



Vlaanderen
is bodembewust

Code van Goede Praktijk:
**Evaluatie van
uitdampingsrisico's in het
kader van bodem- en grond-
water-verontreinigingen**

SAMEN MAKEN WE
MORGEN MOOIER

OVAM

WWW.OVAM.BE

**Code van Goede Praktijk:
Evaluatie van
uitdampingsrisico's in het
kader van bodem- en
grondwater-
verontreinigingen**

Documentbeschrijving

1. *Titel publicatie*

Code van Goede Praktijk: Evaluatie van uitdampingsrisico's in het kader van bodem- en grondwater-verontreinigingen

2. *Verantwoordelijke Uitgever*

Danny Wille, OVAM, Stationsstraat 110, 2800 Mechelen

3. *Wettelijk Depot nummer*

4. *Aantal bladzijden*

95

5. *Aantal tabellen en figuren*

12 tabellen, 25 figuren

6. *Prijs**

n.v.t.

7. *Datum Publicatie*

Maart 2019

8. *Trefwoorden*

Bodemverontreiniging, risico-evaluatie, vluchtige stoffen, bodemluchtmetingen, binnenluchtmetingen

9. *Samenvatting*

De code van goede praktijk geeft richtlijnen voor de evaluatie van uitdampingsrisico's van vluchtige stoffen in het kader van het bodemdecreet, en omvat:

- 1) elementen voor het opstellen van een conceptueel model,
- 2) aandachtspunten voor een zo correct mogelijke inschatting van het risico voor de aanwezige bewoners/gebruikers van een gebouw ten gevolge van aanwezige verontreiniging in bodem en/of grondwater;
- 3) richtlijnen voor het opstellen van meetstrategieën voor de uitvoering van bodem- en binnenluchtmetingen in het kader van humane risicobeoordeling; en
- 4) een verduidelijking van bestaande wetgeving en toetsingswaarden.

10. *Begeleidingsgroep en/of auteur*

Van Keer Ilse, Touchant Kaat, Cornelis Christa, Vos Johan (VITO)
Van Gestel Griet, Fonteyne Sam, Tallon Joris (OVAM)

11. *Contactperso(n)en*

Sam Fonteyne, Joris Tallon, Griet Van Gestel

12. *Andere titels over dit onderwerp*

Gegevens uit dit document mag u overnemen mits duidelijke bronvermelding.

De meeste OVAM-publicaties kunt u raadplegen en/of downloaden op de OVAM-website: <http://www.ovam.be>

Inhoudstafel

Inhoudstafel	5	
1	Inleiding	7
2	Dampintreding	9
2.1	Vluchtige stoffen	9
2.1.1	Dampdruk (dampspanning)	9
2.1.2	Henry coëfficiënt	9
2.2	Opwaartse emissie naar het maaiveld – bodemoppervlak	10
2.3	Verdunning en verversing	11
2.4	Risico-beoordeling	11
2.4.1	Risico-beoordeling op basis van modellering	11
2.4.2	Risicobeoordeling op basis van bodemlucht- en binnenluchtmetingen	11
3	Opstellen van een conceptueel site model	13
3.1	Doel	13
3.2	Uitdampingsroute	15
3.2.1	Verontreinigingsbron	16
3.2.2	Type polluenten	17
3.2.3	Transportmechanismen	17
3.2.4	Transportroute van de bron naar de receptor	17
3.3	Biologische afbraak	18
3.3.1	“Oxygen shadow” onder gebouwen	20
3.3.2	Natuurlijke afbraak petroleumkoolwaterstoffen versus VOCLs	20
3.3.3	Evaluatie Natuurlijke afbraak	21
3.4	Bodemvochtigheid	21
3.5	Afstand verontreiniging tot gebouw	22
3.5.1	Laterale insluitingszone	22
3.5.2	Verticale screeningsafstand	23
3.6	Gebouweigenschappen	25
3.6.1	Funderingen – Welfsels - kelders	25
3.6.2	Luchtstromingen in een gebouw	26
3.7	Binnenbronnen	30
3.8	Invloed van buitenbronnen	31
3.9	Seizoenale invloeden	31
4	Methodiek voor de bepaling van uitdampingsrisico's	33
4.1	Initiële screening noodzaak uitvoering evaluatie uitdampingsrisico	33
4.2	Risicobeoordeling met blootstellingsmodel	33
4.2.1	STAP 1 – Worst case berekening	33
4.2.2	STAP 2 – Luchtgerelateerde aspecten voor verfijning risico tgv vervluchtiging	34
4.2.3	STAP 3 – Uitvoeren van luchtmetingen, evaluatie meetresultaten	36
4.2.4	STAP 4 – Aangepaste Risicoberekening op basis van de resultaten van de uitgevoerde luchtmetingen	40
5	Staalnamestrategie & -methodiek bodem- en binnenluchtmetingen in het kader van de evaluatie van uitdampingsrisico's	44
5.1	Terreinbezoek	44
5.2	Bepalen van de onderzoeksstrategie	44
5.2.1	Bodemlucht versus binnenluchtmetingen	45
5.2.2	Actieve versus passieve (bodem)luchtstaalname	45
5.2.3	Onderzoeksstrategie bodemluchtmetingen	47
5.2.4	Onderzoeksstrategie binnenluchtmetingen	52
5.3	Staalnameprogramma	53
5.3.1	Bodemluchtmetingen	53
5.3.2	Binnenluchtmetingen	56

5.3.3	Buitenluchtmetingen	59
5.3.4	Frequentie van staalname:	59
Bijlage 1:	Lijst van tabellen	63
Bijlage 2:	Lijst van figuren	65
Bijlage 3:	Bibliografie	67
Bijlage 4:	Begrippenlijst	70
Bijlage 5:	Overzicht elementen CSM	73
Bijlage 6:	Vaak voorkomende binnenbronnen en de hieraan gerelateerde chemische stoffen	73
Bijlage 7:	Bijlage C: Controlelijst bodemlucht- en binnenluchtmetingen	77
	Administratieve gegevens	77
	Verontreinigingskarakteristieken	77
	Bodemkarakteristieken	77
	Gebouwkarakteristieken (invullen per gebouw waarvoor een risico op dampintreding bestaat)	78
Bijlage 8:	Verfijnde risico-analyse - Overzicht relevante FAQs S-risk	81
Bijlage 9:	Overzicht internationaal bestaande toetsingswaarden voor bodemlucht	87
	New Jersey Vapor Intrusion Screening Levels	89
	Benadering	89
	US-EPA Vapor Intrusion Screening Levels	90
	Benadering	90
	North Carolina Division of Waste Management Vapor Intrusion Screening Levels	91
	Benadering	91
	California Human Health Screening Levels	92
	Benadering	92
	New Hampshire Groundwater to Indoor Air Screening Levels	93
	Benadering	93
	Canada Environmental Quality Criteria	94
	Benadering	94

1 Inleiding

Dampintreding¹ is de migratie van vluchtige parameters (e.g. VOCs, semi-VOCs, vluchtige kwikverbindingen en H₂S) vanuit de verzadigde zone naar de onverzadigde zone en vervolgens naar de omgevingslucht (i.e. binnen- en/of buitenlucht) of vanuit de onverzadigde zone naar de omgevingslucht. Hierbij kan accumulatie van vluchtige parameters optreden in ondergrondse structuren zoals bijvoorbeeld de fundering en kelders van bovenliggende gebouwen of rioleringen / afvoerleidingen, waarna ze vervolgens migreren naar de binnenlucht. In het kader van de humane risico-evaluatie (HRE), die deel uitmaakt van een beschrijvend bodemonderzoek (BBO), is de verspreidingsroute “uitdamping naar de binnen- en buitenlucht” en de daaraan gekoppelde blootstellingsroute voor vluchtige componenten “inhalatie in binnen- en buitenlucht” vaak bepalend voor de totale blootstelling. Bij historische verontreiniging is een risicobeoordeling bepalend om na te gaan of er al dan niet een ernstige bedreiging uitgaat van de verontreiniging. Bij nieuwe verontreiniging wordt de risicobeoordeling aangewend om de urgentie van de sanering te kunnen inschatten. Hierbij worden risicomodellen zoals bijvoorbeeld S-Risk aangewend om 1) binnenluchtconcentraties te voorspellen, 2) de blootstellingsrisico's van gebruikers van een gebouw aan eventuele toxische parameters te evalueren en 3) om de noodzaak van voorzorgsmaatregelen of sanering te bepalen.

Daar humane risicomodellen (o.a. S-Risk) een ‘vereenvoudiging’ zijn van de werkelijkheid (reële situatie) worden de relevante processen niet altijd (correct) meegenomen en kan het humaan risico ten gevolge van dampintreding in bepaalde situaties zowel overschat als onderschat worden. In de praktijk blijkt dat met betrekking tot de interpretatie van het uitdampingsrisico (i.e. het humaan risico als gevolg van dampintreding) 1) het conceptueel model in vele gevallen onvoldoende wordt uitgewerkt; 2) niet altijd rekening wordt gehouden met de aanwezigheid van mogelijke binnenbronnen (bv. schoonmaakproducten, materialen uit kunststof, verwarmingsketel) en/of buitenbronnen (verkeer, emissies van specifieke industrieën) die aanleiding kunnen geven tot verhoogde achtergrondwaarden en 3) er onduidelijkheid bestaat betreffende de toe te passen toetsingswaarden voor binnenluchtkwaliteit.

Indien het model aangeeft dat inhalatie van lucht een belangrijke blootstellingsroute is en aanleiding geeft tot een mogelijk risico (HRE-in), dan is het belangrijk om het risico door vervluchtiging op adequate wijze in te schatten en te begroten door het uitvoeren van bodemlucht- en binnenluchtmetingen.

In voorliggende code van goede praktijk (CGP) voor de bepaling van uitdampingsrisico's van VOC's in het kader van het bodemdecreet worden 1) elementen aangereikt voor het opstellen van een conceptueel model, 2) aandachtspunten opgesteld waarmee rekening dient te worden gehouden om te komen tot een zo correct mogelijke inschatting van het risico voor de aanwezige bewoners/gebruikers van een gebouw ten gevolge van aanwezige verontreiniging in bodem en/of grondwater; 3) richtlijnen opgenomen voor het opstellen van meetstrategieën voor de uitvoering van bodem- en binnenluchtmetingen in het kader van humane risicobeoordeling en 4) de bestaande wetgeving en toetsingswaarden verduidelijkt.

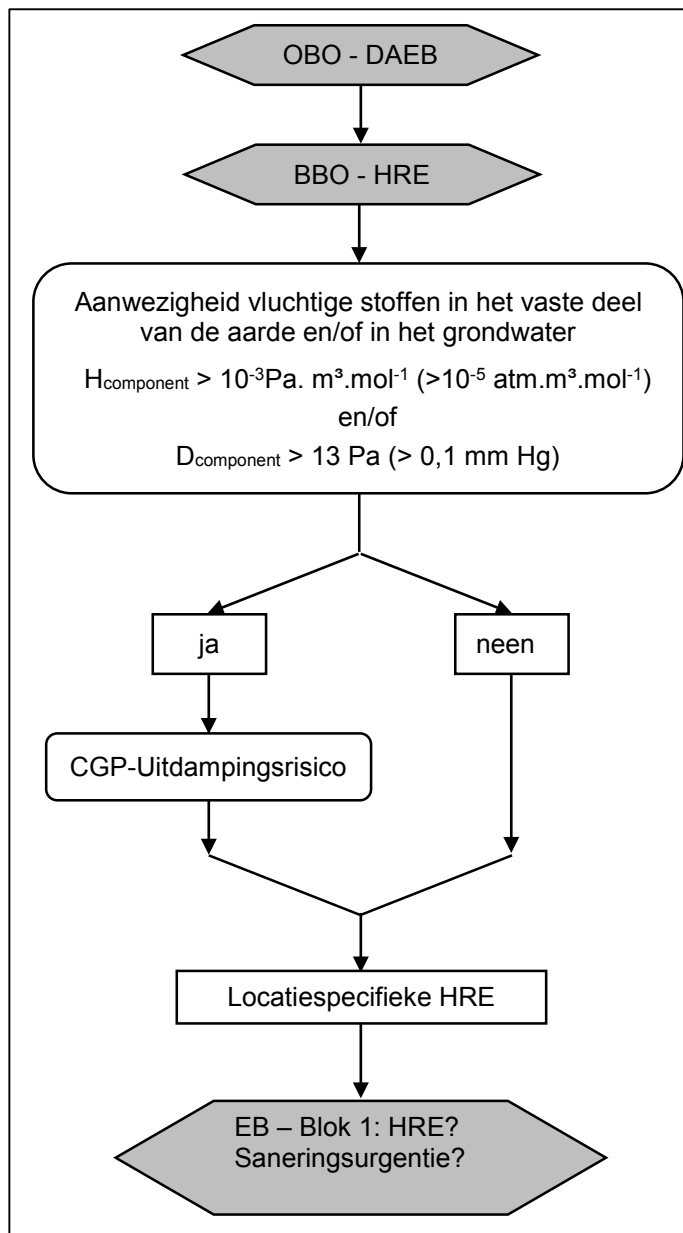
De CGP-Uitdampingsrisico sluit aan bij de richtlijnen weergegeven voor het uitvoeren van een locatiespecifieke humane risico-evaluatie in het kader van het BBO. Deze richtlijnen zijn opgenomen in de standaardprocedure BBO (SP-BBO) en in de basisinformatie voor risico-evaluaties (www.ovam.be). De CGP-Uitdampingsrisico is echter specifiek gericht op de humane risico-beoordeling in het kader van mogelijke uitdamping van bodemverontreiniging met VOC's

¹ Engels: vapor intrusion

naar binnen- en/of buitenlucht (Figuur 1), met als doel een betere onderbouwing te voorzien met betrekking tot de beoordeling “Ernstige bedreiging (EB) – blok 1: Humane Risico’s”.

De richtlijnen opgenomen in hoofdstuk 5 “Staalnamemethodiek & -strategie bodem- en binnenluchtmetingen in het kader van de evaluatie van uitdampingsrisico’s” hebben geen betrekking op de uitvoering van bodemluchtmetingen in het kader van onderzoek naar bronzones en/of de opvolging van bodemsaneringswerken.

Technische richtlijnen om een representatief (bodem)luchtstaal te bekomen waarvan de samenstelling overeenkomt met de gemiddelde samenstelling van de te bemonsteren (bodem)lucht zijn opgenomen in de geactualiseerde CMA procedure “CMA/1/A.6 – Bodemlucht, binnenlucht, omgevingslucht en emissies bij saneringen – ontwerp” (<https://emis.vito.be/nl/ontwerpmethoden-cma>).



Figuur 1: Schema toepassing CGP-uitdampingsrisico bij de beoordeling “Ernstige bedreiging – Blok 1: Humane Risico’s” (H: Henry-coëfficiënt; D: dampdruk; HRE-in: Humane risico-evaluatie inhalatie)

2 Dampintreding

2.1 Vluchtige stoffen

Niet alle verontreinigingen kunnen worden gedetecteerd in de (bodem)lucht. Alleen die stoffen die voldoende vluchtig zijn en op basis van de chemische eigenschappen (voornamelijk dampdruk en Henry coëfficiënt) onder normale standaard atmosferische omstandigheden² kunnen verdampen, moeten bij de evaluatie van uitdampingsrisico's in rekening worden gebracht.

2.1.1 Dampdruk (dampspanning)

De dampdruk van een stof ($D_{\text{contaminant}}$) geeft de druk die een damp uitoefent wanneer deze in evenwicht is met de zuivere vloeistof of zuivere vaste fase. Dampdruk is een maat voor de neiging tot verdamping. Hoe hoger de dampdruk, hoe meer de component zal verdampen naar de gasfase.

2.1.2 Henry coëfficiënt

De Henry coëfficiënt ($H_{\text{contaminant}}$) is een maat voor de verdeling van een stof tussen de waterfase en de gasfase waarmee deze in contact staat. Zowel de dimensieloze Henry coëfficiënt uitgedrukt als het quotiënt van de evenwichtsconcentratie in de luchtfase met de evenwichtsfase in de waterfase als de Henry coëfficiënt uitgedrukt in $\text{Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$ worden gehanteerd. Stoffen met een dimensieloze Henry coëfficiënt van meer dan 1 komen preferentieel voor in de gasfase terwijl stoffen met een dimensieloze Henry coëfficiënt van minder dan 1 preferentieel in de waterfase voorkomen.

In het algemeen kan gesteld worden dat de CGP Uitdampingsrisico betrekking heeft op de evaluatie van mogelijke uitdamping van gassen en dampen:

- een gas is een stof die zich bij standaard druk en temperatuur in gasvormige toestand bevindt (bv. CO);
- damp (vapor) is de gasvormige toestand van een stof die zich bij standaard druk en temperatuur in vloeibare fase bevindt (bv. benzeen).

Het betreft meer bepaald parameters die gekenmerkt worden door een Henry-coëfficiënt groter dan $10^{-3} \text{ Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$ ⁽³⁾ en/of een dampdruk groter dan 13 Pa ⁴.

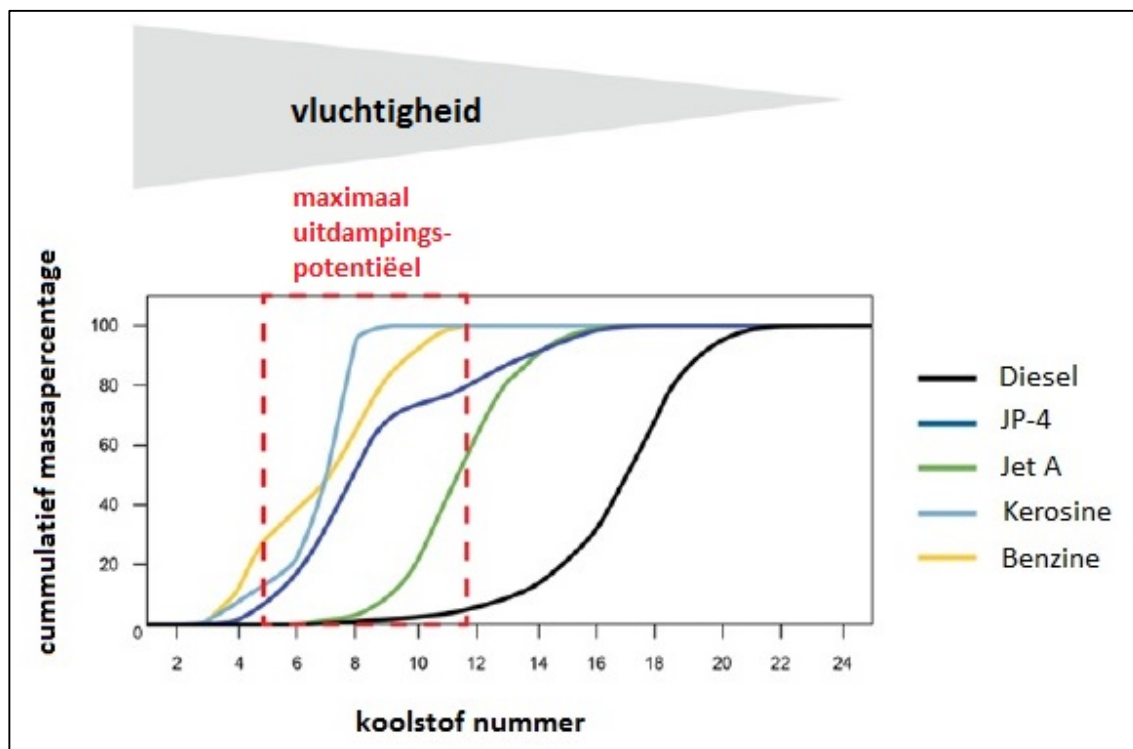
Met betrekking tot minerale olieverontreiniging wordt de vluchtigheid bijgevolg bepaald in functie van het type minerale olie. Hoe korter de ketenlengte, hoe vluchtiger het type minerale olie (Figuur 2).

