381-7 (2005). Monsterneming – Deel 7: Richtlijnen voor monsterneming van bodemlucht.
- NVN 5725 (1999). Bodem – Leidraad voor het uitvoeren van bodemonderzoek bij verkennend, oriënterend en nader onderzoek.
- NVN 5740 (1999). 2000) Bodem - Onderzoeksstrategie bij verkennend onderzoek - Onderzoek naar de milieuhygiënische kwaliteit van bodem en grond.
- OVAM (2001). Code van goede praktijk voor bemonstering van grond, grondwater, bodemvocht, bodemlucht en waterbodems 2001. Publicatienummer D/2001/5024/13. Openbare Afvalstoffenmaatschappij Vlaams Gewest. België.
- OVAM (2005). Vervolg onderzoek uitdamping en bodemverontreiniging. Deel 3: code van goede praktijk voor bepaling binnenluchtkwaliteit bij bodemverontreiniging. Openbare Afvalstoffenmaatschappij Vlaams Gewest.
- Provoost J., Bronders J., Van Keer I., Cornelis C. (2001). Werkwijze voor bodemluchtbemonstering. VITO 2001/IMS/R/219 Mol, België.
- Vlaams Instituut voor Technologisch Onderzoek (2001). Compendium voor monsterneming en analyse (CMA) in uitvoering van het afvalstoffendecreet en het bodemsaneringsdecreet. Deel 1. Monsterneming, 1/A6 Bodemluchtbemonstering. VITO, Mol, België.
- VROM (2000). Circulaire streef- en interventiewaarden bodemsanering, Staatcourant 2000, nr 39, pag. 1.
- VROM (2006). Circulaire Bodemsanering 2006. Staatscourant 28 april 2006, nr 83 pag. 34.

Bijlage 1: Overzicht van chronische grenswaarden

In deze bijlage wordt een overzicht gegeven van de chronische grenswaarden en CAS-nummers van vluchtige stoffen en groepen vluchtige stoffen die veel voorkomen bij bodemverontreinigingen. Bij elke grenswaarde is aangegeven wat de status en herkomst is (zie hoofdstuk, paragraaf 2.4). Daarbij wordt onderscheid gemaakt in TCL-waarden (Toelaatbare Concentratie in Lucht), voorlopige TCL waarden en voorlopige ad hoc TCL-waarden (aangeduid als TCL, vw resp. TCL, ah), 'chronic MRL' waarden van de ATSDR (aangeduid als ATSDR) en RfC waarden van de US-EPA (aangeduid als RfC). Voor drie stoffen, waarvoor geen TCL, 'chronic MRL' of RfC beschikbaar is, is een andere chronische grenswaarde gebruikt. Het overzicht is aangevuld door een lijst met referenties, waar de toxicologische grenswaarden uit afkomstig zijn.

Stofnaam	CAS nr	Chronische grenswaarde ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Herkomst chronische grenswaarde
1,1,1-Trichloorethaan	71-55-6	380	TCL 1)
1,1,2,2-Tetrachloorethaan	79-34-5	7,5	WHO 2)
1,1,2-Trichloor-1,2,2-trifluorethaan	76-13-1	27000	TCL, ah 3)
1,1,2-Trichloorethaan	79-00-5	17	TCL, vw 4)
1,1-Dichloorethaan	75-34-3	370	TCL, vw 1)
1,1-Dichlooretheen	75-35-4	14	TCL 4,5)
1,2-Dibroom-3-chloorpropaan	96-12-8	0,2	RfC 6)
1,2-Dichloorethaan	107-06-2	48	TCL 5,7)
1,3-Dichloorpropeen	542-75-6	9,2	ATSDR
1,4-Dioxaan	123-91-1	450	TCL, ah 8)
1-Chloornaphthaleen	90-13-1	1	TCL 7)
2-Butoxyethanol	111-76-2	985	ATSDR
2-Chloornaphthaleen	91-58-7	1	TCL 7)
4-Chloor-2-methylphenol	1570-64-5	90	TCL, vw 4)
4-Chloor-3-methylphenol	59-50-7	1300	TCL, vw 4)
Aceton	67-64-1	500	TCL, ah 9)
Acroleïne	107-02-8	0,5	TCL 10)
Acrylonitril	107-13-1	10	TCL 1,5)
Alfa-hexachloorcyclohexaan	319-84-6	0,25	TCL 7)
Aromatische oplosmiddelen	no CAS	800	TCL 1,11)
Benzeen	71-43-2	20	TCL 12)
Beta-hexachloorcyclohexaan	319-85-7	0,03	Duitse norm 13)
Blauwzuur (uit vrij cyanide)	74-90-8	25	TCL
Broomethaan	74-96-4	23	ATSDR
Butanol	71-36-3	550	TCL, vw 1)
Butylacetaat	123-86-4	1000	TCL 1)
Carbaryl	63-25-2	10	TCL 7)
Chlordaan	57-74-9	0,02	TCL, vw 1)
Chlooraniline	27134-26-5	4	TCL, vw 4)
Chloorbenzeen	108-90-7	500	TCL 7)
Chloorethaan	75-00-3	1000	TCL, ah 14)
Chloormethaan	74-87-3	105	ATSDR
Cis-1,2-dichloorethyleen	156-59-2	30	TCL, vw 7)
Cresol	1319-77-3	170	TCL 15)
Cyclohexaan	110-82-7	270	TCL, ah 16)