Fysico-chemische eigenschappen van pollutanten zijn terug te vinden in de stoffenfiches van S-Risk (www.s-risk.be).

² Standard atmosferische druk: $101,3 \text{ kPa} = 1 \text{ atm} = 760 \text{ mmHg}$ & omgevingstemperatuur: $293 \text{ K} = 20^\circ\text{C}$

³ $>10^{-5} \text{ atm}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$

⁴ $> 0,1 \text{ mm Hg}$



Figuur 2: Overzicht van verschillende brandstoftypes in relatie tot de vluchtigheid (ITRC, 2014)

2.2 Opwaartse emissie naar het maaiveld – bodemoppervlak

Vluchtige stoffen in bodem of grondwater gaan hierin in zekere mate, bepaald door de dampdruk en de Henry-coëfficiënt, naar de dampfase. Onder invloed van een concentratiegradiënt tussen de verontreinigde laag en het gebouw grijpt transport plaats naar het gebouw. Dit proces wordt diffusief transport genoemd. Diffusief transport kan zowel plaatsvinden in het grondwater als in de bodemlucht. Door de veel hogere diffusiecoëfficiënten in bodemlucht is diffusie via de gasfase van de bodem over het algemeen dominant bij normale bodemomstandigheden.

Onder invloed van temperatuursverschillen tussen de bodem en gebouwen en onder invloed van windeffecten, kunnen drukverschillen optreden tussen de bodemlucht en de binnenlucht van gebouwen. Deze drukverschillen geven aanleiding tot verplaatsingen van de aanwezige lucht (ondergrondse 'winden') die de in de bodemlucht aanwezige verontreinigingen met zich meedragen (convectief transport).

Het relatief aandeel van beide verspreidingsprocessen wordt bepaald door de verontreinigingsparameters (vluchtigheid, locatie van de verontreiniging,...), door de bodemkenmerken (vochtgehalte, luchtpermeabiliteit,...) en door de locatiespecifieke kenmerken (aanwezigheid en constructie van de kelder,...). Daarnaast kunnen preferentiële kanalen in de bodem en in het gebouw een grote invloed hebben op de verspreiding van de pollutanten via de dampfase (riolering, toe- en afvoerbuizen, spouwmuuren, scheuren in vloeren,...).

2.3 Verdunning en verversing

Zodra de aanwezige verontreinigingen in het gebouw zijn gemigreerd, treedt verdunning op. De mate van verdunning hangt samen met de constructie (kelder, kruipruimte, volume van het gebouw,...) en de ventilatie van het gebouw. De hieruit resulterende concentratie bepaalt of er risico's aanwezig zijn voor de aanwezige bewoners of gebruikers van het gebouw.

Dampintreding kan echter sterk fluctueren in de tijd, vooral als gevolg van klimatologische factoren (neerslag, temperatuur, wind, ...). Daarnaast kunnen allerhande processen leiden tot wijziging in concentraties in de bodem (eg. biodegradatie, vervluchtiging), in bodemlucht (toegenomen sorptie) en in het gebouw (ventilatie) in functie van de tijd.

2.4 Risico-beoordeling

Het risico door vervluchtiging kan ingeschat worden door het gebruik van modellen en/of metingen. Beide benaderingswijzen hebben hun voor- en nadelen. Combinatie van beiden moet leiden tot een optimalisatie van de risico-beoordeling.

2.4.1 Risico-beoordeling op basis van modellering

Modellen (zoals bvb. S-Risk) vragen vaak een geringe onderzoeksinspanning. Zij kunnen over het algemeen gebruikt worden uitgaande van concentraties in het vaste deel van de aarde en/of het grondwater en bij gebruik van de standaardwaarden van beïnvloedende parameters. Op deze wijze hebben zij evenwel slechts een screeningsfunctie. Voor verfijning van de modellen is het belangrijk de informatie aan te vullen via een betere inschatting van locatiespecifieke gegevens met betrekking tot de bodem- en gebouwkenmerken.

Modellen kunnen echter leiden tot zowel een overschatting als een onderschatting van bodemlucht- en/of binnenluchtconcentraties vnl. als gevolg van:

- verkeerde aannames;
- vereenvoudigde voorstelling van de werkelijkheid:
 - onvoorzien en niet-te kwantificeren invloeden;
 - preferentiële aanvoerkanalen van omgevingslucht;
 - het niet in rekening brengen van biologische afbraak;
 - af- of toename van vuilvracht (in bodem en grondwater) in de tijd (cf. statische modellen).

Wanneer men weet dat er in de bodem preferentiële kanalen voorkomen en er bijvoorbeeld een niet geheel dichte riolering door de verontreiniging loopt, is het gebruik van modellen zoals S-Risk niet aangewezen, omdat in deze gevallen een onderschatting kan bekomen worden.

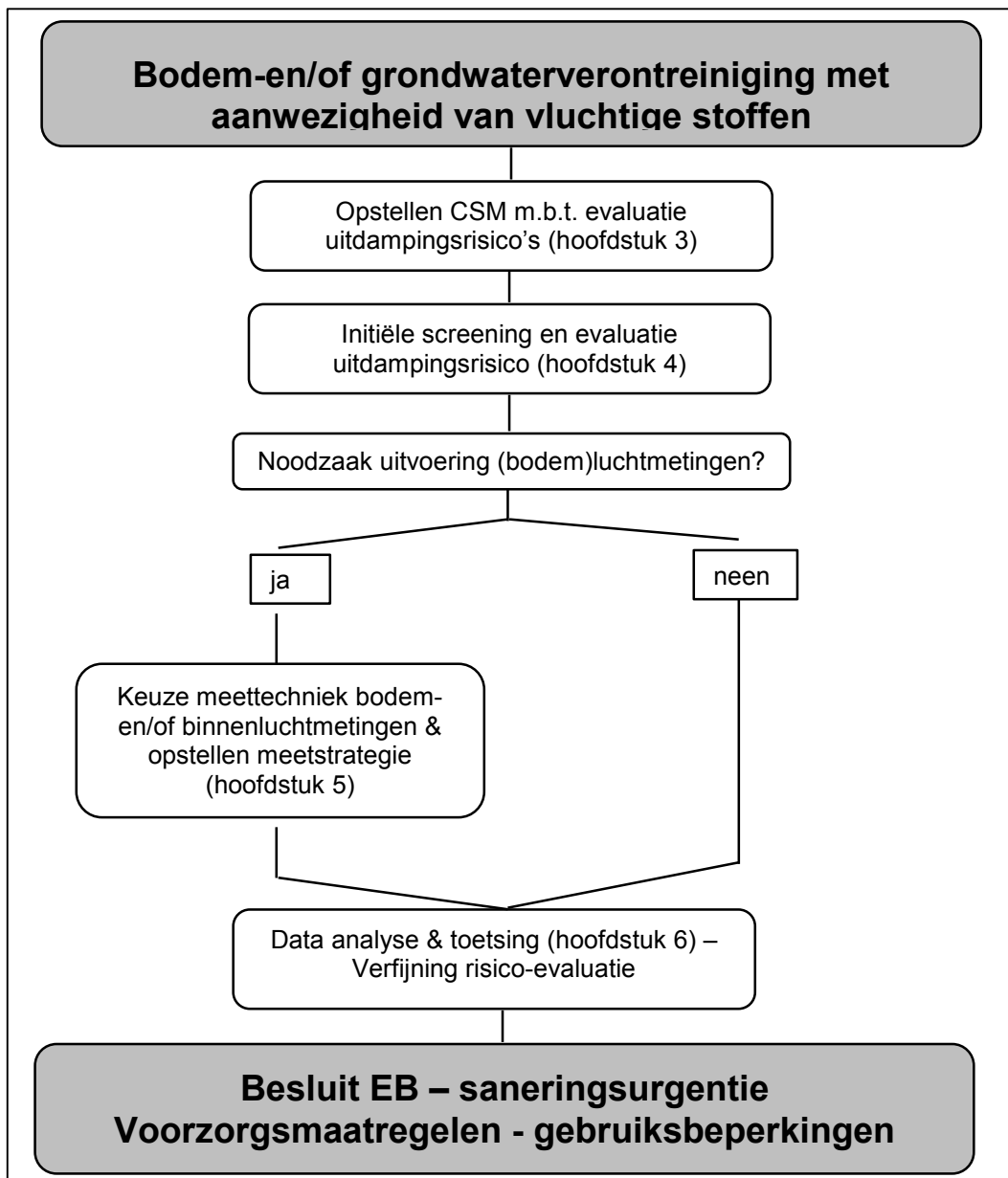
2.4.2 Risicobeoordeling op basis van bodemlucht- en binnenluchtmetingen

Om de evaluatie van uitdampingsrisico's beter te onderbouwen wordt aanbevolen om de meetresultaten van het vaste deel van de aarde en het grondwater aan te vullen met bodemlucht-, kelderlucht- en/of binnenluchtmetingen.

Het stroomschema in Figuur 3 geeft een schematisch overzicht van de verschillende fases bij de risico-beoordeling op basis van bodemlucht- en binnenluchtmetingen. Het stroomschema

wordt toegepast in een BBO wanneer aanwezige verontreinigingsparameters gecatalogeerd werden als vluchtige stoffen.

In eerste instantie wordt een gedetailleerd Conceptueel Site Model (CSM) uitgewerkt dat de relevante verspreidingswegen, blootstellingswegen en receptoren weergeeft inclusief de mogelijke uitdampingsrisico's en bijhorende relevante aspecten (zie hoofdstuk 3). Vervolgens wordt in hoofdstuk 4 toegelicht op welke wijze de mogelijkheid van het optreden van uitdampingsrisico's moet worden geëvalueerd en welke criteria moeten worden nagegaan m.b.t. het al dan niet uitvoeren van bodemlucht- en/of binnenluchtmetingen. In Hoofdstuk 5 wordt dieper ingegaan op de staalnamestrategie en –methodiek van bodemlucht- en/of binnenluchtmetingen. Hoofdstuk 6 licht tenslotte toe op welke wijze de resultaten van de uitgevoerde luchtmetingen gehanteerd kunnen worden in risicomodellen om tot een verfijnde berekening van het gezondheidsrisico te komen.



Figuur 3: Schematisch overzicht werkwijze HRE bij mogelijke uitdamping van bodem- en/of grondwaterverontreiniging

3 Opstellen van een conceptueel site model

3.1 Doel

Het Conceptueel site model (CSM) dat opgesteld wordt bij de uitvoering van een BBO (of OBBO) in het kader van het bodemdecreet (SP-BBO) geeft een beschrijving van de verontreinigingssituatie in bodem en grondwater en de bron-pad-receptor relatie, waarbij zowel rekening wordt gehouden met:

- de gekende als ontbrekende informatie van de verontreiniging in het vaste deel van de bodem en het grondwater;
- de kennis over het gedrag van de stof in bodem en grondwater (verspreiding, afbraak, oplosbaarheid, mobiliteit, vluchtigheid);
- de receptoren;
- de blootstellingswegen en de daaraan gekoppelde risico's voor ecosysteem en/of mens;
- de eventuele impact van grondwateronttrekking(en) in de omgeving;
- geplande of verwachte toekomstige ontwikkelingen.

Het CSM is dus een denkmodel dat evolueert tijdens de uitvoering van het BBO (of OBBO) en dat o.b.v. de vergaarde informatie een compleet beeld geeft van de verontreinigingssituatie ter hoogte van de onderzoekslocatie zelf en de nabije omgeving (i.e. tot waar de verontreiniging zich reeds verspreid heeft en/of mogelijk kan verspreiden). In de Basisinformatie voor risico-evaluaties – Deel 2-H – Uitvoeren van een locatiespecifieke humane risico-evaluatie⁵ wordt de opmaak van het CSM voor een globale humane risico-evaluatie in detail toegelicht.

Het opstellen en continu verfijnen van een CSM is van essentieel belang bij de evaluatie / interpretatie van uitdampingsrisico's en om eventuele (bodem)luchtmetingen correct te kunnen uitvoeren en interpreteren. Met betrekking tot de evaluatie van uitdampingsrisico's is het van fundamenteel belang een specifieke beschrijving op te nemen van alle mogelijke routes waarlangs de aanwezige vluchtige verontreinigingen kunnen uitdampen en aldus mogelijke receptoren (bv. de gebruikers/bewoners van een terrein of werknemers) kunnen bereiken. Het brengt daarom alle nodige elementen samen die de verspreiding van de verontreiniging via de bodemlucht naar de binnenlucht kunnen beïnvloeden:

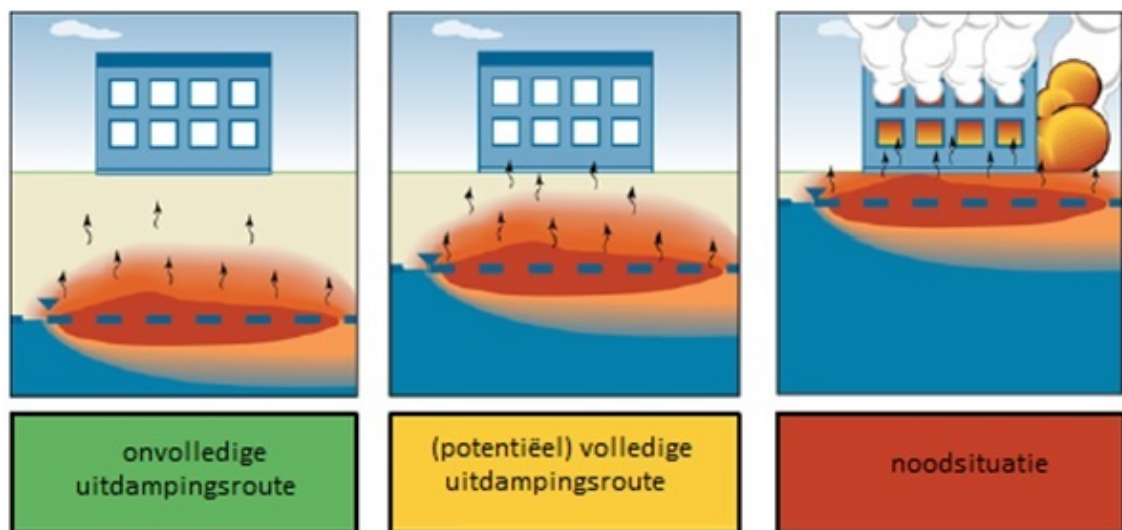
- bron van de verontreiniging;
- verontreinigingsparameters;
- hydrogeologische opbouw;
- fluctuaties in grondwaterstand;
- grondwaterstromingsrichting;
- bodemkarakteristieken;
- aanwezigheid puur product: LNAPL – DNAPL + karakteristieken (e.g. volume, diepte, vuilvracht);
- karakteristieken verontreinigingspluim (e.g. volume, diepte, vuilvracht, toenemend in omvang – stabiel – krimpend);
- actueel en potentiëel bodemgebruik;
- verdamping;
- adsorptie;

⁵ www.ovam.be

- biologische afbraakprocessen;
- afstand van de verontreiniging tot een gebouw en/of ondergrondse structuren;
- luchtstromingen in de bodem;
- indringing van de lucht in het gebouw;
- luchtstromingen in het gebouw;
- huidige en toekomstig gebruik van de gebouwen;
- aanwezige structuren (e.g. betonnen fundering, open <-> gesloten kruipkelder, kelder);
- eventueel aanwezige preferentiële kanalen in de bodem;
- ...

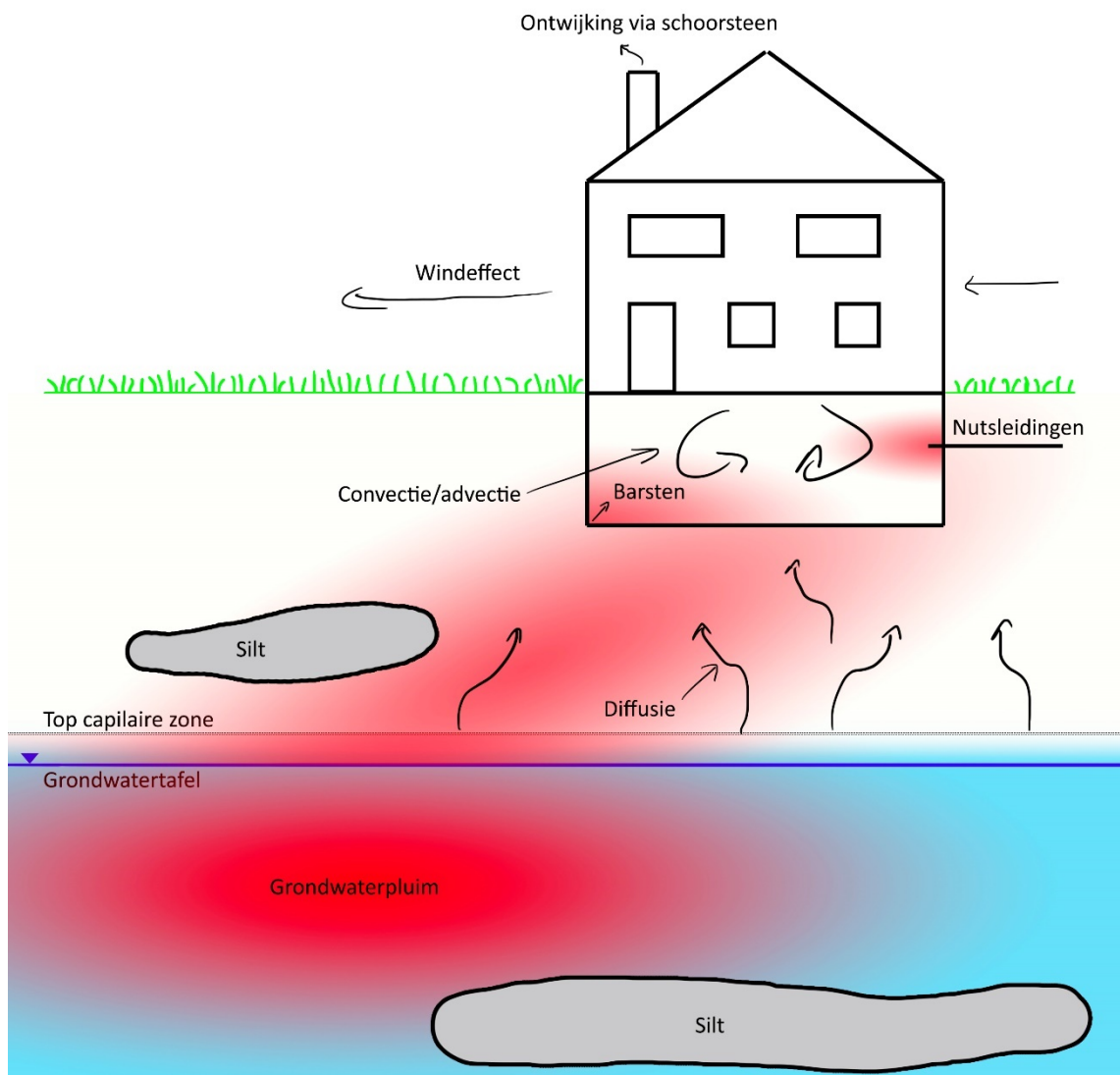
De uitwerking van een goed CSM vereist daarom een zo gedetailleerd mogelijke kennis van het terrein en zijn gebruik. Een CSM moet steeds bijgesteld worden op basis van nieuwe, relevante informatie. Bijkomende metingen en interpretaties moeten altijd worden uitgevoerd met het meest recente en correcte CSM als uitgangspunt. Indien een inschatting van het potentieel risico moet worden gemaakt, wordt best ook een zo correct mogelijk CSM opgesteld op basis van het al dan niet gekende toekomstige gebruik van het terrein.

Het onderzoek naar de mogelijke verspreidings- en blootstellingsroutes en bijhorende relevante aspecten wordt toegelicht in de hoofdstuk 3 (§3.2 t/m §3.8) en moet uiteindelijk resulteren in de visualisatie van al dan niet volledige uitdampingsroutes bron – gebouw / receptor en de hieraan verbonden humane risico's (Figuur 4).



Figuur 4: Mogelijke scenario's uitdampingsroutes (ITRC, 2014)

Een visualisatie van het CSM in de vorm van een tekening/schets wordt aangeraden (Figuur 5). Zo een visuele voorstelling bestaat uit een dwarsdoorsnede waarop informatie wordt weergegeven betreffende de bodemopbouw, grondwatertafel, verontreiniging in vaste deel van de bodem en grondwater (o.a. bron(nen), kernzone(s), drijf- en/of zinklagen, grondwaterpluim(en), ...), processen waaraan de verontreiniging onderhevig is (verspreidingsprocessen, blootstellingswegen, afbraakmechanismen), bedreigde receptoren en eventuele hiaten. Bijlage A bevat een overzicht (niet limitatief) van de elementen van het CSM die tijdens de verschillende fasen van het onderzoek moeten worden gedocumenteerd.



Figuur 5: Schematisch overzicht CSM i.k.v. evaluatie uitdampingsrisico's

3.2 Uitdampingsroute

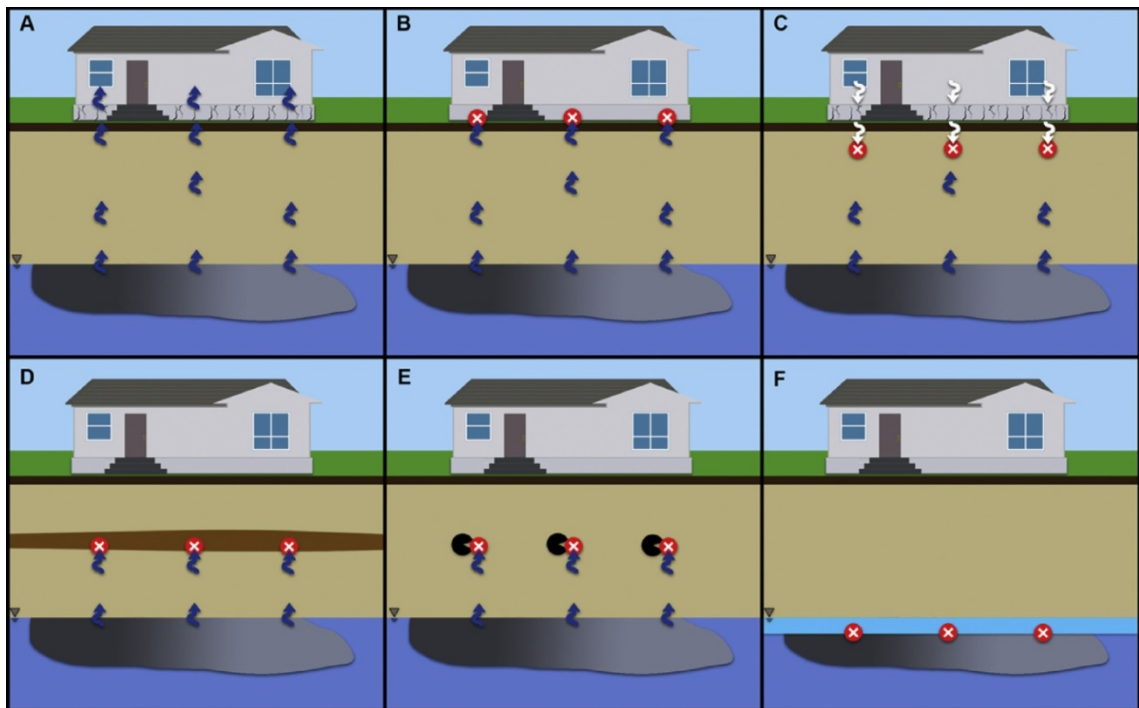
Een (potentiële) blootstellingsweg⁶ moet minstens de volgende elementen omvatten:

- verontreinigingsbron (verzadigde en/of onverzadigde zone);
- vrijstellingsmechanisme van de verontreiniging naar de onverzadigde zone door vervluchtiging (i.e. bij verontreinigingsbron gesitueerd in de verzadigde zone);
- transportroute van de onverzadigde zone / bron naar een gebouw door middel van diffusie en convector;
- dampintreding in gebouw via funderingen, nutsleidinggoten en kelderruimtes.

Indien een van deze vier voorwaarden niet aanwezig is, kan de aanwezige verontreiniging de receptor niet bereiken en is er dus geen sprake van een volledige blootstellingsweg. Bij het opstellen van een CSM moeten daarom alle vier elementen correct worden omschreven en de

⁶ Engels: exposure pathway

verschillende onderlinge interacties worden bekeken. Eventuele barrières aanwezig in de blootstellingsweg dienen hierbij zorgvuldig in kaart te worden gebracht (Figuur 6).



Figuur 6: Overzicht van de elementen/barrières die resulteren in onvolledige uitdampingsroutes (McHugh et al., 2017) (a) volledige uitdampingsroute; (b-f) onvolledige blootstellingsroute met b) ondoordringbare funderingen / vloerplaten, c) overdruk in gebouw, d) silt / kleilaag, e) biodegradatie in onverzadigde zone, niet verontreinigde waterlens boven de grondwaterpluim

3.2.1 Verontreinigingsbron

In het kader van het opstellen van het CSM wordt als bodemverontreiniging de totaliteit van alle aanwezige verontreinigingen bedoeld in zowel het vaste deel van de aarde, grondwater als bodemlucht. Indien de vastgestelde verontreinigingen vluchtige stoffen bevatten moet het uitdampingsrisico worden geëvalueerd.

Om het CSM zo correct mogelijk op te stellen, moet daarom de aanwezige verontreiniging zo correct mogelijk zijn ingeschat:

- afbakening van de aanwezige verontreinigingskernen;
- afbakening van de aanwezige verontreinigingspluim;
- kennis van de aanwezige polluenten;
- kennis van de aanwezige vuilvracht van de afzonderlijke polluenten.

Nieuwe meetresultaten zullen leiden tot een verfijning/aanpassing van het CSM.

Mogelijke primaire bronnen van verontreiniging zijn lekkende tanks (onder- of bovengronds), leidingen, landfills en spils. Secundaire bronnen zijn puur product zones, verontreinigde bodem en verontreinigd grondwater.

3.2.2 Type pollutanten

Voor de aanwezige pollutanten dient nagekeken te worden of ze potentieel hebben om over te gaan naar de dampfase (zie §2.1). Niet-vluchtige pollutanten kunnen al in een vroeg stadium worden uitgesloten van verder onderzoek naar risico's op basis van uitdamping en inhalatie van binnenlucht.

Op basis van de uitgevoerde bodemonderzoeken, kan een lijst van parameters worden opgesteld waarvoor een potentieel risico op uitdamping en dus een potentieel risico op inhalatie door de gebruikers/bewoners van het gebouw, bestaat. Elk van deze stoffen moet opgenomen worden in het CSM.

3.2.3 Transportmechanismen

Vluchtige verontreinigingen kunnen in verschillende fasen voorkomen:

- als puur product (NAPL);
- opgelost in grond en/of poriënwater;
- in de dampfase;
- geadsorbeerd aan bodemdeeltjes of organisch materiaal in de bodem.

De fase waarin de vluchtige verontreiniging voorkomt, heeft invloed op het gedrag van de verontreiniging waarbij de fractie die in de dampfase voorkomt de grootste, directe impact zal hebben op de bodemluchtconcentraties. Verontreinigde damp kan zich via verschillende transportmechanismen verspreiden, nl. diffusie in de onverzadigde zone, diffusie vanuit het ondiepe grondwater, horizontale en verticale verspreiding van bodemlucht via preferentiële stroombanen en advectief/convectief transport in de bodem. Advectief en convectief transport is vaak het grootst in de directe omgeving van gebouwen waar drukverschillen kunnen ontstaan tussen het gebouw en de omringende grond (Figuur 5).

Voor advectief / convectief transport moet rekening worden gehouden met de gebouwkenmerken (§3.7.1) en de weersomstandigheden (§3.8). Verwarmingssystemen, kelders, sterke wind bevorderen dampintrede in gebouwen omwille van een vermindering van de luchtdruk, waardoor een onderdruk gecreëerd wordt en advectief / convectief transport van vluchtige elementen vanuit de bodem naar een gebouw gestimuleerd wordt (§3.7.2; GSI, 2009; ITRC, 2009).

3.2.4 Transportroute van de bron naar de receptor

De mogelijke transportroutes (Figuur 7) kunnen worden onderverdeeld in drie categoriën:

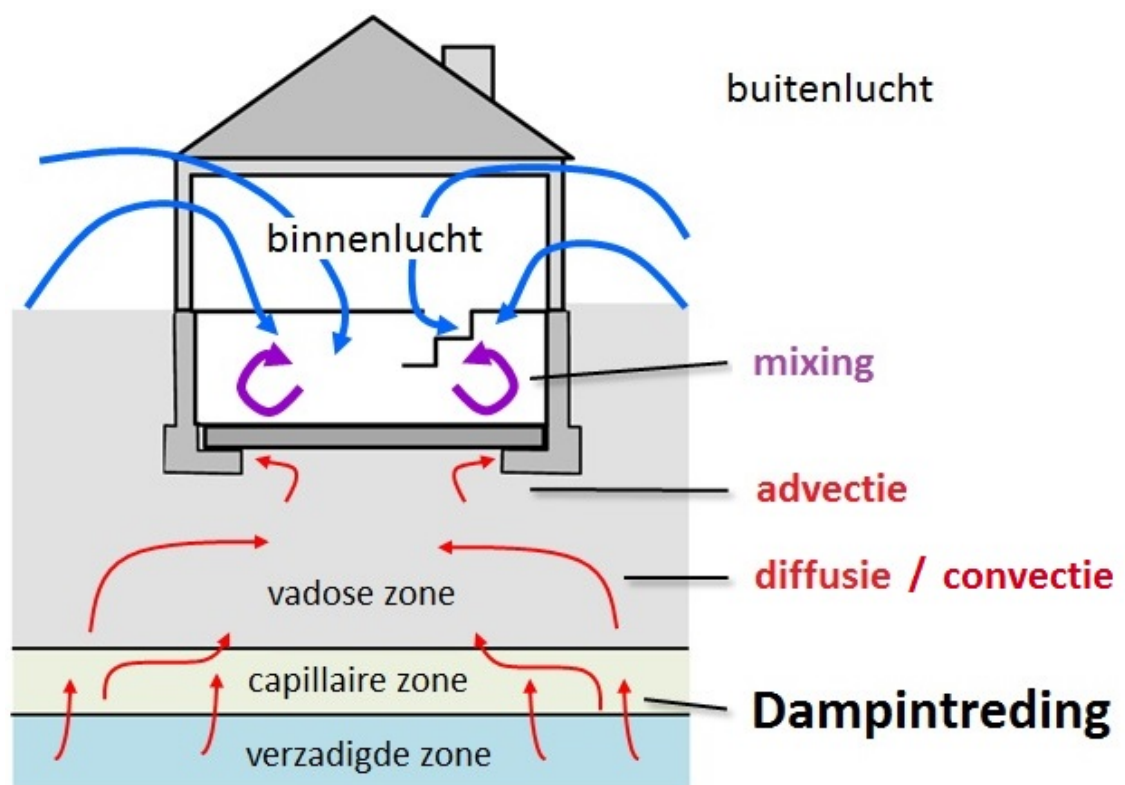
- Transport in de bodem (diffusie, advectie of convectie):
Om het transport in de bodem goed te kunnen inschatten moet de plaatselijke lithologie beschreven worden aan de hand van bij voorkeur beschikbare bodemprofielen en literatuurgegevens. Hoe meer gedetailleerd deze beschrijving is (i.e. beschrijving hoofdbestanddelen, nevenbestanddelen/bijmengingen, aanwezigheid organisch materiaal, (klei)lenzen versus (klei)lagen,...) hoe beter de (potentiële) preferentiële stroombanen kunnen worden in kaart gebracht. Het opstellen van een drie-dimensioneel model van de ondergrond met aanduiding van de aanwezige verontreinigingen en ondergrondse structuren kan een hulp zijn.
- Indringen van de dampen in het gebouw via bijvoorbeeld scheuren in gebouwstructuren, vloeren en/of spouwmuren:

Een eerste CSM kan worden opgesteld op basis van (indien beschikbaar) bouwplannen van het gebouw (incl. grondplan), maar een verfijning op basis van een terreinbezoek is noodzakelijk. Op basis hiervan kan de aan- of afwezigheid van een (kruip)kelder worden aangegeven, het vloertype, de staat van de vloer, de aanwezigheid van toe- of afvoerbuizen, aanwezigheid van ventilatiesystemen...

— Verspreiding van de dampen binnen het gebouw:

Om de mogelijke verspreidingsroutes binnen een gebouw in kaart te brengen, moet het gebruik van het gebouw correct in kaart worden gebracht, inclusief de ventilatiemogelijkheden en het gebruik van de afzonderlijke lokalen. Bij de uitwerking van een staalnamecampagne (moet bijgevolg rekening worden gehouden met enerzijds mogelijke seizoenale schommelingen (open ramen, ...) maar anderzijds ook met dag-nachtritmes (airco,...) (zie o.a. type staalname (§5.2.2) en staalname frequentie (§5.3.4).

Als primaire receptoren kunnen de gebruikers/bewoners die werken of wonen in een gebouw dat zich boven een verontreiniging met vluchtige componenten bevindt, worden onderscheiden. Hierbij dient een onderscheid gemaakt te worden tussen residentiële woningen, commerciële gebouwen, industriële gebouwen, scholen, recreatie, ... en moet het correcte gebruik ter hoogte van de geëvalueerde zone van uitdamping in rekening worden gebracht. Feitelijke gebruiken over een site kunnen namelijk sterk variëren, denken we bijvoorbeeld aan een KMO op een industriepark waar de bedrijfsleider met zijn gezin inwoont. Ter hoogte van deze woning ga je rekening houden met 'residentieel gebruik' terwijl de rest van de site als 'industrie' geëvalueerd wordt.



Figuur 7: Schematische weergave van dampintreding in een gebouw (Schmidt, 2016)

3.3 Biologische afbraak

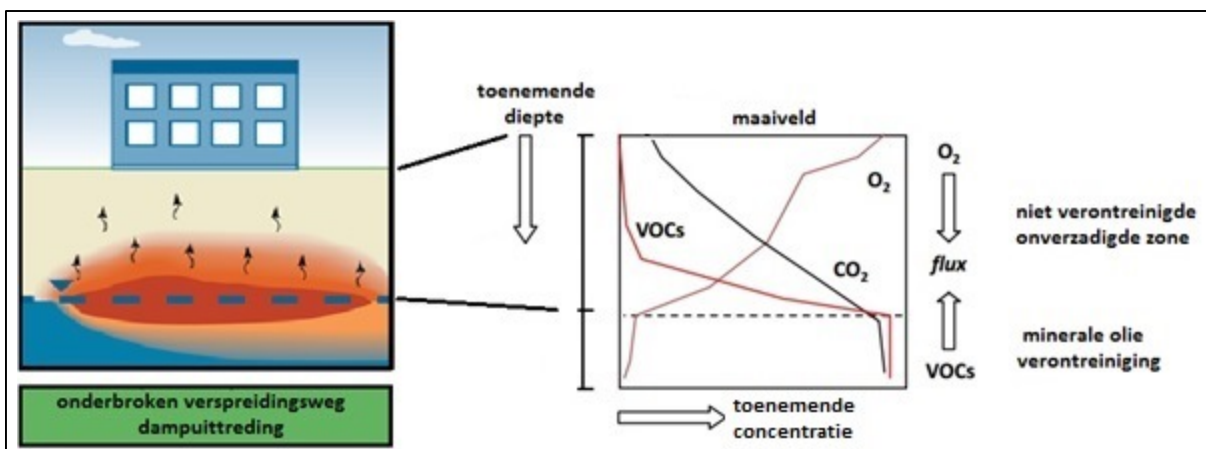
Zowel aerobe biologische afbraak als variatie in bodemvocht (§3.5) en permeabiliteit kunnen resulteren in een significante afname van het uitdampingsrisico (Picone, 2012). Aerobe biologische afbreekbaarheid treedt op in zuurstofstofrijke omstandigheden waar de natuurlijke

microbiële biota zuurstof verbruiken voor de microbiële afbraak van verontreinigingen. Een voorbeeld hiervan is de afbraak van minerale olie, BTEX en naftaleen tot CO₂ en water waarbij de verontreinigingsparameters fungeren als electronendonor en zuurstof als electronenacceptor. In het algemeen wordt gesteld dat de snelheid waarbij aerobe biologische afbraak van petroleumkoolwaterstoffen optreedt, in vele gevallen de snelheid van het diffusief transport overschrijdt waardoor de VOC dampen afgebroken worden nog vooraleer een eventuele receptor wordt bereikt (De Vaull, 2007; Virginelli & Baciocchi, 2013). Bij voldoende zuurstof treedt m.a.w. een onderbreking op in de verspreidingsweg van bron naar receptor (Figuur 8).

Ook gechloreerde verbindingen zoals trichlooretheen (TRI), 1,2-dichloorethaan (1,2-DCA), cis-dichlooretheen (cis-DCE), vinylchloride (VC), 1,1-dichloorethaan (1,1-DCA), chloorethaan (CA), dichloormethaan (DCM) en chloormethaan (CM) kunnen, al dan niet co-metabolisch, onder aerobe omstandigheden worden afgebroken tot CO₂, water en chloride. De aerobe afbraak van VOCs verloopt echter veel langzamer in vergelijking met de afbraak van minerale olie componenten. Bovendien zijn sommige van de gevormde afbraakproducten (bv. vinylchloride) meer toxisch dan het oorspronkelijke moederproduct.

Een meer gedetailleerd overzicht van de verschillende aerobe afbraakprocessen en de desbetreffende parameters is, samen met richtlijnen betreffende de evaluatie van het optreden en de duurzaamheid van biologische afbraak, uitgewerkt in de CGP Natuurlijke Attenuatie (OVAM, 2003).

Naast illustratie van het optreden van aerobe biologische afbraak is het van belang om ook de duurzaamheid van het afbraakproces te onderzoeken (i.e. de capaciteit van de bodem om de volledige concentratie aan verontreinigingsparameters af te breken en om te zetten naar niet toxische parameters). Hierbij is de hoeveelheid zuurstof beschikbaar voor de afbraak van VOC dampen van fundamenteel belang. Indien de hoeveelheid beschikbare zuurstof groter is dan het zuurstofverbruik, dan is de kans op volledige natuurlijke afbraak reëel en is er omwille van het onderbreken van de uitdampingsroute geen sprake meer van een uitdampingsrisico (Figuur 8). De toevoer van zuurstof wordt echter belemmerd in laag permeabele afzettingen, bij hoge vochtigheidsgraad en hoge TOC gehalte van de bodem en bij de aanwezigheid van grote ondergrondse constructies. Tevens moet rekening gehouden worden met de algemene bodemsamenstelling, de aanwezigheid van eventuele andere parameters waaronder zware metalen en de aanwezigheid van een "oxygen shadow" onder gebouwen om de correcte hoeveelheid zuurstof die verbruikt zal worden te kunnen inschatten.



Figuur 8: Illustratie verticaal profiel aerobe biologische afbraak van petroleumhoudende componenten (Energy Institute, 2011; ITRC, 2014)

3.3.1 “Oxygen shadow” onder gebouwen

De term “oxygen shadow” onder gebouwen wordt gedefinieerd als die zone waar de concentratie aan zuurstof \leq de zuurstofdrempelwaarde in bodemlucht en waarbij bijgevolg geen aerobe afbraak meer optreedt (EPA, 2013). Anders gezegd de “oxygen shadow” onder gebouw komt overeen met die zone waar geen aerobe condities heersen en waar geen biologische afbraak kan optreden. De algemeen aanvaarde waarde m.b.t. de zuurstof drempel bedraagt 1% v/v (Abreu en Johnson, 2006; Abreu et al., 2009a; Davis, 2009).