Stofnaam	CAS nr	Chronische grenswaarde ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Herkomst chronische grenswaarde
Cyclohexanon	108-94-1	136	TCL 7,17)
Dichlobenil	1194-65-6	15	TCL, ah 18)
Dichloorbenzeen	25321-22-6	600	TCL 7,19)
Dichloormethaan	75-09-2	3000	TCL 7)
Dichloorpropaan	26638-19-7	12	TCL 4)
Dichlorvos	62-73-7	0,6	ATSDR
Dicyclopentadien	77-73-6	16	Geurdrempel, ah 20)
Diisobutylketon	108-83-8	620	TCL, ah 21)
Dimethylformamide	68-12-2	30	TCL, ah 22)
Ethylacetaat	141-78-6	4200	TCL, vw 4)
Ethylaceton	107-87-9	875	TCL, ah 23)
Ethylbenzeen	100-41-4	770	TCL 7)
Ethyleenoxide	75-21-8	3	MTR 24)
Fenol	108-95-2	20	TCL 7)
Formaldehyde	50-00-0	1,2	TCL 1, 25)
Gamma-hexachloorcyclohexaan	58-89-9	0,14	TCL 7)
Heptachlor	76-44-8	0,5	TCL, vw 1)
Heptachlorepoxyde	1024-57-3	0,5	TCL, vw 1)
Heptaan	142-82-5	71	TCL, ah 26)
Hexachloorbenzeen	118-74-1	0,75	TCL 7)
Hexachloorcyclopentadien	77-47-4	2,3	ATSDR
Hexachloorethaan	67-72-1	27	'TCL', ah 27)
Hexamethyleendiisocyanaat	822-06-0	0,07	ATSDR
Hexaan	110-54-3	200	TCL 28)
Isopropanol	67-63-0	2200	TCL 4)
Koolstofdisulfide	75-15-0	952	ATSDR
Kwik	7439-97-6	0,2	TCL 7)
Methanol	67-56-1	1100	TCL 1)
Methylethylketon	78-93-3	875	TCL 1)
Methyl-t-butylether	1634-04-4	2600	TCL 29)
Minerale olie, aromatisch, C10-C12	geen	200	TCL 7)
Minerale olie, aromatisch, C12-C16	geen	200	TCL 7)
Minerale olie, aromatisch, C16-C21	geen		
Minerale olie, aromatisch, C5-C7	geen	400	TCL 7)
Minerale olie, aromatisch, C7-C8	geen	400	TCL 7)
Minerale olie, aromatisch, C8-C10	geen	200	TCL 7)
Minerale olie, alifatisch, C10-C12	geen	1000	TCL 7)
Minerale olie, alifatisch, C12-C16	geen	1000	TCL 7)
Minerale olie, alifatisch, C5-C6	geen	18400	TCL 7)
Minerale olie, alifatisch, C6-C8	geen	18400	TCL 7)
Minerale olie, alifatisch, C8-C10	geen	1000	TCL 7)
Nafthaleen	91-20-3	10	ATSDR 30)
N-methylpyrrolidon	872-50-4	71	TCL, ah 31)
Octaan	111-65-9	71	TCL, ah 26)
Propyleenglycol	57-55-6	500	TCL, ah 32)
Pyridine	110-86-1	120	Geurdrempel 17,33)
Styreen	100-42-5	900	TCL 7)
Tetrachlooretheen	127-18-4	250	TCL 7)
Tetrachloormethaan	56-23-5	60	TCL 17)
Tetrahydrofuran	109-99-9	35	TCL 17)
Tetrahydrothiofeen	110-01-0	650	TCL 34)

Stofnaam	CAS nr	Chronische grenswaarde ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Herkomst chronische grenswaarde
Tolueen	108-88-3	400	TCL 7)
Trans-1,2-dichloorethyleen	156-60-5	80	TCL 1,7)
Tribroommethaan	75-25-2	100	TCL
Trichloorbenzeen	12002-48-1	50	TCL 7)
Trichlooretheen	79-01-6	200	TCL 7)
Trichloormethaan	67-66-3	100	TCL 17)
Vinylacetaat	108-05-4	200	RfC 35)
Vinylchloride	75-01-4	3,6	TCL 7)
Waterstofsulfide	7783-06-4	1	RfC 36)
Xylenen	1330-20-7	870	TCL 7)