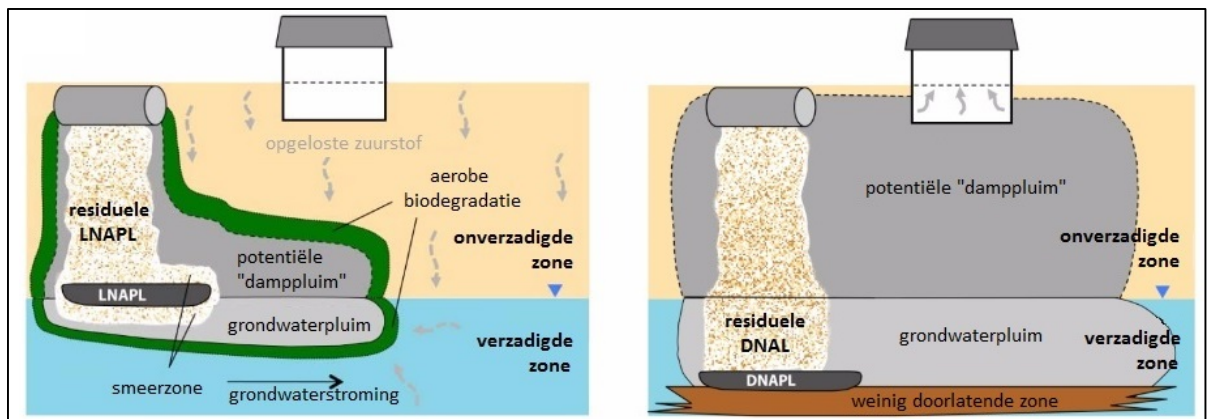
3D-modellering (US-EPA, 2013) toont aan dat de kans op de vorming van een “oxygen shadow” onder een gebouw toeneemt met:

- toenemende oppervlakte van het gebouw (incl. omliggende bestrating);
- toenemende concentratie m.b.t. uitdamping;
- afname van de diepte waarop de bron zich onder een gebouw bevindt;

Belangrijk op te merken is dat bij de uitgevoerde modellering geen rekening werd gehouden met de mogelijke aanwezigheid van zeer goed doorlaatbare lagen onder de vloerplaat, variabiliteit van windsnelheid / -richting en bidirectionel stromingen door fundering /of vloerplaat.

3.3.2 Natuurlijke afbraak petroleumkoolwaterstoffen versus VOCLs

Zoals hiervoor weergegeven zijn het voornamelijk de petroleumkoolwaterstoffen die, bij gunstige condities, onderhevig zijn aan biologische afbraak in de onverzadigde zone. Een snelle afname in bodemluchtconcentratie van deze pollutanten heeft bijgevolg een positieve impact op het mogelijk uitdamprisco en kan mogelijk leiden tot een onderbreking van de transportroute (Figuur 9). Tabel 1 geeft een schematisch overzicht van het potentiële voor uitdamping van vluchtige minerale oliecomponenten versus VOCIs.



Figuur 9: Conceptueel scenario uitdampingsrisico vluchtige minerale oliecomponenten versus gechloreerde koolwaterstoffen (EPA, 2012)

Tabel 1: Samenvattend overzicht uitdampingspotentieel vluchtige minerale oliecomponenten versus VOCIs (EPA, 2012)

*KWS: koolwaterstoffen

Parameter	Vluchtige minerale olie + additieven	VOCIs
Parametergroep	niet-gechloreerde KWS*	gechloreerde KWS*

Polluenttypes (o.a)	BTEX, alkanen, MTBE, TBA	PCE, TRI, 12DCE, VC, 111TCA, 11DCA, 12DCA, CA, chloobenzenen, chloormethaan
Kernzone	LNAPL	DNAPL
Biologische afbraak	bij gunstige conditie, relatief snel	eerder beperkt
Afbraakproducten	CO ₂ , H ₂ O	intermediaren
Potentieel uitdamping	eerder beperkt	hoog
Laterale insluitingszone (§3.6.1)	<	>

3.3.3 Evaluatie Natuurlijke afbraak

Om de potentiële invloed van biodegradatie op dampuitreding in te schatten wordt gebruik gemaakt van rekenkundige / software modellen (EPA, 2013; ITRC, 2014; Virginelli et al., 2016). Deze modellen zijn echter een vereenvoudiging van de werkelijkheid. Naast elementen die van invloed zijn op luchtstromingen en de verplaatsing van polluenten, worden veelal de factoren die, naast zuurstof, mee bepalend zijn voor natuurlijk afbraak in de onverzadigde zone buiten beschouwing gelaten. Deze elementen omvatten 1) de aanwezigheid van een bacteriënpopulatie die de aanwezige verontreiniging kan gebruiken als koolstofbron, 2) de aanwezigheid van andere macro-nutriënten waaronder o.a. stikstof en fosfor, 3) de invloed van andere verontreinigingen op de microbiële activiteit en 4) de “oxygen shadow” onder gebouwen.

Slechts nadat biodegradatie objectief werd (zie hoofdstuk 5) aangetoond kunnen modellen die dit proces begroten gehanteerd worden.

3.4 Bodemvochtigheid

Bodems gekenmerkt door een hoge vochtigheidsgraad resulteren in een verminderde uitdamping van vluchtige stoffen, daar bodemlucht niet kan diffunderen door met water gevulde poriën. Wanneer het vochtgehalte van de bodem echter te laag wordt, neemt de adsorptiecapaciteit van de bodem toe en wordt de microbiologische activiteit in de bodem afgeremd. Bij afwezigheid van verhardingen ter hoogte van het maaiveld zal het bodemvochtgehalte rondom gebouwen hoger zijn dan in de bodem onder bouwconstructies, zeker na periodes van neerslag.

Het doctoraatsonderzoek van Picone (2012) waarbij een één-dimensionaal numeriek model werd ontwikkeld voor de simulatie van uitdamping, rekening houdende met een variabel bodemvochtgehalte, biologische afbraak en dynamische processen toonde aan dat zowel variatie in bodemvochtgehalte, als aerobe biologische afbraak bepalend zijn voor het verticale concentratieprofiel in de onverzadigde zone en cruciaal zijn voor een adequate inschatting van uitdamping.

Verschillen in bodemvochtgehalte en de invloed ervan op bodemluchtmetingen moet ondervangen worden door de uitvoering van minstens 2 staalnamecampagnes, i.e. bij hoge en lage grondwaterstand (zie §5.3.4).

3.5 Afstand verontreiniging tot gebouw

Polluentconcentraties in de bodemlucht nemen over het algemeen, zowel horizontaal als verticaal, af met toenemende afstand tot de verontreinigingsbron. De afstand waarop de bodemluchtconcentraties verwaarloosbaar zijn (of waarover dampen kunnen migreren) is in belangrijke mate functie van de omvang van de verontreiniging (vuilvracht), diepte kern, de pollutiekarakteristieken, de bodemeigenschappen (lithologie, porositeit en vochtgehalte), de mogelijke aanwezigheid van preferentiële verspreidingsroutes, de mogelijkheid van biodegradatie en het tijdstip van verontreiniging (EPA 2012a; 2012b; 2012c; ITRC, 2014).

Op basis van het CSM moet voor elke verontreiniging met vluchtige verbindingen een zogenaamde dampinsluitingszone (i.e. het grondvolume waarbinnen het proces van dampintreding moet worden gekarakteriseerd en beoordeeld) worden afgebakend, zowel in horizontale als in verticale richting. Wanneer de receptoren zich op een afstand groter dan de laterale insluitingszone (§3.6.1) en de verticale screeningsafstand (§3.6.2) bevinden dan dient voor deze receptoren geen screening naar uitdampingsrisico te worden uitgevoerd. Wanneer een receptor niet wordt opgenomen voor de evaluatie van uitdampingsrisico moet dit door de eBSD gedetailleerd worden gemotiveerd in de desbetreffende rapportage en moet naast de afstand van de receptor tot de bron/verontreinigingspluim eveneens rekening worden gehouden met de desbetreffende bodemopbouw en het mogelijk voorkomen van preferentiële verspreidingswegen.

3.5.1 Laterale insluitingszone

De laterale insluitingszone omvat het gebied rond een verontreiniging (bron en/of pluimzone) waardoorheen vluchtige pollutanten kunnen migreren tot aan de funderingen van gebouwen (Figuur 10). Indien gebouwen en/of nutsleidingen zich binnen deze insluitingszone bevinden moet een evaluatie van het uitdamprisco worden uitgevoerd (zie §5.2.3).

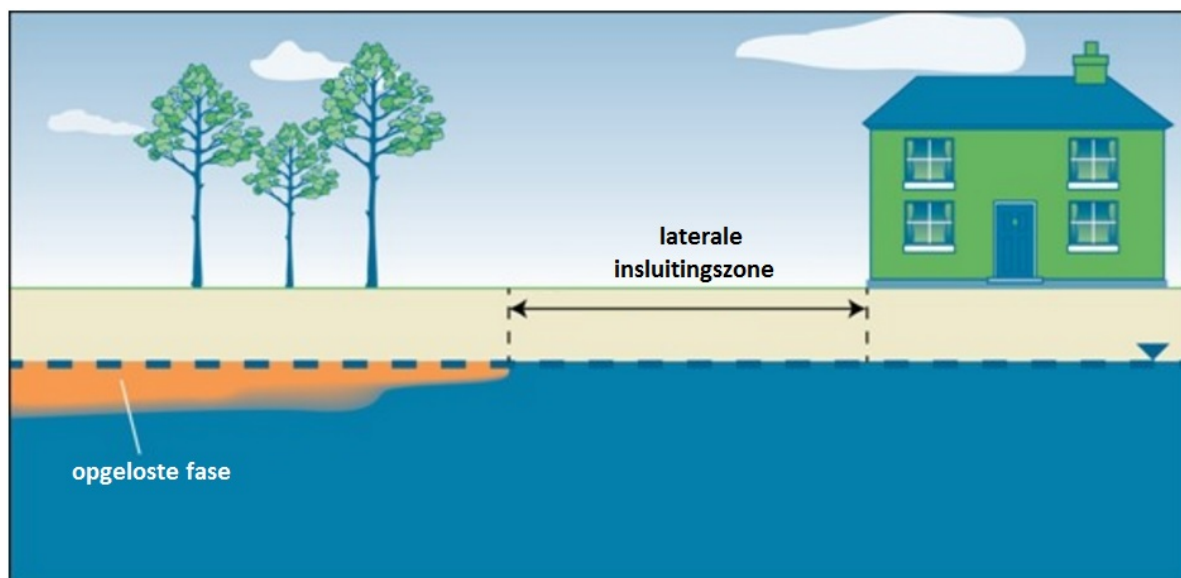
Hoewel nog weinig onderzoek is gedaan naar de deze laterale insluitingszone worden in het kader van een eerste screening richtwaarden van 30 m voorgesteld voor VOCI verontreinigingen en 10 m voor minerale olieverontreinigingen (ITRC, 2014). Deze afstanden worden in rekening gebracht vanaf de BSN-III contour voor de bron- / kernzone en vanaf de BSN-contour voor de pluimzone. Over het algemeen wordt ervan uitgegaan dat de afstand van de laterale insluitingszone en de diepte van de verticale screeningsafstand ongeveer overeenkomen.

Indien gebouwen en/of nutsleidingen zich buiten de insluitingszone bevinden, vervalt de noodzaak tot evaluatie van het uitdamprisco tenzij:

- er sprake is van de aanwezigheid van preferentiële verspreidingswegen zoals bv. bij de aanwezigheid van nutsleidingen en grofkorrelige (al dan niet dunne) laagjes in de ondergrond;
- de pluim nog niet stabiel is (i.e. verdere uitbreiding van de verontreinigingspluim in de richting van gebouwen rekening houdend met de grondwaterstromingsrichting) en/of door bemalingen die een impact hebben op de verontreinigingstoestand);
- gekende toekomstige wijzigingen in terreinkarakteristieken;
- gekende toekomstige veranderingen in gebruik bij (her)ontwikkeling van de site (potentieel risico);
- de bodem gekenmerkt wordt door hoge TOC gehalten en/of er aanwijzingen zijn voor een hoog zuurstofverbruik;
- de verontreiniging het gevolg is van de aanwezigheid van een stortplaats, gekenmerkt door de aanwezigheid van hoge methaanconcentraties.

- er andere argumenten beschikbaar zijn voor de aanwezigheid van meer uitgebreide laterale insluitingszone, zoals bijvoorbeeld de aanwezigheid van stortplaatsen met methaanvorming, lekken uit transportbuizen van gassen onder verhoogde druk.

Indien er sprake is van minstens 1 van bovenstaande elementen is het noodzakelijk de mogelijkheid van uitdampingsrisico's te evalueren (zie hoofdstuk 4) en al dan niet bijkomende site-specifieke (bodem)luchtmetingen uit te voeren (zie hoofdstuk 5).



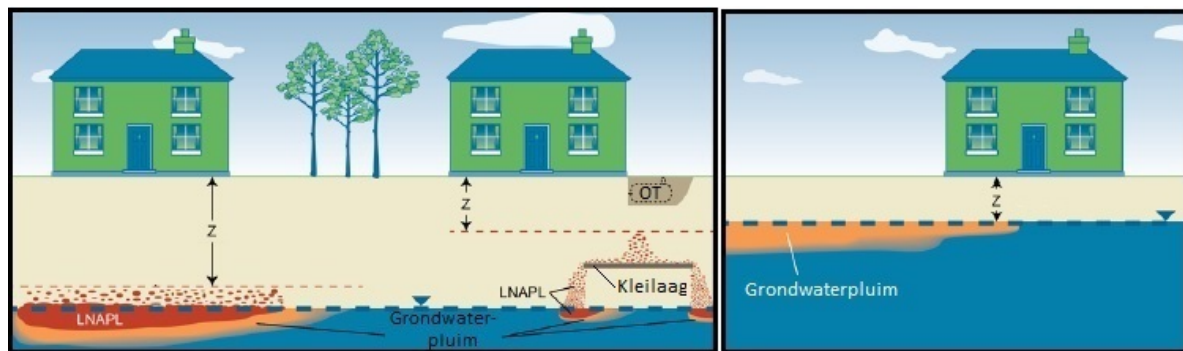
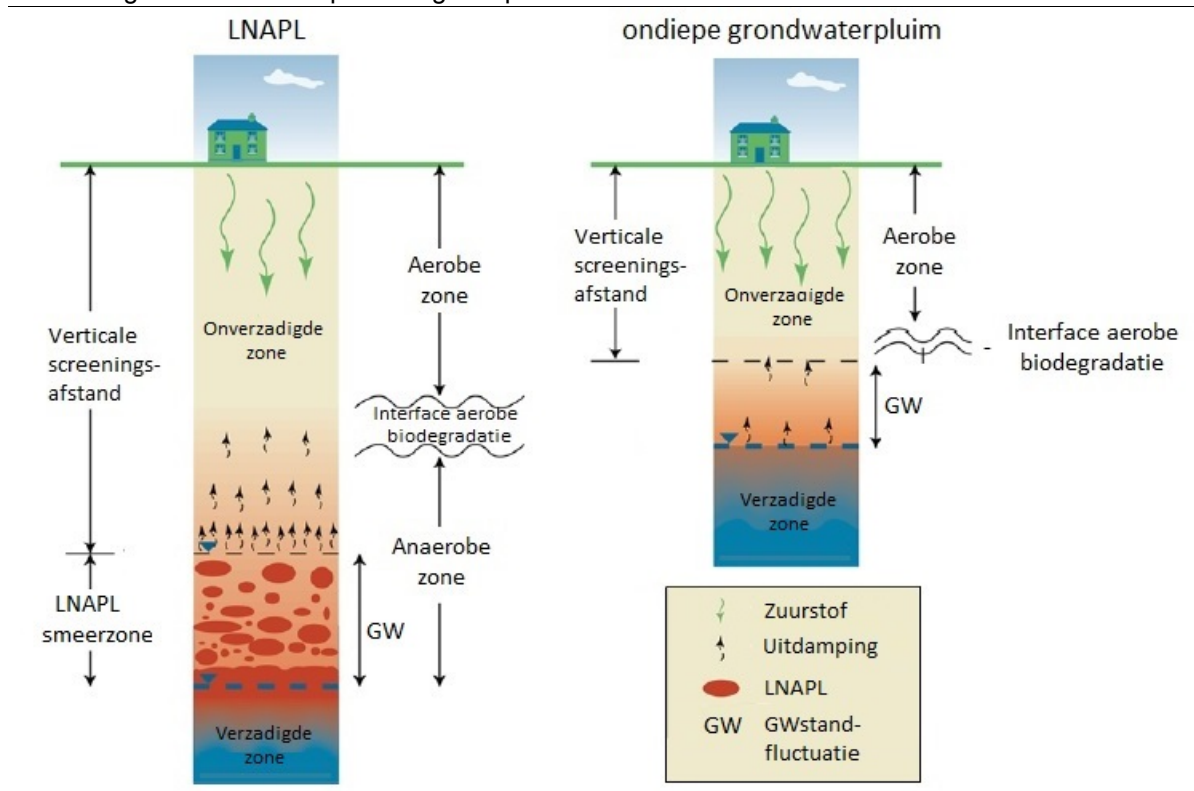
Figuur 10: Schematische weergave van de laterale insluitingszone (ITRC, 2014)

3.5.2 Verticale screeningsafstand

De verticale screeningsafstand is de minimale dikte van de aerobe niet verontreinigde onverzadigde zone, noodzakelijk om biologische afbraak van pollutanten te bewerkstelligen, die zich bevindt tussen de top van een verontreiniging en het laagste punt van bovenliggende receptoren (keldervloer, basis kruipkelder, vloerplaat) gelegen binnen de contour van de laterale insluitingszone (Figuur 11; US-EPA, 2012c, ITRC, 2014) Met top van de verontreiniging wordt in het kader van de aanwezigheid van puur product de top van de kernzone bedoeld en in het kader van de grondwaterpluim de top van de grondwatertafel. De kernzone (OVAM, 2009; 2017) is de zone waar de verontreiniging in de bodem aanwezig is onder 1) de vorm van puur product. Dit omvat bij LNAPL's zowel de smeerzone als de drijf laag en bij DNAPL's zowel de zone met residueel product als de zone met vrij product (zaklaag) en de verontreiniging die geadsorbeerd is aan de bodemdeeltjes in de verzadigde en onverzadigde zone ter hoogte van deze zone. Daarnaast (2) kan de kern ook gedefinieerd worden als de zone met de hoogste concentratie verontreiniging (in vaste deel van de aarde en/of in het grondwater). In deze zone is niet noodzakelijk puur product aanwezig.

Op basis van in de literatuur voorgestelde waarden, worden in Tabel 2 indicatieve verticale screeningsafstanden weergegeven voor de onverzadigde zone bij verontreinigingen met oliecomponenten en VOC's. Voor semivluchtige parameters en Hg zijn er geen richtwaarden beschikbaar in de literatuur. In de evaluatie naar een mogelijk uitdampingsrisico moet de dikte van de niet-verontreinigde onverzadigde zone (= afstand onderzijde gebouw tot top verontreiniging) getoetst worden aan de indicatieve verticale screeningsafstanden (Figuur 20). Is de dikte van de niet-verontreinigde onverzadigde zone kleiner dan deze screeningsafstand, dan moet er een evaluatie van het uitdampingsrisico worden uitgevoerd.

Bij verontreinigingsbronnen die zich op grotere diepte bevinden (LNAPL/DNAPL, Tabel 2), kan het maanden en zelfs jaren duren vooraleer de damp zich homogeen verspreid heeft over de onverzadigde zone en dampintreding kan plaatsvinden.