- 1) RIVM, 1995.
- 2) WHO, 1998.
- 3) RIVM, 1996a.
- 4) RIVM, 1998.
- 5) Norm is gebaseerd op carcinogeniteit. Conform de definitie voor het Maximum Toelaatbaar Risico zoals vastgelegd in de VROM notitie 'Omgaan met Risico's' uit 1988, komt deze TCL overeen met de geschatte concentratie die bij levenslange expositie leidt tot een extra kankerrisico van 1 op de 10.000 (1 op 106 per jaar).
- 6) US-EPA, 1991a.
- 7) RIVM, 2001a.
- 8) RIVM, 1997a.
- 9) RIVM, 1994a.
- 10) RIVM, 1994b.
- 11) Voluit: hoog-kokende aromatische oplosmiddelen, ook wel aangeduid als aromatisch naphtha. Dit is een fractie van minerale olie die rijk is aan alkylbenzenen. De voornaamste alkylbenzenen in aromatisch naphtha zijn: iso-propylbenzeen, n-propylbenzeen, 1-methyl-4-ethylbenzeen, 1-methyl-3-ethylbenzeen, 1-methyl-2-ethylbenzeen, 1,3,5-trimethylbenzeen, 1,2,4-trimethylbenzeen en 1,2,3-trimethylbenzeen. De in de tabel genoemde TCL geldt voor het mengsel als geheel. Bodemverontreinigingen met op aromatisch naphtha gelijkende mengsels ontstaan bij lozing van benzine of andere petroleumproducten en daarop volgende verdamping van de vluchtige componenten (het achterblijvende residu is qua samenstelling vergelijkbaar met aromatisch naphtha). Grenswaarden voor minerale olie verontreinigingen in het algemeen zijn beschreven in RIVM (2001a). In het onderdeel getiteld 'Total petroleum hydrocarbons' in dat rapport, worden fractie-specifieke reference concentrations (=TCLs) genoemd die gebruikt kunnen worden wanneer de 'whole-product approach' (gebruik TCL voor het totale in de bodem aanwezige mengsel) niet toepasbaar is. Voor de aromatische fractie met daarin de genoemde alkylbenzenen - deze fractie bestaat in totaal uit 77 stoffen - wordt in het rapport over minerale olie een Reference Concentration aanbevolen van 200 microgram m^{-3} . Voor verdere informatie zie RIVM (2001a).
- 12) RIVM, 1999a.
- 13) Duitse chronische grenswaarde uit 1993.
- 14) RIVM, 1997b.
- 15) RIVM, 1994b; de geurdrempel van cresol bedraagt $13 \mu\text{g m}^{-3}$. De geurdrempel ligt daarmee onder de op toxicologische effecten afgeleide TCL.
- 16) RIVM, 1996b; cyclohexaan komt voor als bestanddeel van minerale olie. Minerale olie is recent beoordeeld op het RIVM in het kader van het project Bodeminterventiewaarden. Zie RIVM 2001a. In dit rapport wordt de groep van de C5-C8 alifatische koolwaterstoffen (lineaire zowel als vertakte) als een aparte fractie aangemerkt waarvoor een fractie-specifieke Reference Concentration (=TCL) werd afgeleid. Cyclohexaan valt onder deze fractie. De afgeleide Reference Concentration is $18,4 \text{ mg m}^{-3}$ (gebaseerd op een NOAEL van 10307 mg m^{-3} uit een chronische rattenproef). Voor verdere informatie wordt verwezen naar RIVM (2001a).
- 17) RIVM, 1991.
- 18) RIVM, 2000a.
- 19) De TCL van $600 \mu\text{g m}^{-3}$ geldt voor de isomeer 1,2- dichloorbenzeen. De TCL voor 1,4-dichloorbenzeen bedraagt $670 \mu\text{g m}^{-3}$ en voor 1,3- dichloorbenzeen is geen TCL afgeleid. Omdat in saneringsrapporten vrijwel nooit onderscheid wordt gemaakt tussen de drie isomeren van

- dichloorbenzeen, is er vanuit praktisch oogpunt voor gekozen de TCL van $600 \mu\text{g m}^{-3}$ te hanteren voor alle drie de isomeren.
- 20) RIVM, 1997c.
 - 21) RIVM, 2001b.
 - 22) RIVM, 1996c.
 - 23) RIVM, 1997d.
 - 24) Vanuit het luchtkwaliteitsbeleid gedefinieerde Maximaal Toelaatbare Risico als jaargemiddelde concentratie (VROM, 1999).
 - 25) De voor formaldehyde opgevoerde TCL is bedoeld als lange-termijn gemiddelde. De TCL is geëxtrapoleerd op basis van een NOAEL van $120 \mu\text{g m}^{-3}$ in een kortdurende studie bij de mens. Gezien de aard van het kritische effect van formaldehyde is de destijds gebruikte onzekerheidsfactor van 100 wellicht te hoog. Een alternatief voor de in de tabel opgevoerde TCL is de Air Quality Guideline van de WHO voor de algemene bevolking. Deze bedraagt $100 \mu\text{g m}^{-3}$ als 30-min gemiddelde (WHO, 2000).
 - 26) De opgevoerde TCL van 71 microgram is de TCL zoals afgeleid in 1991 voor benzine (RIVM, 1994b). Voor heptaan en octaan zijn sindsdien geen TCL-waarden afgeleid maar wel zijn deze stoffen meebeoordeeld in de recente evaluatie voor minerale olie (RIVM, 2001a). Deze laatste evaluatie vond plaats in het kader van de ontwikkeling van een bodeminterventiewaarde voor minerale olie en daarvan afgeleide producten. De groep van de C5-C8 alifatische koolwaterstoffen (lineaire zowel als vertakte) werd daarbij een als een aparte fractie aangemerkt waarvoor een fractie-specifieke Reference Concentration (=TCL) werd afgeleid. De afgeleide Reference Concentration is 18.4 mg m^{-3} (gebaseerd op een NOAEL van 10307 mg m^{-3} uit een chronische rattenproef). De belangrijkste C5-C8 alifatische koolwaterstoffen die onder deze fractie vallen zijn: n-pentaaan, n-heptaan, n-octaan, iso-pentaaan, methylpentaan, dimethylpentaan, trimethylpentaan, methylhexaan, methylheptaan, cyclohexaan en methylcyclohexaan. Voor verdere informatie wordt verwezen naar RIVM (2001a).
 - 27) Geen officiële TCL, maar een norm voor levenslange blootstelling, opgesteld in het kader van het project Integrale Normstelling (RIVM, 1993a).
 - 28) RIVM, 2000b.
 - 29) RIVM, 2004.
 - 30) Tot voor kort werd voor naftaleen een TCL gehanteerd die gelijk was gesteld aan de geurdrempel van $50 \mu\text{g m}^{-3}$ (RIVM, 1994b). Omdat de 'chronic MRL' van de ATSDR strenger is dan deze geurdrempel, is er voor gekozen in dit protocol deze 'chronic MRL' te gebruiken.
 - 31) RIVM, 1999b.
 - 32) RIVM, 1997f.
 - 33) Opmerking: In RIVM (1994b) wordt voor pyridine een geurdrempel van $40 \mu\text{g m}^{-3}$ gerapporteerd.
 - 34) RIVM, 1993b.
 - 35) US-EPA, 1991b.
 - 36) US-EPA, 1995.

Referenties bij het overzicht

Interne notities zijn op te vragen bij de betreffende RIVM laboratoria en centra.

RIVM (1991) Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden. RIVM-rapport 725201005.

RIVM (1993a) Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden. RIVM-rapport 715801001. Betreft addendum op rapport 725201005.

RIVM (1993b) Derivation of maximum permissible concentrations for volatile compounds in air. RIVM rapport 679101010.

RIVM (1994a) Bodemverontreiniging met aceton, voorlopige evaluatie humane toxicologie. Interne notitie van P. Janssen aan J. Kliet oktober 1994, Inspectie onderzoek, Milieucalamiteiten en Drinkwater, RIVM, Bilthoven.

RIVM (1994b) Update of the exploratory report Acrolein. RIVM rapport 601014001.

RIVM (1994c) Beoordelingssystematiek bodemkwaliteit ten behoeve van bouwvergunningaanvragen. RIVM-rapport 715810001.

- RIVM (1995) Human-Toxicological Criteria for Serious Soil Contamination: Compounds evaluated in 1993 & 1994. RIVM-rapport 715810009.
- RIVM (1996a) Mogelijkheid tot afleiden van voorlopige MTR voor CFK-113. Interne notitie van M. Wouters & P. Janssen aan J. Kliest, 7 oktober 1996. Inspectie onderzoek, Milieucalamiteiten en Drinkwater, RIVM, Bilthoven.
- RIVM (1996b) Afleiding van voorlopige MTR voor cyclohexaan. Interne notitie van J. van Engelen & P. Janssen aan J. Kliest, 1 oktober 1996. Inspectie onderzoek, Milieucalamiteiten en Drinkwater, RIVM, Bilthoven.
- RIVM (1996c) Bodemverontreiniging met dimethylformamide, voorlopige evaluatie humane toxicologie. Interne notitie van J. van Engelen & P. Janssen aan J. Kliest, 17 juni 1996. Inspectie onderzoek, Milieucalamiteiten en Drinkwater, RIVM, Bilthoven.
- RIVM (1996d) Voorlopige MTR-waarde voor n-hexaan. Interne notitie van P. Janssen & J. van Engelen aan F. Swartjes, 26 oktober 1996. Laboratorium voor Ecologische Risicobeoordeling, RIVM, Bilthoven.
- RIVM (1997a) Ad hoc advies inzake 1,4-dioxaan. Intern advies uitgebracht door P. Janssen et al. in opdracht van J. Kliest, 24-3-1997. Inspectie onderzoek, Milieucalamiteiten en Drinkwater, RIVM, Bilthoven.
- RIVM (1997b) Ad hoc advies inzake monochloorethaan i.v.m. aanwezigheid van monochloorethaan in de bodem. Intern advies uitgebracht door M. Wouters & P. Janssen in opdracht van J. Kliest, 16 december 1997. Inspectie onderzoek, Milieucalamiteiten en Drinkwater, RIVM, Bilthoven.
- RIVM (1997c) Dicyclopentadien: voorlopige humaan-toxicologische MTR voor de afleiding van een EBVC. Interne notitie van M. Meijerink & P. Janssen aan F. Swartjes, 26 oktober 1996. Laboratorium voor Ecologische Risicobeoordeling, RIVM, Bilthoven.
- RIVM (1997d) Afleiding voorlopige MTR voor ethylaceton - voorlopige evaluatie humane toxicologie n.a.v. vraag van RIMH Noord Brabant in opdracht van J. Kliest, 22-7-1997. Inspectie onderzoek, Milieucalamiteiten en Drinkwater, RIVM, Bilthoven.
- RIVM (1997e) Herevaluatie MTR_{lucht} van MTBE. Brief van W.H. Könemann aan H. Herremans, 13 juni 1997 (brief 1670/97 CSR HK/WM/pw). Stoffen Expertise Centrum, RIVM, Bilthoven.
- RIVM (1997f) Ad hoc advies inzake propyleenglycol i.v.m. lekkage van propyleenglycol uit warmtepompen. Intern advies uitgebracht door P. Janssen & M. Meijerink in opdracht van J. Kliest, 1 december 1997. Inspectie onderzoek, Milieucalamiteiten en Drinkwater, RIVM, Bilthoven.
- RIVM (1998) Maximum Permissible Risk Levels for Human Intake of Soil Contaminants: Fourth Series of Compounds. RIVM-rapport 711701004.
- RIVM (1999a) Revision of the human MTR for benzene. Concept rapport, 6 juni 1999 (RIVM-CSR report 6326A00).
- RIVM (1999b) Ad hoc advies inzake N-methylpyrrolidon: afleiding voorlopige humaan-toxicologische MTR. Intern advies uitgebracht door A.J. Baars & P. Janssen in opdracht van J. Kliest, 4 april 1999. Inspectie onderzoek, Milieucalamiteiten en Drinkwater, RIVM, Bilthoven.