Figuur 11: Schematische voorstelling verticale screeningsafstand (z) bij LNAPL verontreiniging (ITRC, 2014)

Tabel 2: Voorgestelde indicatieve verticale screeningsafstand bij verontreinigingen met oliecomponenten en VOCs (EPA, 2015; NJDEP, 2016)

Verticale screeningsafstand m	Verontreinigingskarakteristiek
2	Verontreiniging vaste deel van de aarde
2	Grondwaterverontreinigingspluim
5,5	LNAPL puur product zone

3.6 Gebouweigenschappen

Met betrekking tot uitdampingsrisico's is het van groot belang voldoende tijd te besteden aan de karakterisatie van gebouwen en structuren ter hoogte en in de nabijheid van verontreinigingskernen. Volgende elementen moeten hierbij worden besproken: de structuur van funderingen (indien gekend), de staat van (kruip)kelders (vloeren en muren), en verwarmings-/ventilatiesystemen en het gebruik van de gebouwen. Hoewel het geenszins de bedoeling is om een doorgedreven onderzoek naar de bouwconstructies uit te voeren is het wel van belang om indien hierover informatie beschikbaar is, deze gegevens aan te wenden m.b.t. de opmaak van het CSM. Deze informatie wordt best verzameld door middel van een terreinbezoek (zie §5.1) in combinatie met een desk-study van beschikbare documenten waaronder bouwplannen.

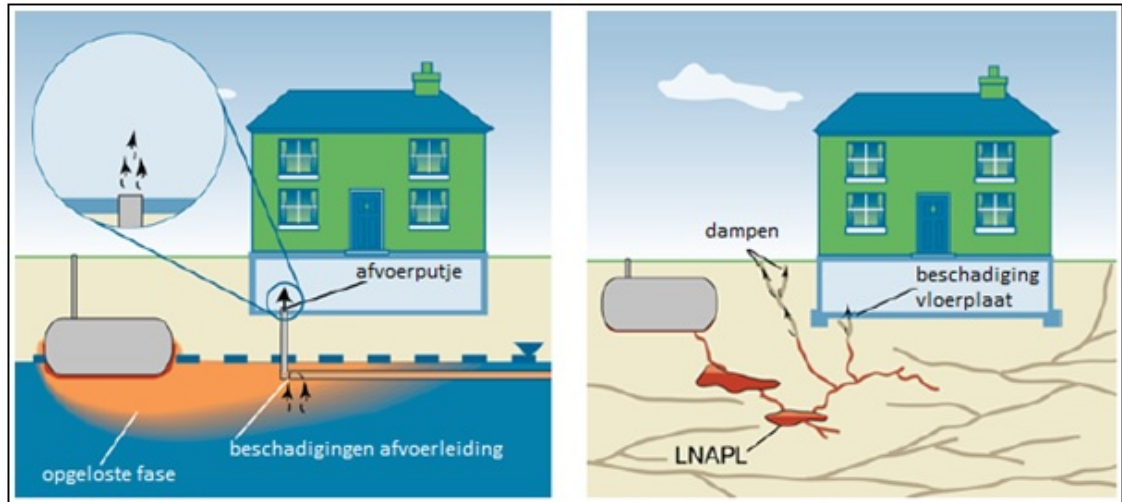
3.6.1 Funderingen – Welfsels - kelders

Het soort fundering (constructie waarop een gebouw steunt), welfsel (vloerelement bovenop de fundering) en (kruip)kelder van een gebouw en de staat ervan heeft een impact op de dampintreding (Figuur 12).

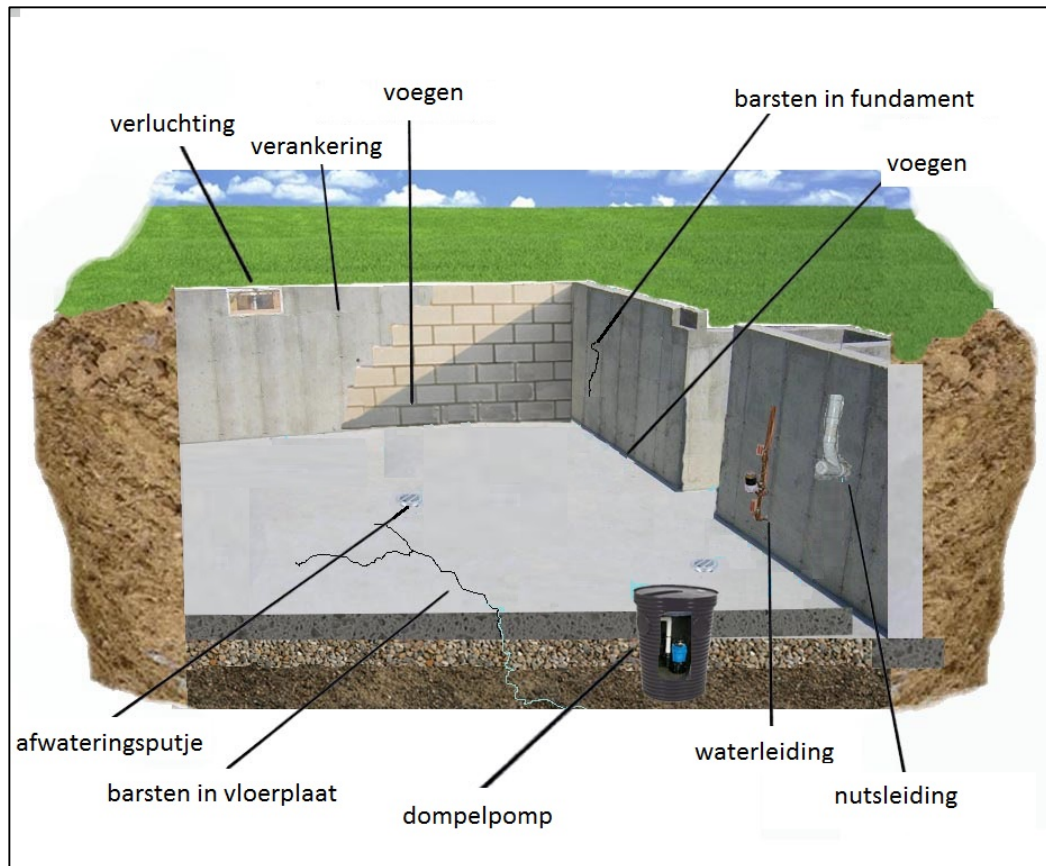
Volgende types worden onderscheiden:

- fundering met welfsels;
- betonnen vloerplaat;
- Kruipkelder: hierbij wordt gespecificeerd of het een open (rechtstreeks op de bodem) dan wel een gesloten (betonnen vloer) kruipkelder betreft;
- Kelders.

Naast het type dient in de mate van het mogelijke eveneens aangegeven te worden uit welke materialen de funderingen, welfsels en (kruip)kelders werden opgebouwd. Gegoten betonnen muren zijn over het algemeen minder doorlatend dan bijvoorbeeld kalkzandsteenblokken of holle betonblokken. Tijdens het terreinbezoek dient vervolgens aandacht besteed te worden aan de staat van de kelders (aanwezigheid van barsten, doorlatendheid voor vocht, naden tussen bouwmaterialen.), het voorkomen van afvoerbuizen, verluchtingselementen, liftschachten, aanwezigheid van coatings op keldervloer en wanden, e.d.(Figuur 13). Dit is relevante informatie voor het bepalen van de locatie van de meettoestellen (i.e.localiseren preferentiële route of algemene luchtkwaliteit in een bepaalde ruimte).



Figuur 12: Dampintreding in een gebouw via afvoerleidingen en barsten (ITRC, 2014)

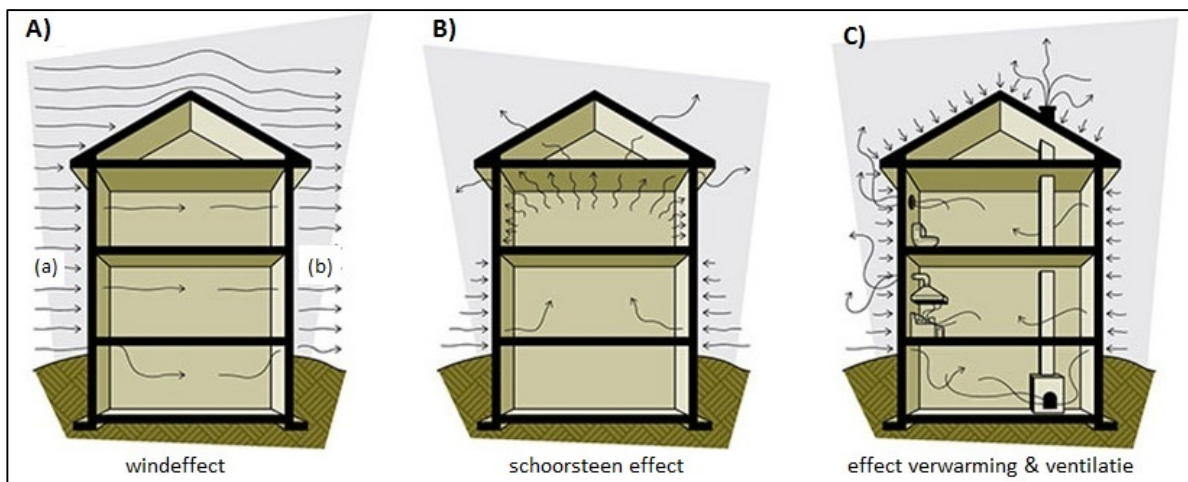


Figuur 13: Controle elementen (niet-limitatief) bij de inspectie van kelders i.k.v. de bepaling van uitdamprisico's (naar Rooter King, 2018)

3.6.2 Luchtstromingen in een gebouw

Luchtstromingen in een gebouw zijn niet alleen functie van de aanwezigheid van verwarmings- en ventilatiesystemen, maar ook van de weersomstandigheden. Temperatuur, ventilatie en wind resulteren in drukgradiënten die aanleiding geven tot luchtverplaatsingen in en rond gebouwen.

Hierbij wordt een onderscheid gemaakt in het zogenaamde windeffect, het schoorsteeneffect⁷ en het effect van verwarming en ventilatie. De effecten worden weergegeven in Figuur 14.



Figuur 14: Luchtstromingen in een gebouw (a) loefzijde; (b) lijzijde (NRC, 2017)

3.6.2.1 Windeffect

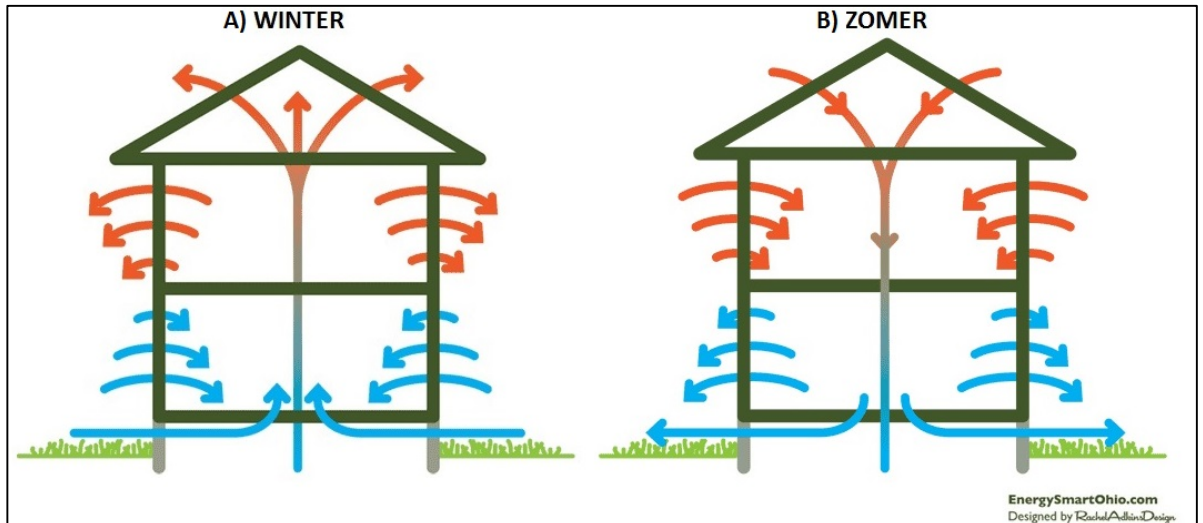
Wanneer wind tegen gebouwen aanwaait wordt er een hoog druk gebied gecreëerd aan de loefzijde van gebouwen (Figuur 14Aa; zijde waar de wind tegen het gebouw aanwaait) waardoor buitenlucht in gebouwen wordt “geduwd”. Aan de lijzijde van gebouwen (Figuur 14Ab; zijde van het gebouw waar de wind niet tegen aanwaait) ontstaat een zone met lage druk waardoor binnenlucht kan ontwijken naar de omgevingslucht).

3.6.2.2 Schoorsteen effect

De terminologie “schoorsteen effect” verwijst naar opwaartse luchtstromingen in een gebouw als gevolg van temperatuursverschillen. Wanneer de lucht in het gebouw warmer is, en dus lichter, dan de buitenlucht, heeft ze de neiging op te stijgen en via openingen bovenaan in het gebouw te ontsnappen. De koude buitenlucht treedt via openingen binnen om de verdwenen lucht aan te vullen (Figuur 15A). In de zomer wordt dit proces omgekeerd (Figuur 15B)

Afhankelijk van het seizoen zal er dus in gebouwen een opwaartse (winter), dan wel een neerwaartse luchtstroming (zomer) optreden (Figuur 15). Hoe hoger het gebouw, hoe groter het effect.

⁷ Stack effect (eng)

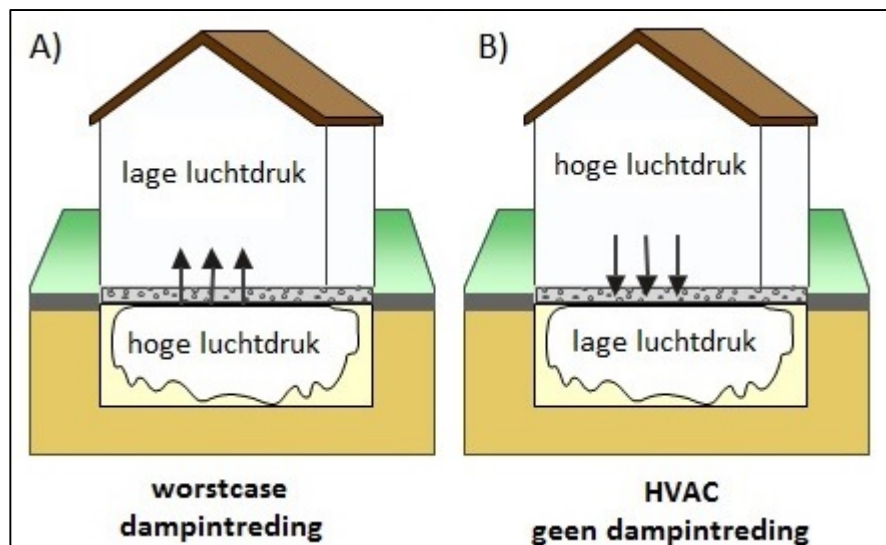


Figuur 15: Schoorsteeneffect (winter versus zomer)

3.6.2.3 Effect ventilatie en verwarming

Hoewel een uitgebreide bespreking van bestaande verwarmings- en ventilatiesystemen geen deel uitmaakt van deze code van goede praktijk is het belangrijk om bij de evaluatie van uitdampingsrisico's de luchtstroming in gebouwen als gevolg van verwarming en ventilatiesystemen (Figuur 14C) te bespreken. Met betrekking tot het uitdampingsrisico is het van belang een inschatting te maken in hoeverre er op de desbetreffende site sprake is van respectievelijk een gebouw in onderdruk (Figuur 16A) of een gebouw in overdruk (Figuur 16B). Risicomodellen zijn vaak een vereenvoudiging van de realiteit waardoor over- of onderdrukken niet altijd op voldoende wijze worden meegenomen. Dit aspect is niet enkel belangrijk voor de evaluatie van mogelijke uitdampingsrisico's, maar ook voor de bepaling van de staalnamelocaties van luchtmetingen (§5.5).

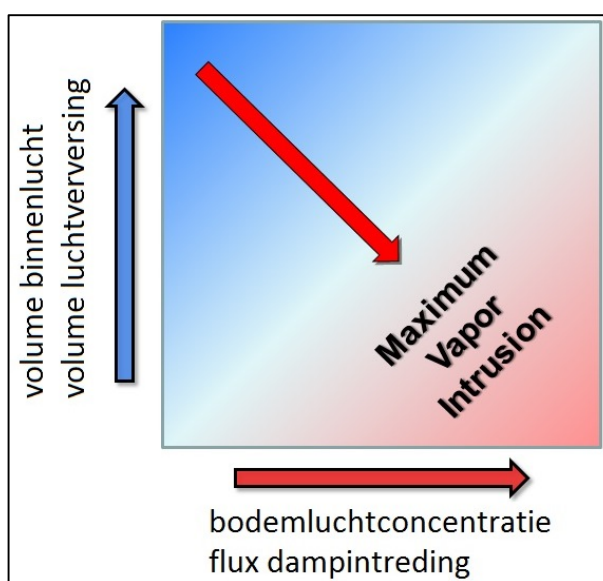
Op basis van een goed uitgewerkte meetcampagne kan immers onderbouwd worden dat het risicomodel de blootstelling via inhalatie van lucht overschat.



Figuur 16: Drukvariëties in een gebouw in relatie tot dampintreding - A: onderdruk; B: overdruk (GSI, 2009)

3.6.2.4 Ventilatie

Ventilatie is een zeer belangrijke parameter die een grote invloed heeft op de pollutieconcentraties in het binnenmilieu, en dus ook op de blootstelling van de bewoners en het inschatten van de daaraan gekoppelde mogelijke gezondheidsrisico's. Een gezonde ventilatie is een continu proces van binnenbrengen van verse buitenlucht en afvoeren van vervuilde binnenlucht bij aanwezigheid van bodem- en/of grondwaterverontreiniging nabij de woning en/of bij aanwezigheid van binnenbronnen. Grote verschillen in volumes binnenlucht en volumes luchtverversing leiden tot verschillen in het binnendringen en verdunnen van dampen uit de ondergrond, wat op zijn beurt een invloed zal hebben op de mogelijke humane risico's. Zoals geïllustreerd in Figuur 17 is de kans op dampintreding het grootst bij geringere volumes aan binnenlucht en beperkte ventilatie in combinatie met hoge bodemluchtconcentraties en – fluxen. Druk- en ventilatietesten uitgevoerd door gespecialiseerde firma's kunnen hierbij waardevolle informatie verstrekken.



Figuur 17: Dampintreding i.f.v. bodemluchtconcentraties en ventilatie gebouw (Schmidt, 2016)

3.6.2.5 Gebouw in onderdruk

Onderdrukken in gebouwen kunnen worden veroorzaakt door lekken via ramen, deuren en daken waardoor een opwaartse luchtstroming van de verwarmde lucht ontstaat. In combinatie met open en slecht geventileerde kruipruimtes en/ of dampdoorlatende kelders kan bodemlucht worden aangezogen vanuit de onderliggende bodem waardoor eventuele verontreiniging zich kan verspreiden in het gebouw. Dit wordt weergegeven in Figuur 16 A.

3.6.2.6 Gebouw in overdruk (HVAC)

Gebouwen met een klimaatregeling (HVAC⁸) zijn speciaal ontworpen om elke indringing van lucht te vermijden behalve de gecontroleerde opname via de luchtintake van het HVAC-systeem. Hetzelfde geldt voor gebouwen die om bedrijfstechnische redenen in overdruk worden gehouden. Behalve de gecontroleerde inname van buitenlucht, hebben deze gebouwen het bijkomend voordeel dat ze in een (lichte) overdruk worden gehouden tijdens de werking van het HVAC-systeem (Figuur 16B).

⁸ HVAC is de Engelse afkorting van "heating" (verwarming), "ventilation" (ventilatie) en "air conditioning" (airconditioning of koeling), drie deelgebieden van huiscomfort.