- RIVM (2000a) Ad hoc advies inzake dichlobenil en metaboliet BAM: afleiding voorlopige humaan-toxicologische MTR. Intern advies uitgebracht door P. Janssen & M. van Raaij in opdracht van J. Kliest, 26-4-2000. Inspectie onderzoek, Milieucalamiteiten en Drinkwater, RIVM, Bilthoven.
- RIVM (2000b) Ad hoc advies inzake n-hexaan: afleiding voorlopige humaan-toxicologische MTR. Intern advies uitgebracht door P. Janssen & G. Speijers in opdracht van M. Mennen, 19 januari 2000. Inspectie onderzoek, Milieucalamiteiten en Drinkwater, RIVM, Bilthoven.
- RIVM (2001a) Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. Auteurs: A.J. Baars et al. RIVM rapport 711701025.
- RIVM (2001b) Ad hoc advies inzake diisobutylketon: afleiding voorlopige humaan-toxicologische MTR. Intern advies uitgebracht door P. Janssen & G. Speijers in opdracht van J. Kliest, 10-01-2001. Inspectie onderzoek, Milieucalamiteiten en Drinkwater, RIVM, Bilthoven.
- RIVM (2004) Risicogrenzen voor MTBE (Methyl tertiair Buthyl Ether) in bodem, sediment, grondwater, oppervlaktewater en ten behoeve van drinkwaterbereiding. Auteurs: F.A. Swartjes, A.J. Baars, R.H.L.J. Fleuren, P.F. Otte. RIVM rapport 711701039.
- US-EPA (1991a) IRIS-file voor 1,2-Dibromo-3-chloorpropane (DBCP) (CAS 96-12-8) Last Revised, 10/01/1991.
- US-EPA (1991b) IRIS-file voor vinyl acetate. Last Revised, 10/01/1991.
- US-EPA (1995) IRIS-file voor hydrogen sulfide. Last Revised, 05/11/1995.
- VROM (1999) Stoffen en normen. Overzicht van belangrijke stoffen en normen in het milieubeleid. Samson, Alphen aan den Rijn. VROM, Den Haag.
- WHO (1998) 1,1,2,2-tetrachloorethane. WHO/IPCS, CICAD no. 3.
- WHO (2000) Air Quality Guidelines for Europe - Second edition. WHO Regional Publications, European Series No. 91.

Bijlage 2: Overzicht van geurdrempels van stoffen

In deze bijlage wordt een overzicht gegeven van geurdrempels van vluchtige stoffen en groepen vluchtige stoffen die veel voorkomen bij bodemverontreinigingen. De geurdrempels zijn afgeleid uit literatuurgegevens. De geraadpleegde referenties zijn na het overzicht vermeld. Omdat de waarden van geurdrempels van een stof soms sterk uiteen liggen is er voor gekozen zowel de laagste gerapporteerde waarde als de mediaan van de gerapporteerde waarden in het overzicht op te nemen. De in het overzicht vermelde waarden zijn afgerond. In de kolom 'Opmerkingen' is aangegeven wanneer de in de literatuur gerapporteerde waarden ver uiteen liggen ('brede range aan waarden') of als slechts één literatuurwaarde ('één waarde') is gevonden.