Deze overdruk kan resulteren in een transport van de binnenlucht naar de bodemlucht. Op deze manier wordt de blootstellingsroute van het convectief transport via de bodemlucht naar de binnenlucht uitgeschakeld zolang het HVAC-systeem actief is. Bij de opbouw van het CSM wordt aangeraden rekening te houden met de werking van het HVAC-systeem.

Mogelijke invloeden zijn:

- Verdunningseffecten in de bodemlucht in de directe omgeving van het gebouw door convectief transport van binnenlucht naar de bodem bij een in werking zijnde HVAC;
- Verlaging van de concentraties in de binnenlucht bij een in werking zijnde HVAC in vergelijking met een stilstand van de HVAC wanneer dampintreding wel kan plaatsvinden.

Aangezien de invloed van de HVAC afhankelijk is van het al dan niet in werking zijn van het systeem, moet bij de opbouw van de CSM rekening worden gehouden met het werkingsregime van de HVAC. De frequentie en de duur van de luchtstaalname worden, in de mate van het mogelijke, best afgestemd op het werkingsregime van de HVAC.

3.7 Binnenbronnen

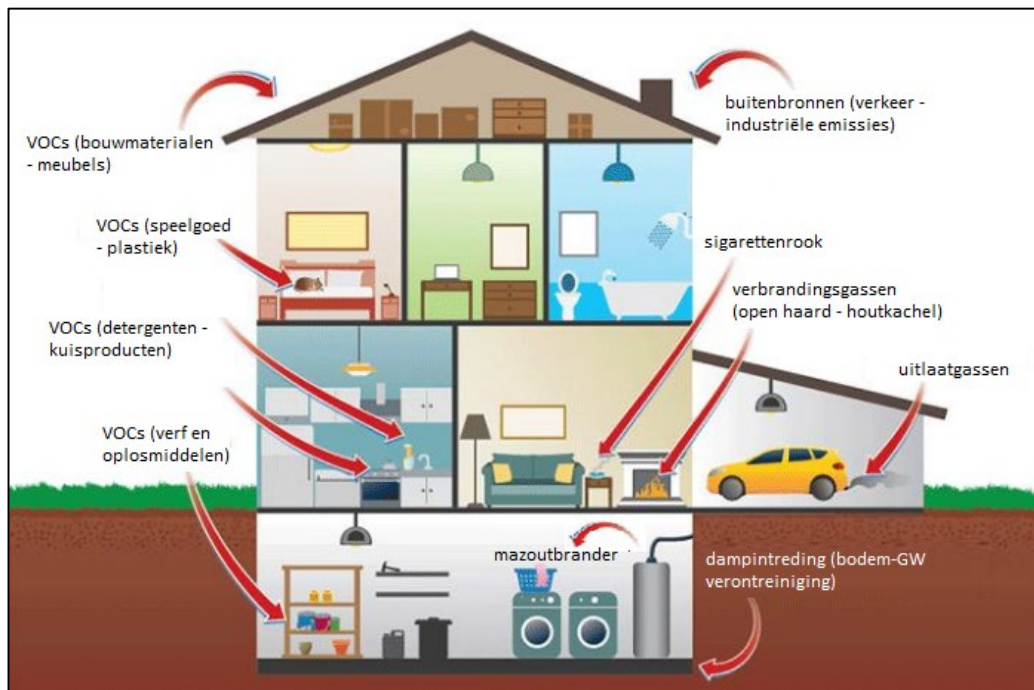
Studies tonen aan dat de binnenlucht vaak meer vervuild is dan de buitenlucht (Goelen et al., 2007; Stranger et al., 2010; WHO, 2010; Stranger et al., 2012). Gemiddeld brengen we 85 % van ons leven binnenshuis door (op het werk, op school, thuis, sportzalen,...). De binnenluchtkwaliteit is bijgevolg een belangrijke parameter in de evaluatie van uitdampingsrisico's in het kader van het bodemdecreet. De binnenluchtkwaliteit en de concentratie aan pollutanten in het binnenmilieu worden echter niet enkel beïnvloed door de eventuele aanwezigheid van verontreinigingen in bodem en/of grondwater onder of in de nabije omgeving van gebouwen, maar zijn tevens functie van 1) de eventuele aanwezigheid van zogenaamde binnenbronnen, 2) de buitenluchtkwaliteit en 3) van de manier en mate van ventilatie (Figuur 18).

Binnenbronnen (i.e. bronnen aan verontreinigingsparameters die zich in het binnenmilieu van een gebouw bevinden; bijlage B) kunnen onderverdeeld worden in verschillende categorieën nl.:

- bouwmaterialen waaruit vluchtige componenten worden vrijgezet;
- vloer- en wandbekleding
- verven & lijmengebruik en opslag van pesticiden, ontsmettingsmiddelen, reinigingsmiddelen;
- verbrandingsgassen afkomstig van roken, keukens, open haarden & kachels;
- en kruisbesmetting uit andere slecht geventileerde zones

Bij bedrijven moet men tevens rekening houden met de aanwezigheid van bedrijfsspecifieke stoffen en de mogelijke invloed op de kwaliteit van de binnenlucht. Wanneer de bedrijfsspecifieke stoffen indentiek zijn aan de verontreinigingsparameters van de bodemverontreiniging en indien binnenluchtconcentraties hoger zijn dan de MAC waarden (zie §4.2.3 "Waarden voor werknemers, MAC-waarde), dan zijn bodemluchtmetingen noodzakelijk om het uitdampingsrisico van de aanwezige bodemverontreiniging uit te sluiten.

US-EPA (2003) ontwikkelde een databank “SRD-Source Ranking Database for Indoor Air Pollutants”⁹ bedoeld als screeningsmethode om na te gaan welke producten welke chemicaliën bevatten of vice versa. Ook een rangschikking van diverse producten op basis van hun toxiciteit kan hierbij worden gegenereerd. Bijlage B bevat een overzicht van vaak voorkomende binnenbronnen en de hieraan gerelateerde chemische stoffen. Verhoogde concentraties aan deze stoffen worden in de praktijk waargenomen, ook bij afwezigheid van verontreinigingen in het vaste deel van de aarde en in het grondwater.



Figuur 18: Schematisch overzicht van verontreinigingsparameters in het binnenmilieu en de relatie met eventuele bodem- en/of grondwaterverontreiniging, binnen- en buitenbronnen (naar US-EPA, 2017)

3.8 Invloed van buitenbronnen

Zoals in §3.7.2.1 en §3.7.2.2 aangegeven is het indringen van buitenlucht in een gebouw mogelijk via infiltratie en ventilatie. Bij de opmaak van het conceptueel plan moeten bijgevolg mogelijke invloeden van buitenaf, bijvoorbeeld emissies van een drukke verkeersweg of een nabijgelegen fabriek / benzinstation, mee in overweging genomen worden. Bij de start van binnenluchtmeetcampagnes zijn representatieve nulmetingen van de buitenlucht dan ook noodzakelijk (zie §5.2.4).

3.9 Seizoenale invloeden

Met betrekking tot de interpretatie van uitdampingsrisico's en het uitwerken van een staalnamecampagne voor bodemlucht- en binnenluchtmetingen (§ 5.7.2) is het van belang rekening te houden met de invloed van de weersomstandigheden of meer algemeen de seizoensgebonden locatiespecifieke parameters waaronder windsnelheden, neerslag, temperatuur en luchtdruk alsook het verschil in ventilatie. Over het algemeen kan gesteld

⁹ US-EPA Source Ranking Database

<https://www.epa.gov/tsc-screening-tools/forms/srd-source-ranking-database-indoor-air-pollutants-download-and-install>

worden dat luchtmetingen uitgevoerd in winterperiodes resulteren in een worst-case interpretatie (Tabel 3).

Tabel 3: Overzicht seizoenale parameters (naar MassDep, 2014)

Parameter	Worst case condities	Minst conservatieve condities
Seizoen	Herfst / Winter	Zomer
Temperatuur	Binnen > buiten	Buiten > Binnen
Wind	Hogere gemiddelde windsnelheid	Lagere gemiddelde windsnelheid
Bodem	Afname dikte onverzadigde zone	Toename dikte onverzadigde zone
Grondwater	Hoge waterstand	Lage waterstand
Neerslag	Langdurige neerslagperiodes	Kortere neerslagperiodes
Atmosferische druk	Dalend	Toenemend
Deuren / ramen	Gesloten	Open
Verwarming	Aan	Uit

4 Methodiek voor de bepaling van uitdampingsrisico's

4.1 Initiële screening noodzaak uitvoering evaluatie uitdampingsrisico

Op basis van het opgestelde conceptueel model en de flowchart weergegeven in Figuur 20 wordt een 1^e screening (initiële screening) uitgevoerd naar de noodzaak voor de evaluatie van uitdampingsrisico's door middel van een blootstellingsmodel en eventueel bijkomend de uitvoering van luchtmetingen. De initiële screening omvat de bepaling van 1) de vluchtigheid van de aanwezige parameters, 2) de omvang van de laterale insluitingszone en verticale screeningsafstand en 3) evaluatie van de volledigheid van de uitdampingsroute (zie §3.2). Indien er binnen de insluitingszone of verticale screeningsafstand noch in de actuele, noch in de potentiële situatie gebouwen/receptoren aanwezig zijn, vervalt de noodzaak voor de evaluatie van het uitdampingsrisico, tenzij andere elementen (zie § 3.6.1) de evaluatie van het uitdampingsrisico vereisen.

4.2 Risicobeoordeling met blootstellingsmodel

Indien uit het CSM blijkt dat er een verontreiniging met vluchtige componenten aanwezig is en er gebouwen binnen de laterale en verticale insluitingszone vallen, dan dient een risicobeoordeling te gebeuren met een blootstellingsmodel om de impact van vervluchtiging en het risico ten gevolge van de inhalatie van binnenlucht te bepalen.

Met behulp van software modellen (e.g. S-risk of een gelijkwaardig blootstellingsmodel) wordt volgens de richtlijnen opgenomen in de Basisinformatie voor risico-evaluaties (Deel 2 "Uitvoeren van een humaan-toxicologische locatiespecifieke risico-evaluatie" (OVAM, 2013b) en de vigerende standaardprocedure (O)BBO (OVAM website) het risico dat uitgaat van de verontreiniging in bodem en/of grondwater berekend, rekening houdend met het opgestelde CSM en dit zowel voor de actuele als voor de potentiële situatie. Hierbij wordt gebruik gemaakt van een 'getrapte' aanpak bestaande uit 3 stappen. In eerste instantie wordt een worst case berekening uitgevoerd (stap 1) op basis van maximale bodem en grondwaterconcentraties. Wanneer dit aanleiding geeft tot een risico wordt een verfijnde berekening (stap 2) uitgevoerd waarbij extra aandacht uitgaat naar de luchtgerelateerde aspecten. Pas wanneer na stap 2 blijkt dat er nog steeds een risico wordt afgeleid met als dominante blootstellingsroute 'inhalatie van binnenlucht', wordt overgegaan (stap 3) tot aanvullende luchtmetingen (i.e. bodem-, binnen en/of buitenlucht) voor het verfijnen van de risicoberekeningen. En ten slotte wordt in stap 4, op basis van de bekomen meetresultaten, een aangepaste risico-evaluatie uitgevoerd.

4.2.1 STAP 1 – Worst case berekening

In stap 1 wordt bij het uitvoeren van een locatiespecifieke humane risico-evaluatie standaard een *worst case scenario* doorgerekend (i.e. met *maximale concentraties* voor bodem en grondwater en *weinig differentiatie* in het ruimtelijke patroon). Op basis van de berekeningsresultaten wordt de bijdrage van vervluchtiging (dampintreding) en het humaan risico ten gevolge van blootstelling via inhalatie van binnenlucht beoordeeld. Indien uit stap 1 wordt afgeleid dat er een risico is (risico-index of pseudo risico-index > 1 en/of het extra levenslang kankerrisico > $1 \cdot 10^{-5}$) met als dominante blootstellingsroute 'inhalatie van lucht' of

indien de berekende concentratie in binnen- en/of buitenlucht de concentratielimiet overschrijdt ($CI > 1$), dan wordt aanbevolen om de risico-evaluatie te verfijnen (zie stap 2). Hierbij is het aan de eBSD om te beslissen in hoeverre bijkomende inspanningen m.b.t. de risico-evaluatie opportuun zijn, dan wel dat sanering noodzakelijk zal zijn.

4.2.2 STAP 2 – Luchtgerelateerde aspecten voor verfijning risico tgV vervluchtiging

Met betrekking tot de verfijnde risico-analyse dient in eerste instantie extra aandacht besteed te worden aan het bepalen van meer 'representatieve' concentraties voor bodem en grondwater. Vervolgens wordt voor de gebouwparameters en de blootstellingstijd nagegaan of de in S-risk ingestelde "default" waarde moeten worden aangepast in functie van locatiespecifieke omstandigheden. Het spreekt voor zich dat eventuele aanpassingen in inputparameters door de deskundige moeten worden onderbouwd vanuit de verontreinigingssituatie en het CSM.

4.2.2.1 Concentraties i.f.v. vervluchtiging

Indien het gebouw zich niet bevindt ter hoogte van de kern van de verontreiniging, dan kan het worst case scenario op basis van maximale concentraties (stap 1) een vertekend beeld geven van de realiteit (i.e. overschatting van het risico). Om het risico ten gevolge dampintreding accurater te begroten, dient nagegaan te worden welke concentraties in het vaste deel van de aarde en het ondiep grondwater 'representatief' zijn voor het berekenen van de concentraties in binnenlucht. Hiervoor wordt nagegaan welke bodem- en grondwaterconcentraties gekend zijn binnen de laterale insluitingszone en verticale screeningsafstand van het gebouw. In functie van het CSM en de verontreinigingssituatie verantwoordt de deskundige aan de hand van boringen/peilbuizen binnen de laterale en verticale insluitingszone de keuze van 'representatieve' concentraties voor het vaste deel van de aarde en het ondiep grondwater.

Vaste deel van de aarde

Wanneer op basis van het CSM blijkt dat de verontreiniging in het vaste deel van de aarde niet of in mindere mate aanwezig is onder het gebouw, dan kan in S-Risk een afzonderlijk concentratieprofiel aangemaakt worden. Dit kan in S-Risk door het vakje 'activeer afzonderlijk profiel uitdamping binnenlucht' aan te vinken. Op deze wijze kunnen andere bodemconcentraties ingegeven worden 'onder' en 'rond' het gebouw. Voor de berekening van dampintreding naar het gebouw en de berekening van de concentratie in binnenlucht wordt nu rekening gehouden met de bodemconcentraties 'onder' het gebouw. Enkel wanneer de berekende concentratie in buitenlucht groter is dan de berekende concentratie in binnenlucht, wordt de buitenluchtconcentratie gehanteerd als binnenluchtconcentratie voor de berekening van het risico ten gevolge van inhalatie van lucht. S-Risk hanteert immers het standpunt dat de concentratie in binnenlucht minimaal gelijk is aan de buitenluchtconcentratie.

Ook wanneer de verontreiniging slechts 'gedeeltelijk' aanwezig is onder het gebouw, kan dit voor het vaste deel van de aarde in rekening gebracht worden via het afzonderlijke concentratieprofiel (zie FAQ S-Risk; Bijlage D - Kader 1). De bodemconcentratie 'onder' het gebouw wordt in dit geval berekend rekening houdend met de oppervlakte van de verontreiniging onder het gebouw en de vloeroppervlakte van het gebouw (of kelder). Dit kan door de representatieve bodemconcentratie onder het gebouw te vermenigvuldigen met de oppervlakte van de verontreiniging onder het gebouw en te delen door de vloeroppervlakte van het volledige gebouw (kelder). Indien bijvoorbeeld de verontreiniging slechts aanwezig is onder 30% van het gebouw, dan wordt als bodemconcentratie onder het gebouw slechts 30% van de 'representatieve' bodemconcentratie ingevoerd. Op deze wijze wordt een meer accurate

inschatting bekomen van het risico via inhalatie van binnenlucht wanneer de verontreiniging zich slechts gedeeltelijk onder de woning bevindt.

Grondwater

Enkel vluchtige componenten aanwezig in het ondiep grondwater kunnen uitdampen, komen in de bodemlucht terecht en vervolgens in de buiten- en binnenlucht. Wanneer een 'propere' waterlaag aanwezig is boven de verontreinigde grondwaterpluim (bv. grondwaterverontreiniging zakt uit naarmate afstand tot bronzone toeneemt), dan verhindert de propere waterlaag dat de diepere grondwaterverontreiniging kan vervluchtigen naar bodemlucht (Figuur 6F). Het is dus belangrijk na te gaan welke concentraties representatief zijn voor het ondiepe grondwater ter hoogte van het gebouw. Opgelet, voor grondwater kan geen afzonderlijk concentratieprofiel ingegeven worden.

4.2.2.2 Gebouwparameters

De belangrijkste gebouwparameters zijn de oppervlakte en het volume van de kelder, de oppervlakte en het volume van het gelijkvloers, de staat van de betonvloer (gaten en spleten of intact), de dikte van de vloer, de kwaliteit van de vloer en eventueel de kwaliteit van de keldermuren (zie ook Figuur 13).

Oppervlakte en volume

Wanneer geopteerd wordt voor het scenario 'kelder', gaat S-Risk voor de berekening van de concentratie in binnenlucht de kelder en het gelijkvloers als één geheel (binnenruimte) beschouwen. In het tabblad 'binnenlucht' dienen bij de gebouwparameters wel afzonderlijke volumes ingevoerd te worden voor de kelder en het gelijkvloers. In Figuur 19 worden de 'default waarden' voor de gebouwparameters weergegeven. Deze waarden gelden voor 'alle' bestemmingstypes.

Gebouw	
Gebouwtype:	kelder
Staat van de vloer:	gaten en spleten
Volume van de binnenruimte (m ³):	150
Dikte van de vloer (m):	0,1
Vloeroppervlakte (m ²):	50
Diepte van de keldervloer onder de grond (m-mv):	2
Volume van de kelder (m ³):	100
Dikte van de muren (m):	0,15
Oppervlakte van de keldermuren (m ²):	60

Figuur 19: S-risk, Overzicht "default" waarden gebouwparameters

Er wordt aangeraden om het volume van de binnenruimte en ook de oppervlakte en het volume van de kelder 'locatiespecifiek' aan te passen. Voor hangars in industriegebied en ook voor sporthallen in recreatiegebied is het defaultvolume van de binnenruimte van 150 m³ (= 50 m² * 3 m hoog) niet altijd realistisch. In dit geval wordt het default volume van de binnenruimte aangepast. Indien het gebouw onderkelderd is, wordt ook de vloeroppervlakte (default 50 m²) en het volume van de kelder (default 100; 50 m² x 2 m diepte kelder onder de grond) aangepast.

Bij 'kruipruimte' wordt een kelder met 'onverharde' vloer verondersteld en vormt de kruipruimte niet één geheel met het gelijkvloers (kruipruimte is aparte ruimte).

Staat van de betonvloer

Voor de betonvloer in contact met de bodem dient de 'staat van de vloer' ingevuld te worden. Er wordt aangeraden om standaard 'gaten en spleten' (default instelling) te hanteren tenzij het een intacte vloer (nieuw gebouw of nieuwe coating) betreft waarbij dan gelijktijdig ook de waarden voor de luchtdoorlatendheid en luchtgevulde porositeit worden aangepast aan 'goede' tot 'zeer goede' kwaliteit (Tabel 4¹⁰; (zie FAQ S-Risk; Bijlage D - Kader).