Stofnaam	CAS nr	Geurdrempel Mediaan ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Geurdrempel Laagste waarde ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Beschrijving van de geur	Opmerkingen
1,1,1-Trichloorethaan	71-55-6	900.000	90.000	zoetig, chloroformachtig	
1,1-Dichloroethaan	75-34-3	600.000	200.000	chloroformachtig	
1,1-Dimethylhydrazine	57-14-7	20.000	10.000	ammoniakachtig, amine-achtig, visachtig	
1,2-Dichloorethaan	107-06-2	100.000	20.000	zoet	
1,4-Dioxaan	123-91-1	2.000	10	zoet, alcoholachtig, etherachtig	brede range aan waarden
2-Butoxyethanol	111-76-2	10.000	500	zoetig, esterachtig	
Acenafteen	83-32-9	500	500	geen beschrijving	één waarde
Aceton	67-64-1	200.000	9.000	fruitig	
Acroleïne	107-02-8	800	50	afstotend, stekend	
Acrylonitril	107-13-1	20.000	4.000	ui, knoflook	
Benzeen	71-43-2	80.000	5.000	zoet, aromatisch	
Blauwzuur (uit vrij cyanide)	74-90-8	2.000	900	bittere amandelgeur	
Broomethaan	74-96-4	100.000	10.000	etherachtig	
Butanol	71-36-3	5.000	400	ranzig, muffig	
Butylacetaat	123-86-4	2.000	9	zoete banaangeur	brede range aan waarden
Chloorbenzeen	108-90-7	7.000	400	amandelachtig, schoensmeergeur	
Chloorethaan	75-00-3	10.000	10.000	geen beschrijving	één waarde
Chloorfenol	25167-80-0	400	20	medicinaal	
Cis-1,2-dichloorethyleen ¹⁾	156-59-2	40.000	300	scherp, chloroformachtig	brede range aan waarden
Cresol	1319-77-3	10	0,5	zoet, teerachtig, fenolachtig	brede range aan waarden
Cyclohexaan	110-82-7	1.000	1.000	zoet, aromatisch	één waarde
Cyclohexanon	108-94-1	10.000	500	zoet, pepermuntachtig	
Dichloorbenzeen	25321-22-6	90.000	10.000	kamferachtig	
Dichloorfenol	25167-81-1	1.000	1.000	geen beschrijving	één waarde
Dichloormethaan	75-09-2	300.000	5.000	zoet, chloroformachtig	brede range aan waarden
Dichloorpropaan	26638-19-7	10.000	1.000	zoet	
Dicyclopentadien	77-73-6	70	20	scherp, zoet	
Diisobutylketon	108-83-8	1.000	700	zoetig, esterachtig	
Ethanol	64-17-5	100.000	300	zoet, alcoholisch	brede range aan waarden

Stofnaam	CAS nr	Geurdrempel Mediaan ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Geurdrempel Laagste waarde ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Beschrijving van de geur	Opmerkingen
Ethylacetaat	141-78-6	20.000	20	fruitig, prettig	brede range aan waarden
Ethylbenzeen	100-41-4	90.000	9.000	aromatisch	
Fenol	108-95-2	700	20	medicinaal zoet	
Formaldehyde ²⁾	50-00-0	10.000	30	stekend, hooi-achtig	brede range aan waarden
Heptaan	142-82-5	600.000	200.000	benzine-achtig	
Hexachloorcyclopentadien	77-47-4	200	2	scherp, bijtend	brede range aan waarden
Hydrazine	302-01-2	4.000	3.000	ammoniakachtig, visachtig	
Isopropanol	67-63-0	200.000	8.000	scherp, alcoholachtig	
Koolstofdissulfide	75-15-0	400	20	zoet, etherachtig	
Methanol	67-56-1	200.000	1.000	zoet-zuur	brede range aan waarden
Methylethylketon	78-93-3	10.000	700	zoet, aceton-achtig	
Methyl-t-butylether	1634-04-4	900	900	uitgesproken vies	één waarde
Naftaleen	91-20-3	800	50	teerachtig	
Octaan	111-65-9	500.000	70.000	benzine-achtig	
Pyridine	110-86-1	900	9	walgingwekkend, stinkend	brede range aan waarden
Styreen	100-42-5	3.000	70	scherp, rubberachtig	brede range aan waarden
Tetrachlooretheen	127-18-4	100.000	10.000	gechloreerde oplosmiddelgeur	
Tetrachloormethaan	56-23-5	1.000.000	300.000	zoet, stekend	
Tetrahydrofuran	109-99-9	20.000	300	etherachtig	brede range aan waarden
Tetrahydrothiofeen	110-01-0	3	3	stinkend	één waarde
Tolueen	108-88-3	20.000	600	zuur, verbrand, rubberachtig	
Trans-1,2-dichloorethyleen ¹⁾	156-60-5	40.000	300	scherp, chloroformachtig	brede range aan waarden
Trichlooretheen	79-01-6	50.000	1.000	oplosmiddelachtig	brede range aan waarden
Trichloormethaan	67-66-3	700.000	300.000	zoet, verstikkend	
Vinylacetaat	108-05-4	800	400	zuur, scherp	
Vinylchloride	75-01-4	40.000	30.000	zoet	
Waterstofsulfide	7783-06-4	6	1	rotte eieren	
Xylenen	1330-20-7	8.000	400	zoet	

¹⁾ De geurdrempels zijn vastgesteld voor een mengsel van 50% cis-1,2-dichloorethyleen en 50% trans-1,2-dichloorethyleen. Uit praktische overwegingen kan deze geurdrempel voor beide isomeren worden gehanteerd.