Tabel 4: Luchtdoorlatendheid en luchtgevulde porositeit van een intacte vloer

Quality of the floor	Air permeability ($k_{v,f}$, m^2)	Air-filled porosity ($\epsilon_{v,f}$, -)
bad	$10^{-15.0}$	0.135
average (= default)	$10^{-16.5}$	0.045
good	$10^{-17.5}$	0.015
very good	$10^{-18.5}$	0.006

4.2.2.3 TCL-waarde voor kortere blootstellingstijd

Voor het berekenen van de CI wordt bij alle bestemmingstypes rekening gehouden met de TCL-waarde, ondanks het feit dat in de meeste gevallen deze waarde geldt voor 24-uur blootstelling. Aangezien men ervan uitgaat dat men in industriegebied geen 24 uur per dag aanwezig is, mag bij een concentratie-index groter dan 1 de gehanteerde concentratielimiet voor lucht (TCL waarde of wettelijke limiet) herrekend worden in functie van de 'tijd' dat men effectief aanwezig is op de locatie. De limieten voor lucht gaan meestal uit van 24 uur blootstelling per dag en dit gedurende 365 dagen per jaar, terwijl men in industriegebied slechts 8 uur/dag aanwezig is, 5 dagen per week en 48 weken per jaar. Deze correctie voor een kortere blootsteldingsduur voor het scenario industrie dient door de eBSD in de beschrijving van de risico-analyse te worden opgenomen.

4.2.3 STAP 3 – Uitvoeren van luchtmetingen, evaluatie meetresultaten

Voor de uitwerking van een staalnamecampagne m.b.t. luchtmetingen wordt verwezen naar de richtlijnen m.b.t. de onderzoekstrategie en methodiek voor de uitvoering van bodemlucht-, buitenlucht- en/of binnenluchtmetingen opgenomen in Hoofdstuk 5. De bekomen meetwaarden laten toe om het conceptueel model en de risicobeoordeling verder te verfijnen.

4.2.3.1 Evaluatie resultaten bodemluchtmetingen

Bodemluchtmetingen geven op zich nog geen indicatie van de mogelijke humane gezondheidsrisico's ten gevolge van de inhalatie van binnenlucht. In tegenstelling tot de Verenigde Staten zijn voor Vlaanderen op dit moment geen toetsingswaarden voorhanden op basis waarvan gezondheidsrisico's ten gevolge van bodemluchtconcentraties geëvalueerd kunnen worden. Een overzicht en een korte toelichting bij de achterliggende onderbouwing van de toetsingswaarden die in de VS worden toegepast is terug te vinden in bijlage E. Daar deze buitenlandse toetsingswaarden ontworpen zijn in lijn met de in die regio's geldende procedures en modellen voor humane risico-evaluatie (wiskundige vergelijkingen, gezondheidkundige

¹⁰ cf. TGD (2017), Tabel 10

waarden, aanvaard risico, ...) en niet overeenkomen met onze scenario's, kunnen deze niet in Vlaanderen toegepast worden.

Indien geen verhoogde concentraties worden aangetroffen in de bodemluchtmetingen (i.e. geen volledige uitdampingsroute), dan kan er geen dampintreding optreden en kan geconcludeerd worden dat er geen gezondheidsrisico uitgaat van de inhalatie van binnenlucht ten gevolge van de aanwezige bodemverontreiniging. Indien men toch een risicoberekening wenst uit te voeren (voor het bepalen van het risico ten gevolge van andere blootstellingsroutes), dan kan men in dit geval als bodemluchtconcentratie een waarde '0' ingegeven worden.

Bodemluchtmetingen hebben tot doel na te gaan welke parameters en in welke concentraties aanwezig zijn in bodemlucht ter hoogte van een bodem en/of grondwaterverontreiniging met vluchtige parameters. Aan de hand van concentratieprofielen kan vervolgens nagegaan worden of er sprake is van een onvolledig dan wel van een volledige uitdampingsroute. Op welke wijze gemeten bodemluchtconcentraties kunnen ingevoerd worden in S-Risk wordt toegelicht in stap 4 (§ 4.2.4).

4.2.3.2 Meetwaarden vergelijken met achtergrondniveaus in binnen- of buitenlucht

Vluchtige stoffen in lucht zijn vaak niet alleen het gevolg van bodem- of grondwaterverontreiniging. Ze zijn vaak omnipresent (overal aanwezig) waardoor sprake is van reeds verhoogde achtergrondconcentraties. De achtergrondconcentraties in buiten- en/of binnenlucht zijn afhankelijk van omgevingskenmerken en de mogelijke aanwezigheid van buitenbronnen (e.g. landelijke, stedelijke of industriële omgeving, nabijheid van specifieke activiteiten met mogelijke emissie, verkeer,...; zie §3.9) en voor binnenlucht bijkomend ook van binnenhuisbronnen (zie §3.8).

Alvorens een 'nieuwe' risicoberekening uit te voeren met S-Risk is het bijgevolg zinvol om gemeten binnen- en/of buitenluchtconcentraties te vergelijken met locatiespecifieke achtergrondconcentraties.

Indien de gemeten binnen- en buitenluchtconcentraties kleiner zijn dan de locatiespecifieke achtergrondconcentraties kan gesteld worden dat de blootstellingsroute inhalatie van lucht geen aanleiding geeft tot een humaan risico. Er hoeft bijgevolg geen nieuwe risicoberekening met S-Risk uitgevoerd te worden.

BUITENLUCHT

Elke staalnamecampagne met betrekking tot de uitvoering van binnenluchtmetingen moeten minstens 2 metingen van de buitenlucht bevatten (zie §5.7) Indien de deskundige een referentiemeting in buitenlucht heeft uitgevoerd (i.e. windopwaarts en buiten de invloedzone van de verontreiniging), dan kunnen de gemeten binnenluchtmetingen hiermee vergeleken worden. Ten gevolge van luchtverversing en ventilatie kan de kwaliteit van de buitenlucht een invloed hebben op de kwaliteit van de binnenlucht in het gebouw. De resulterende binnenluchtconcentratie als gevolg van de aanvoer van buitenlucht is normaal gezien lager of maximaal gelijk aan de gemeten referentieconcentratie in de buitenlucht.

Indien geen referentiemeting voor de buitenlucht werd uitgevoerd, dan kan de deskundige gegevens over achtergrondconcentraties in buitenlucht opzoeken. Een eerste te raadplegen bron, zijn de resultaten van de luchtmetingen uitgevoerd door de Vlaamse Milieumaatschappij - VMM (<https://www.vmm.be/lucht/luchtkwaliteit>). De metingen worden uitgevoerd voor een beperkt aantal meetstations. Als typische achtergrond neemt men best de gegevens van vergelijkbare niet-industriële locaties (die immers meestal in de buurt van specifieke bronnen geplaatst zijn), tenzij de site in de buurt van een meetpost zou liggen. Voor stoffen, die in

Vlaanderen niet gemeten worden, kan men buitenlandse instanties raadplegen of een literatuuropzoeking uitvoeren. Overzichtswerken over stoffen geven ook informatie over niveaus in buitenlucht. Voor de Vlarebo-parameters werd dit opgenomen in de stoffenfiche horende bij S-Risk. Bij vergelijking met deze meer generieke niet-locatiespecifieke data, zijn de conclusies over de oorsprong van de gemeten binnenluchtniveaus uiteraard minder zeker.

Zolang de gemeten binnen- en buitenluchtconcentratie kleiner of gelijk is aan de referentiemeting in buitenlucht of aan de achtergrondconcentratie weergegeven in de literatuur, kan gesteld worden dat er geen gezondheidsrisico aanwezig is ten gevolge van de inhalatie van buiten- en binnenlucht als gevolg van de vastgestelde bodem en/of grondwaterverontreiniging.

BINNENLUCHT

Voor binnenlucht zijn geen achtergrondconcentraties beschikbaar of worden deze gelijk gesteld aan de achtergrondconcentraties voor buitenlucht (zie S-Risk).

4.2.3.3 Evaluatie meetresultaten buiten- en/of binnenluchtmetingen

Bij de beoordeling van luchtkwaliteit maken we een onderscheid tussen 1) gezondheidskundige en wettelijke waarden, 2) waarden voor buitenlucht en binnenlucht, en 3) waarden voor de algemene bevolking en voor werknemers. De waarden, gebruikt bij normering, zijn in de stoffenfiches van S- risk (www.s-risk.be/documents) terug te vinden onder de "Limiet in lucht". Voor tetrachlooretheen en trichlooretheen werden via de 'richtlijnen bodemsaneringsdeskundigen' op 26/11/2015 nieuwe criteria voorgesteld (zie kader 3 in bijlage D).

WAARDEN VOOR DE ALGEMENE BEVOLKING - GEZONDHEIDSKUNDIGE WAARDEN

Gezondheidskundig onderbouwde waarden worden afgeleid door verschillende instanties (zie ondermeer Basisinformatie voor risico-evaluaties: OVAM, 2013a; 2013b). Ze zijn gebaseerd op toxicologische en epidemiologische gegevens en hebben tot doel de algemene bevolking te beschermen. Voor niet-kankerverwekkende stoffen komen de waarden overeen met een "geen-effectniveau". Voor kankerverwekkende stoffen wordt bij bodemverontreiniging in Vlaanderen een extra levenslang kankerrisico van $1/10^5$ gehanteerd. De waarden gaan uit van een continue chronische blootstelling. Naargelang de definitie varieert dit van een significant deel van het leven (>10%) tot levenslang). Door hun wijze van afleiding zijn deze toepasbaar voor het buiten- en binnenmilieu. Voor blootstelling gedurende korte tijd worden door bepaalde instanties (zoals US Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) en de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO)) ook waarden gepubliceerd, indien een kritisch effect na korte blootstellingstijden optreedt. Qua onderbouwing is er over het algemeen geen verschil tussen binnenlucht of buitenlucht. Het uitgangspunt is dat geen effecten optreden zolang de waarden niet overschreden worden over de periode waarvoor de waarde is opgesteld. Voor langdurige blootstelling gaat de onderbouwing uit van een dagelijkse 24-uursblootstelling.

WAARDEN VOOR DE ALGEMENE BEVOLKING - WETTELIJKE WAARDEN

Bij de wettelijke waarden voor luchtkwaliteit moet een onderscheid worden gemaakt tussen buitenlucht- en binnenluchtkwaliteit. Wettelijke waarden vertrekken over het algemeen van gezondheidskundig onderbouwde waarden, maar ze kunnen ook rekening houden met haalbaarheid en wenselijkheid en daarom afwijken van gezondheidskundige waarden. Wettelijke waarden voor *buitenluchtkwaliteit* worden opgesteld op Europees niveau (Europese kaderrichtlijn lucht en dochterrichtlijnen). In Vlaanderen zijn ook waarden opgenomen in de bijlagen van het Vlarem (Vlarem II, bijlagen). Voor stoffen, relevant voor uitdamping bij

bodemverontreiniging, gaat het over vinylchloride (richtwaarde en grenswaarde; VLAREM bijlage 2.5.1), benzo(a)pyreen (streefwaarde; VLAREM bijlage 2.5.8), lood (grenswaarde: VLAREM bijlage 2.5.3.11) en benzeen (jaarlijkse en 24-uurs grenswaarde; VLAREM bijlage 2.5.3.11).

Wettelijke waarden voor binnenluchtkwaliteit zijn voor Vlaanderen opgenomen in het Binnenmilieubesluit (momenteel BS, 2004). Dit besluit omvat zowel richtwaarden als interventiewaarden. De richtwaarde is hier het niveau dat zoveel mogelijk moet worden bereikt of gehandhaafd. Dit besluit heeft betrekking op binnenhuisbronnen, en niet op bronnen buiten of onder een gebouw.

WAARDEN VOOR WERKNEMERS (MAC-WAARDE)

Wettelijke waarden voor de bescherming van werknemers vallen binnen het kader van de Wet welzijn op het werk en de Codex welzijn op het werk (FOD W-A-So). Onder hoofdstuk VI, titel 1 van de Codex (FOD W-A-So, 2017b) wordt de regelgeving betreffende blootstelling aan chemische agentia behandeld. Het besluit is van toepassing wanneer "chemische agentia die risico's opleveren op de arbeidsplaats aanwezig zijn of aanwezig kunnen zijn of wanneer een beroepsactiviteit wordt uitgeoefend waarbij chemische agentia betrokken zijn". De MAC-waarde is gedefinieerd als de maximale concentratie van een gas, damp of nevel of van een stof in de lucht op de werkplek, die bij inademing gedurende arbeidsperiode in het algemeen geen nadelige gevolgen heeft op de gezondheid van de werknemers en hun nageslacht. Voor een lijst van chemische stoffen (zijn grenswaarden voor beroepsmatige blootstelling (8 uur blootstelling) en eventueel waarden voor korte termijnblootstelling (15 minuten) opgenomen. De grenswaarden houden rekening met het feit dat de blootstelling betrekking heeft op gezonde en niet-specifiek gevoelige personen (bvb. geen kinderen, geen zwangere vrouwen) en dat de blootstellingsduur en periode niet permanent zijn (8 uur werkdag, 5 dagen per week). Daardoor liggen deze waarden beduidend hoger dan de waarden die afgeleid worden voor de algemene bevolking.

GEBRUIK VAN DE TOETSINGSWAARDEN VOOR LUCHTKWALITEIT IN HET KADER VAN HET BODEMDECREET

We bespreken hierna alleen de toetsing van gemeten concentraties aan toetsingswaarden voor luchtkwaliteit. Uiteraard kunnen/dienen metingen – naargelang de concrete situatie – ook te worden meegenomen in een risico-evaluatie die de totale blootstelling bekijkt.

De waarden voor de bescherming van werknemers (MAC-waarden) zijn niet opgenomen in de stoffenfiches van S-Risk omdat er niet van uitgegaan kan worden dat in de industriële scenario's de blootstelling aan de bodemverontreiniging gekend is en gekoppeld kan worden aan de activiteit. Ook zijn in de stoffenfiches geen waarden voor kortdurende blootstelling opgenomen.

Standaard worden waarden voor bescherming van de algemene bevolking gebruikt bij het beoordelen van luchtverontreiniging als gevolg van bodemverontreiniging. In een industrieel scenario kunnen waarden voor arbeidersblootstelling alleen gebruikt worden indien de chemische stoffen in de bodem duidelijk gekoppeld zijn aan de industriële activiteit. Is dit niet het geval, dan gebruikt men de waarden voor de algemene bevolking, waarbij eventueel een correctie kan plaatsvinden voor kortere blootstellingsduur (delen door " $8/24 * 5/7 * 48/52$ "). In alle andere situaties zal men de toetsingswaarden voor de algemene bevolking gebruiken.

Los van de data in de S-Risk stoffenfiches is de logica dat men gebonden is aan wettelijke waarden voor het al dan niet nemen van maatregelen, maar dat gezondheidkundig onderbouwde waarden duidelijker toelaten een uitspraak te doen over het gezondheidsrisico.

Wanneer wettelijke waarden ontbreken, dient men gebruik te maken van gezondheidskundig onderbouwde waarden. In de stoffen fiches van S-Risk vindt men de waarden terug onder twee termen: *TCL*¹¹ (*toelaatbare concentratie in lucht*) en *limiet in lucht*.

- TCL: gezondheidskundig onderbouwde waarde, die gebruikt wordt bij de blootstellingsgebaseerde risico-evaluatie; let wel:
 - er kunnen meerdere waarden zijn indien er meerdere effecttypes zijn (i.e. effecten na korte en na lange termijn blootstelling, kankereindpunten en niet-kankereindpunten, systemische effecten en locale effecten).
 - voor carcinogenen zonder drempel moet het getal omgerekend worden naar een concentratie bij een bepaald extra levenslang kankerrisico (1.10^{-5} /waarde in (mg/m^3) -1; waarbij 1.10^{-5} het overeengekomen extra levenslang kankerrisico is bij bodemverontreiniging.
- limiet in lucht: indien er een wettelijke waarde bestond op het moment van normering, dan is het getal hier meestal de wettelijke waarde; in het andere geval staat hier meestal de meest limiterende (laagste) gezondheidskundige waarde overeenkomstig de TCL. De limiet in lucht wordt gebruikt om de concentratie-index (CI) of de verhouding tussen de concentratie en de concentratielimiet te berekenen.

4.2.4 STAP 4 – Aangepaste Risicoberekening op basis van de resultaten van de uitgevoerde luchtmetingen

In eerste instantie wordt een nieuwe worst case risicoberekening uitgevoerd op basis van de maximale luchtconcentratie(s). Indien dit nog aanleiding geeft tot een risico, kan door de eBSD een meer representatieve waarde (gemiddelde waarde, mediaan van meerdere metingen i.f.v. plaats en/of tijd) gehanteerd worden voor de risicoberekening met S-Risk.

Er zijn ook enkele FAQ's gedefinieerd om op correcte wijze om te gaan met het invoeren van binnen- en bodemluchtmetingen in S-Risk. Er wordt opgemerkt dat in de situatie van een betonvloer zonder kelder of kruipruimte het veld voor kelder- of kruipruimtelucht wel zichtbaar is, maar dat er geen meetwaarde ingevuld kan worden.

4.2.4.1 Bodemlucht

In S-Risk kan men bodemluchtmetingen invoeren op basis waarvan dan een binnenluchtconcentratie en een risico wordt berekend. Het is mogelijk de berekende bodemluchtconcentraties te overschrijven door een waarde in te vullen in het veld "bodemlucht".

Indien u de optie voor een apart bodemprofiel voor uitdamping naar binnenlucht hebt aangevinkt, zal u hier ook een aparte bodemluchtconcentratie voor uitdamping naar binnenlucht kunnen invullen. Naast de concentratie moet ook de diepte van de meting ingevoerd worden. De gemeten bodemluchtconcentratie is nu de enige bodemluchtconcentratie die meegenomen wordt in de berekening van de buiten- en/of binnenluchtconcentratie. Alle berekende laagafhankelijke bodemluchtconcentraties worden geïnactiveerd.

De deskundige geeft aan welke bodemluchtconcentratie wordt meegenomen in de S-Risk berekening (i.e. representatief voor de situatie onder en/of buiten gebouw). Vervolgens wordt nagegaan of er nog steeds een gezondheidsrisico wordt vastgesteld ten gevolge van inhalatie van binnenlucht. Indien dit het geval is, is het zinvol om binnenluchtmetingen uit te voeren. De gemeten binnenluchtconcentraties worden in eerste instantie vergeleken met de door S-Risk berekende binnenluchtconcentratie op basis van de bodemluchtconcentratie:

¹¹ Ook aangeduid als TCA: Tolerable concentration air

Wanneer de gemeten binnenluchtconcentraties groter of gelijk zijn aan de berekende binnenluchtconcentratie, dan is er een gezondheidsrisico ten gevolge van de inhalatie van binnenlucht en is deze grotendeels te wijten aan dampintreding vanuit de aanwezige bodem- en of grondwaterverontreiniging onder of nabij het gebouw.

Wanneer de gemeten binnenluchtconcentraties kleiner zijn dan de berekende binnenluchtconcentratie, dan wordt een extra risicoberekening met binnenluchtconcentratie uitgevoerd.

4.2.4.2 Binnen- en buitenlucht

Buiten- en binnenluchtconcentraties kunnen op twee manieren ingevuld worden: ofwel als een apart gemeten concentratie in gasfase en op PM₁₀, of als een totaalconcentratie in lucht. Indien gekozen wordt voor de optie gasfase en PM₁₀, moet in beide velden een waarde ingevuld worden. Indien u alleen een gasfase concentratie of een PM₁₀ concentratie hebt, en de stoffeïenschappen zijn van die aard dat de concentratie in de andere fase 0 is (of verwaarloosbaar), dan kan u de gemeten concentratie invullen voor de overeenstemmende fase en een waarde 0 voor de overige fase.

Indien de concentratie wordt ingevoerd als een totaalconcentratie, dan moet u eerst het selectievakje aanvinken naast de gasfase en PM₁₀ velden, en vervolgens het selectievakje naast het totaal veld. Dit zal het totaal veld activeren. Indien u een totaalconcentratie invoert, zal het model automatisch de verdeling over gasfase en PM₁₀ berekenen. Deze omrekening gebeurt omdat het model aparte concentraties nodig heeft voor een deel van de transfer- en blootstellingsberekeningen.