²⁾ De irritatiedrempel van formaldehyde ($1500 \mu\text{g m}^{-3}$) is lager dan de geurdrempel (mediaan).

Bronnen

Gegevens over de geurdrempels (mediaan en laagste waarde) en over de beschrijving van de geur zijn afkomstig uit de volgende bronnen:

Ruth, J.H. Odor thresholds and irritation levels of several chemical substances; a review. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.*, 47, A 142-151, 1986.

HSDB (Hazardous Substance Data Base), National Library of medicine, Bethesda, Maryland, USA, 2001.

AIHA (American Industrial Hygiene Association). Odor thresholds for chemicals with established occupational health standards. Akron, OH: AIHA, 1989.

Devos, M., F. Patte, J. Rouault, P. Laffort and L.J. van Gemert. Standardized human olfactory thresholds. New York: Oxford University Press, 1990.

Bijlage 3: Beschrijving methoden voor momentane metingen

Mobiele GC of GC-MS (in combinatie met Tedlar bag)

Met een mobiele GC of een GC/MS kunnen direct metingen van concentraties vluchtige componenten worden uitgevoerd. Met behulp van de interne pomp van het instrument wordt gedurende korte tijd (meestal enkele seconden) een luchtmonster genomen. De in dit monster aanwezige vluchtige componenten worden in een kolom gescheiden, gevolgd door bepaling van de concentratie met behulp van een PID⁷, een FID⁸, een ECD⁹ of, bij een mobiele GC/MS, een ingebouwde massaspectrometer¹⁰. Van belang is dat voorafgaand aan de metingen een geschikte kolom in het instrument wordt geïnstalleerd en dat het instrument wordt gekalibreerd met ijkgasen met bekende concentraties van de te verwachten componenten.

Met de GC en GC/MS kan continu worden gemeten, waardoor ze geschikt zijn om momentane metingen te verrichten en in de gaten te houden of de signaalwaarde al dan niet wordt overschreden. Een nadeel van de methode is de korte monsternametime. Hierna moet worden gewacht tot de analyse is afgerond – dit duurt meestal 15 tot 30 min – voor een volgend monster kan worden genomen. Dit probleem kan worden ondervangen door met een pomp over langere tijd een luchtmonster te nemen in een Tedlar bag, waaruit door het instrument vervolgens een deelmonster wordt genomen. Op die manier kunnen gemiddelde concentraties over bijvoorbeeld 10 min worden gemeten.

Met het instrument kunnen vele vluchtige organische componenten specifiek en op laag niveau – in de orde van ppbs – worden gemeten. Alleen zeer vluchtige stoffen zoals lichte alkanen kunnen niet worden bepaald. Een nadeel van de mobiele GC is dat de bediening van het instrument een grote mate van deskundigheid vereist. Een mobiele GC is ook geschikt voor bodempluimmetingen

Elektrochemische cel

Elektrochemische cellen zijn eenvoudige sensoren om de concentratie van één specifieke gasvormige component in de lucht te meten. De te analyseren lucht diffundeert naar de cel in de sensor, waar een elektrochemische reactie plaatsvindt waarna het ontstane spanningsverschil wordt omgerekend in de concentratie van de te bepalen component. De concentratie wordt afgelezen op een display.

Met deze sensoren kan continu worden gemeten, waardoor ze met name geschikt zijn om momentane metingen te verrichten op de meest risicovolle plek en in de gaten te houden of de signaalwaarde al dan niet wordt overschreden. Op elke sensor kunnen alarmniveaus worden ingesteld, zodat de sensor een waarschuwingssignaal (continue fluittoon en knipperende lamp) geeft bij overschrijding van het alarmniveau. Als alarmniveau kan bijvoorbeeld de signaalwaarde worden gekozen. De meeste typen sensoren zijn uitgerust met een logger, waarmee de gemeten concentraties worden vastgelegd.

Er zijn elektrochemische cellen beschikbaar voor diverse, met name anorganische, gassen zoals voor H₂S, HCN, NH₃, Cl₂, HCl, NO, NO₂ en SO₂. Slechts enkele van deze gassen zijn te verwachten bij bodemsaneringen.

⁷ Photo Ionisatie Detector

⁸ Flame Ionisation Detector

⁹ Electron Capture Detector

¹⁰ Met de massaspectrometer kunnen ook eventuele ‘onbekende’ (d.w.z. niet verwachte) stoffen in de aangezogen lucht worden geïdentificeerd.

Een nadeel van de methode is de hoge detectielimiet voor de betreffende stof, vaak in de orde van 1 ppm. Ook hebben de meeste sensoren last van kruisgevoeligheid van andere componenten dan de te meten verbinding. Deze kruisgevoeligheden zijn echter redelijk goed bekend en er kan bij de interpretatie van de metingen dus rekening mee worden gehouden. Een belangrijk voordeel is het grote gebruiksgemak.

FTIR spectrometer

Met een FTIR¹¹ spectrometer kunnen concentraties van een breed scala aan gasvormige (organische, maar ook een aantal anorganische) componenten in lucht worden gemeten. De lucht wordt met een interne pomp aangezogen in een meetcel, waar ze met infrarood licht wordt bestraald. Een deel van het licht wordt door de te meten stof geabsorbeerd. Omdat de absorptie golflengte-specifiek is, kunnen met deze methode afzonderlijke componenten tegelijk worden gemeten, zij het dat slechts van enkele stoffen tegelijk een betrouwbare concentratie kan worden bepaald. De concentraties kunnen worden afgelezen en de meetwaarden worden ook vastgelegd met behulp van een logger.

Met de FTIR spectrometer kan continu worden gemeten, waardoor ze met name geschikt is om momentane metingen te verrichten op de meest risicovolle plek en in de gaten te houden of de signaalwaarde al dan niet wordt overschreden.

Met het instrument kunnen diverse gassen worden gemeten waaronder een aantal componenten die veel bij saneringen voorkomen (benzeen, toluen, xylenen, styreen, 1,2-dichlooretheen, trichlooretheen, fenol, cresolen, formaldehyde en HCN). Het instrument moet wel van tevoren worden gekalibreerd met ijk-gassen van de te meten componenten. Sommige veelvuldig voorkomende componenten kunnen niet of onvoldoende nauwkeurig worden gemeten (onder andere vinylchloride en naftaleen).

Een nadeel van de methode is de hoge detectielimiet die, afhankelijk van de stof, 0,1 tot 5 ppm kan bedragen. Ook verblinding door vocht en CO₂ kunnen soms een probleem vormen. Een ander nadeel is dat de bediening van het instrument een behoorlijke mate van deskundigheid vereist, zeker vergeleken met bijvoorbeeld de elektrochemische cellen.

¹¹ Fourier Transform InfraRed

Bijlage 4: Vragenlijst bewoners

Inventarisatie bronnen van vluchtige stoffen

Naam:

Adres:

1.

Zijn tijdens de meetperiode oplosmiddelen gebruikt zoals:

Terpentine	ja	nee	
Wasbenzine	ja	nee	
Verfverdunner	ja	nee	
Kwastenreiniger	ja	nee	
Zilver/Koperpoets	ja	nee	

2.

Is tijdens de meetperiode geverfd of gelakt?

In de woonkamer	ja	nee	wat	opp. in m ²
Elders in huis	ja	nee	wat	opp. in m ²
Buitenshuis	ja	nee	wat	opp. in m ²

3.

Is er de laatste 3 maanden geverfd of gelakt in huis:

ja	nee	wat	opp. in m ²
----	-----	-----	------------------------

4.

Is er tijdens de meetperiode nieuwe vloerbedekking of wandbekleding aangebracht?

ja	nee	met lijm	zonder lijm
----	-----	----------	-------------

5.

Is er gedurende de laatste 3 maanden nieuwe vloerbedekking of wandbekleding aangebracht?

ja	nee	met lijm	zonder lijm
----	-----	----------	-------------

6.

Zijn er tijdens de meetperiode nieuwe (grotere) artikelen in de huiskamer geplaatst zoals b.v. meubilair:?

ja	nee	zo ja, wat?
----	-----	-------------

7.

Zijn er de afgelopen 3 maanden nog nieuwe (grotere) artikelen in de huiskamer geplaatst, zoals b.v. meubilair?

ja	nee	zo ja, wat?
----	-----	-------------

8.

Zijn er tijdens de meetperiode oppervlaktebehandelingsproducten gebruikt?

Teakolie	ja	nee
Boenwas	ja	nee
Polish	ja	nee
Bleekmiddel	ja	nee
Impregneermiddel	ja	nee
Tapijtshampoo	ja	nee
Bijenwas	ja	nee
Schoensmeer	ja	nee

9.

Is er tijdens de meetperiode gebruik gemaakt van spuitbussen?

Haarlak	ja	nee
Luchtverfrisser	ja	nee
Deodorant	ja	nee
Insectenverdelger	ja	nee
Anders, nl:	...	hoe vaak?
Waren dit spuitbussen met drijfgas of een handpompje?	ja	naa

10.

Zijn er tijdens de meetperiode nog andere artikelen gebruikt waar misschien vluchtige stoffen uit kunnen komen?

B.v. olie/spirituslampen, modelbouw/doe het zelf enz.

11.

Hoeveel sigaretten zijn er tijdens de meetperiode gerookt in huis?

..... per dag

12.

Is er tijdens de meetperiode kleding van de chemische reiniging teruggekomen?

ja / nee

13.

Waarmee wordt gestookt?

c.v. op gas	ja	nee	
c.v. op olie	ja	nee	
Open haard	ja	nee	hoe vaak?
Oliekachel	ja	nee	
Gaskachel	ja	nee	

Dank voor uw medewerking!