Wanneer na invoer van gemeten luchtconcentraties nog steeds een risico wordt bekomen, dan is het zinvol om na te gaan of het niet meenemen van de achtergrondblootstelling een impact heeft op het risico. S-Risk neemt nl. voor niet carcinogenen steeds de achtergrondblootstelling mee (zie FAQ S-Risk; Bijlage D - Kader 4). M.a.w. indien de risico-index zonder de achtergrondblootstelling kleiner is dan 1, dan kan er besloten worden dat er geen risico ten gevolge van bodemverontreiniging is.

4.2.4.3 Kruipruimtelucht/kelderlucht

Indien u een gemeten concentratie hebt voor de kruipruimte- of de kelderlucht, kan u ook deze invullen op het concentraties tabblad.

Aangezien het model de kelder als één geheel veronderstelt met de binnenruimte, kan een kelderluchtconcentratie niet rechtstreeks ingevuld worden. Indien u toch een kelderluchtmeting hebt, kan u deze als volgt in rekening brengen. U kiest in het binnenlucht tabblad voor de optie van een gebouw met kruipruimte en past de gegevens voor de kwaliteit van de vloer (tussen kruipruimte en binnenlucht) aan zodat deze slechte of zeer slechte kwaliteit weerspiegelen (zie Tabel 4). Er is immers weinig verdunning tussen kelder en binnenlucht. Vervolgens kan u de concentratie in binnenlucht invoeren als was het een kruipruimteconcentratie. Voor een worst-case benadering voert u de kelderluchtconcentratie in als een binnenluchtconcentratie (zie FAQ S-Risk; Bijlage D – Kader 5).

4.2.4.4 S-Risk berekening

De deskundige geeft aan welke concentratie in binnenlucht, buitenlucht en ev. (kruip)kelderlucht representatief is voor de situatie en dus wordt meegenomen in de S-Risk berekening. Verdere

richtlijnen m.b.t. tot de uitvoering van bodem-, binnen- en buitenlucht zijn opgenomen in hoofdstuk 5.

Wanneer de (pseudo)risico-index > 1 of het extra levenslang kankerrisico $> 1/10^{-5}$, dan moet besloten worden dat er een gezondheidsrisico bestaat ten gevolge van inhalatie van binnenlucht, los van het feit of de concentratie-index > 1 of niet. De blootstellingsgebaseerde berekening houdt immers rekening met de effectieve activiteitspatronen op de locatie.

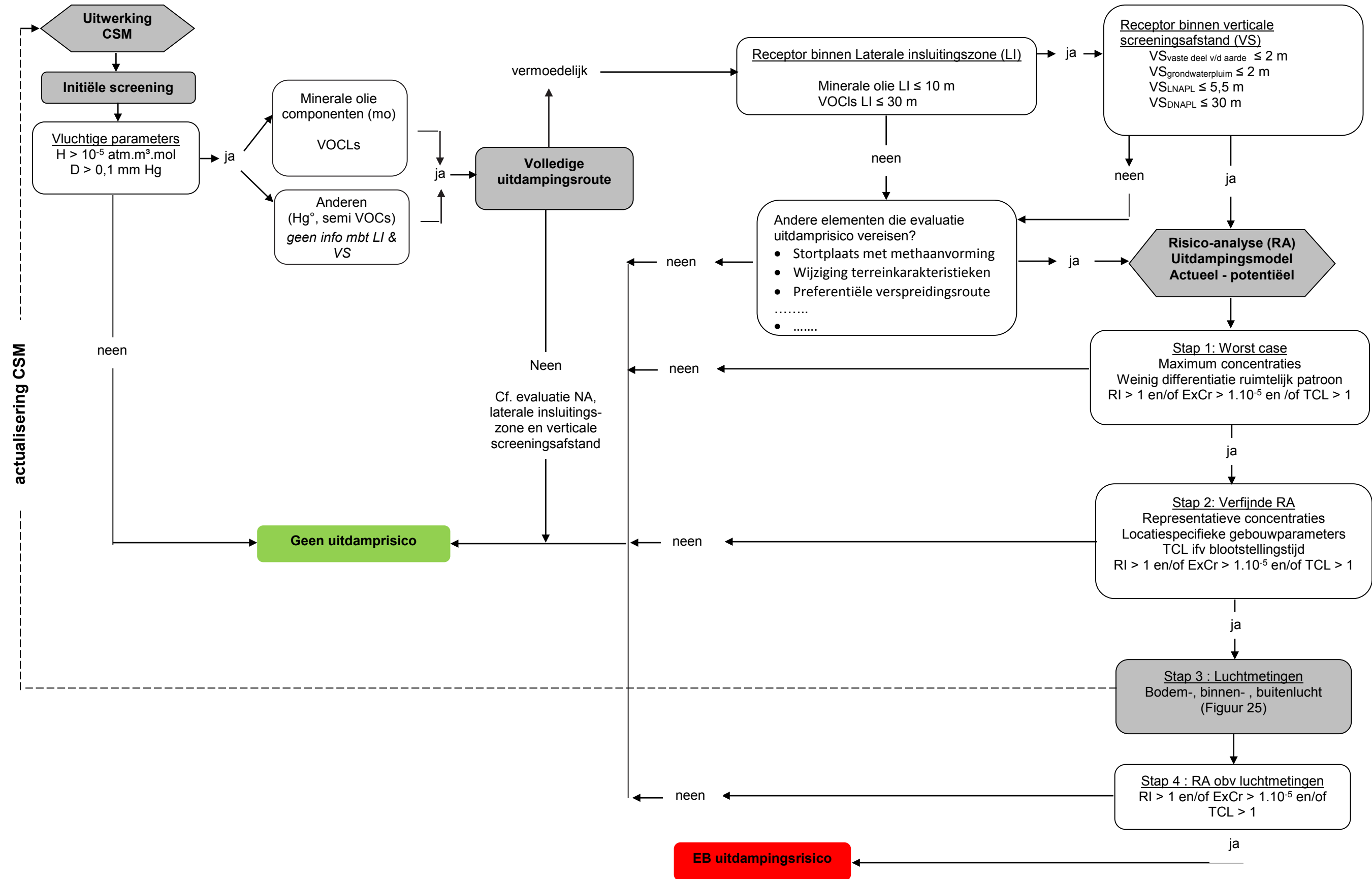
Wanneer de (pseudo)risico-index ≤ 1 of het extra levenslang kankerrisico $\leq 1 \cdot 10^{-5}$, maar de concentratie-index voor binnenlucht > 1 , dan kan de interpretatie afhangen van de soort limiet in lucht die voor die stof gehanteerd werd. De soorten limieten in lucht (toetsingswaarden voor luchtconcentraties) en hun gebruik worden besproken in §4.2.3, stap 2. In de stoffenfiches kan men terugvinden wat de herkomst is van de limiet in lucht.

Indien blijkt dat:

- 1 bodemluchtmetingen aangeven dat er sprake is van een volledige uitdampingsroute en;
- 2 er geen sprake is van verhoogde achtergrondconcentraties als gevolg van de aanwezigheid van binnen- en/of buitenbronnen en;
- 3 er na invoer van gemeten luchtconcentraties nog altijd een risico aanwezig is,

dan kan er besloten worden dat er sprake is van een humaan-risico als gevolg de aanwezigheid van een bodem en/of grondwaterverontreiniging met vluchtige polluenten.

Figuur 20: Flowchart methodiek voor de bepaling van uitdampingsrisico's



5 Staalnamestrategie & -methodiek bodem- en binnenluchtmetingen in het kader van de evaluatie van uitdampingsrisico's

Bij de staalname van bodem- en/of binnenlucht in het kader van de evaluatie van uitdampingsrisico's wordt rekening gehouden met het actuele gebruik van de gebouwen (incl. ventilatie- en verwarmingssystemen) voor het inschatten van de actuele blootstellingsrisico's en/of rekening houdend met mogelijk potentiële wijzigingen in gebruik voor het inschatten van de potentiële blootstellingsrisico's. Er wordt op gewezen dat analyseresultaten van luchtmetingen niet zonder meer geëxtrapoleerd kunnen worden naar toekomstige omstandigheden bv. na sanering en/of (her)ontwikkeling van een terrein. Ook dienen de binnenluchteresultaten voor een leegstaand gebouw met de nodige voorzichtigheid geëxtrapoleerd te worden met betrekking tot de blootstelling via binnenlucht bij de herontwikkeling van een site en dit in functie van de ligging van de nieuwe gebouwen ten opzichte van de (rest)verontreiniging.

Voor de uitwerking van de meetstrategie voor bodem- en binnenlucht wordt gestart van het eerder uitgewerkte conceptueel model, waarbij op basis van een initiële screening en de resultaten van de uitgevoerde standaard risicoberekeningen de noodzaak voor aanvullende locatiespecifieke metingen (in dit geval luchtmetingen) werden aangetoond (Figuur 20).

5.1 Terreinbezoek

Over het algemeen zal met betrekking tot de uitvoering van een bijkomende meetcampagne van bodem- en/of binnenlucht een extra terreinbezoek noodzakelijk zijn om karakteristieke locatiespecifieke elementen die de verspreiding van de verontreiniging via de bodemlucht naar de binnenlucht kunnen beïnvloeden te inventariseren. Tijdens dit terreinbezoek wordt extra aandacht besteed aan de ligging van het gebouw/kelder ten opzichte van de verontreinigingscontour (i.e. al dan niet binnen de laterale insluitingszone), gebouwparameters, de aanwezige ventilatie, de aard van de fundering / onderkeldering, de mogelijke aanwezigheid van preferentiële verspreidingsroutes via bijvoorbeeld nutsleidingen, de aanwezigheid van binnenbronnen, de aanwezigheid van buitenbronnen (bv. bij een tankstation). Een voorbeeld van een inventaris die in samenspraak met de eigenaars/bewoners/gebruikers van de gebouwen wordt ingevuld is opgenomen in Bijlage C. De resultaten van het terreinbezoek en de inventaris worden moeten in de tekst (CSM) verwerkt worden of als bijlage toegevoegd aan de rapportage van het BBO.

Tijdens het terreinbezoek kan reeds een screening met draagbare FID- en/of PID meter uitgevoerd worden ter hoogte van verdachte locaties en/of om preferentiële routes te traceren. Op basis hiervan kunnen gerichter locaties voor luchtmetingen voorgesteld worden. Het gebruik van deze veldmeetinstrumenten wordt toegelicht in de ontwerp CMA-procedure CMA/1/A.6 "Bodemlucht, binnenlucht, omgevingslucht en emissies bij saneringen".

5.2 Bepalen van de onderzoeksstrategie

Voorafgaand aan het veldwerk wordt er steeds een onderzoeksstrategie opgesteld door de bodemsaneringsdeskundige. De onderzoeksstrategie is gebaseerd op het CSM en betreft meestal een gecombineerde aanpak waarbij gelijktijdig bodem-, binnen- en buitenluchtstalen worden genomen. De onderzoeksstrategie omvat 1) de wijze waarop de staalname moet worden uitgevoerd (i.e. actief versus passief), 2) het aantal stalen en 3) de locaties waar luchtstalen moeten worden genomen tesamen met de tijdsspanne en frequentie van de staalname(s). Het analysepakket dat zal worden uitgevoerd op de stalen genomen in het kader van luchtmetingen maakt eveneens deel uit van de onderzoeksstrategie. Tijdens en

na de uitvoering van het veldwerk kan de onderzoeksstrategie worden aangepast aan de veld- en niet-actieve zintuiglijke waarnemingen en dit na overleg tussen bodemsaneringsdeskundige en veldwerker.

Belangrijke aspecten waarmee rekening dient te worden gehouden zijn locaties van de staalnamepunten, werking van de ventilatie en de tijdsperiode waarover bodemlucht- en/of binnenluchtstalen worden genomen. Na het bepalen van de onderzoeksstrategie kan overgegaan worden tot het opstellen van het staalnameprogramma.

5.2.1 Bodemlucht versus binnenluchtmetingen

Actueel worden in het kader van een BBO en bijhorende risico-evaluatie zelden bodemluchtmetingen uitgevoerd. Wanneer op basis van de humane risicoberekening een overschrijding van de risico-index of concentratie-index (i.e. indicatie van een gezondheidsrisico) wordt vastgesteld, laat de eBSD over het algemeen *éénmalig* een binnenluchtmeting uitvoeren. Op basis van één binnenluchtmeting kan het gezondheidsrisico via inhalatie van binnenlucht niet weerlegd worden daar dit slechts een momentopname betreft. Bovendien kan op basis van een éénmalige binnenluchtmeting ook geen eenduidige uitspraak gedaan worden over de relatie met de bodemverontreiniging en het al dan niet optreden van dampintreding:

— Binnenluchtconcentratie > detectielimiet:

De gemeten waarden worden getoetst i.f.v. de desbetreffende parameter aan beschikbare waarden voor luchtkwaliteit (zie § 4.2.3) waarna vervolgens besloten wordt tot “wel/geen humaan risico” via inhalatie van binnenlucht. Hierbij wordt in de meeste gevallen niet overgegaan tot de uitvoering van bodemluchtmetingen of metingen in de buitenlucht waardoor de effectieve uitdamping vanuit de bodem, dan wel de invloed van mogelijke binnen- en/of buitenbronnen niet wordt nagegaan.

— Binnenluchtconcentratie < detectielimiet:

Wanneer de binnenluchtconcentratie kleiner is dan de detectielimiet, wordt meestal besloten tot geen humaan risico via inhalatie van binnenlucht. Hierbij wordt in de meeste gevallen niet overgegaan tot de uitvoering van bodemluchtmetingen waardoor de effectieve uitdamping vanuit de bodem niet wordt nagegaan in combinatie met eventuele invloeden van ventilatie.

In het kader van de evaluatie van uitdappingsrisico's is de uitvoering van bodemluchtmetingen vaak cruciaal daar bodemluchtmetingen een directere indicatie geven van het potentieel van de verontreiniging om te migreren naar de binnenlucht van gebouwen. **Een meetcampagne met enkel binnenluchtmetingen volstaat niet!**

5.2.2 Actieve versus passieve (bodem)luchtstaalname

Voor de staalname van (bodem)lucht wordt een onderscheid gemaakt tussen passieve of actieve staalname. De keuze van één van beide bemonsteringstechnieken is functie van de doelstelling van het onderzoek en van de karakteristieken van de bepalende parameters (e.g. dampdruk en Henry coëfficiënt).

Als algemene regel kan worden gesteld dat componenten met een dampdruk lager dan 0,5 mmHg moeilijk actief te bemonsteren zijn. Passieve staalname laat ook toe om stoffen met een dampdruk van minder dan 0,5 mmHg te bemonsteren.

Bij actieve staalname van lucht kunnen stoffen gedetecteerd worden met een Henry coëfficiënt boven 0,1. Bij passieve staalname kunnen ook stoffen met een lagere Henry coëfficiënt worden bemonsterd. Een ondergrens naar Henry coëfficiënt is sterk afhankelijk van de omgevingskenmerken en de staalnameduur.

Een overzicht van de voor- en nadelen van beide bemonsteringstechnieken wordt weergegeven in Tabel 5.

Tabel 5: Voor- en nadelen van actieve en passieve staalname

Methode	Voordelen	Nadelen
Actieve staalname	+ kwalitatieve als kwantitatieve data voor zowel bodem- als omgevingslucht	- gering staalname volume - noodzaak gekwalificeerd personeel
Passieve staalname	+ zeer gevoelig + tijdsgemiddelde concentraties + mogelijkheid detectie van lagere concentraties + éénvoudige installatie	- minimum 2 terreinbezoeken per staalname - minder geschikt voor zéér vluchtige componenten - minder geschikt voor bodemluchtmetingen

5.2.2.1 Actieve staalname

Actieve staalname is gebaseerd op het geforceerd onttrekken (d.m.v. pompapparatuur) van een hoeveelheid (bodem)lucht met als resultaat een momentopname van de samenstelling van de (bodem)lucht op een welbepaalde (diepte)locatie. (Bodem)Luchtmonsters kunnen:

- 1 worden vastgelegd door adsorptie op een geschikt medium;
- 2 in een geschikt recipiënt worden gepompt;
- 3 in-situ worden gemeten.

De keuze van 1-3 hangt doorgaans af van het doel van de meting, de analyseapparatuur, de te analyseren stoffen en hun karakteristieke eigenschappen. Indien de (bodem)lucht wordt verzameld in een geschikt recipiënt, dan zal bij de analyse het gasstaal rechtstreeks kunnen gebruikt worden. Wanneer gebruik gemaakt wordt van een adsorptiemedium, dan moet het gepreconcentreerde staal eerst voorbehandeld worden (desorptie van de aanwezige verontreinigingen) alvorens de eigenlijke analyse kan plaatsvinden.

Een gedetailleerd overzicht van actieve (bodem)luchtstaalname is opgenomen in §3.2 van de ontwerpprocedure “CMA/1/A.6 - Bodemlucht, binnenlucht, omgevingslucht en emissies bij saneringen” (EMIS-website).

5.2.2.2 Passieve staalname

Bij passieve staalname wordt een geschikt adsorptiemedium i.f.v. de doelparameter(s) , al dan niet via een membraan, in contact gebracht met de te bemonsteren (bodem)lucht. De concentratiegradiënt tussen de pollutanten in de (bodem)lucht en op het medium zal resulteren in een diffusief transport van de pollutanten naar het medium.

Een gedetailleerd overzicht van passieve (bodem)luchtstaalname is opgenomen in §3.3 van de ontwerpprocedure “CMA/1/A.6 - Bodemlucht, binnenlucht, omgevingslucht en emissies bij saneringen”.

Om een algemene meetwaarde te komen bij mogelijke variaties in dag-nacht ritme dient men gebruik te maken van passieve samplers, waarbij metingen over een langere periode worden uitgevoerd en de bekomen concentraties bijgevolg een gemiddelde zijn over de bemonsterde periode (dag + nacht).

5.2.3 Onderzoeksstrategie bodemluchtmetingen

In onderstaande paragrafen worden verscheidene scenario's voorgesteld waarbij bodemluchtmetingen zullen toelaten het CSM en de risicoberekening te verfijnen. Indien het een niet stabiele verontreinigingssituatie betreft en het gebouw in de grondwaterstromingsrichting ligt, dient er in kader van het potentieel scenario rekening mee gehouden te worden dat de grondwaterverontreiniging het gebouw kan bereiken.

Wanneer de eBSD van mening is dat er voldoende zuurstof aanwezig is waardoor biologische afbraak kan optreden in de bodemlucht en dit zal resulteren in een onderbreking van de verspreidingsroute bron - gebouw (onderbreking dampintreding en blootstelling via inhalatie), dan is het aan de eBSD om deze hypothese te onderbouwen aan de hand van bodemluchtstaalname volgens een verticaal profiel (Tabel 6), met bepaling van het gehalte aan VOCs, CO₂, O₂ en CH₄. (zie §3.4).

De staalnamelocaties voor de bodemluchtmetingen worden vastgelegd in functie van het CSM, waarbij volgende scenario's worden onderscheiden:

- Scenario 1: de verontreiniging bevindt zich niet onder een gebouw;
 - Scenario 1a:
 - de verontreiniging bevindt zich niet onder een gebouw;
 - er is een gebouw aanwezig binnen de laterale insluitingszone;
 - Scenario 1b:
 - de verontreiniging bevindt zich niet onder een gebouw;
 - er is geen gebouw aanwezig binnen de laterale insluitingszone;
 - preferentiële verspreidingsroutes zijn aanwezig van de verontreiniging naar een gebouw;
- Scenario 2 – de verontreiniging bevindt zich onder een gebouw;
- Scenario 3 - potentieel scenario, site met (her)ontwikkelingsplannen.

In de praktijk wordt echter vaak een combinatie van bovenstaande scenario's waargenomen. Het is aan de eBSD om de richtlijnen i.f.v. de verschillende scenario's met elkaar te combineren en aldus een pragmatische onderzoeksstrategie / staalnamecampagne uit te werken.

5.2.3.1 Scenario 1: Verontreiniging bevindt zich niet onder of vlak langs het gebouw

Het blootstellingsmodel S-Risk neemt in dit geval geen dampintreding vanuit de onverzadigde zone naar het gebouw mee, wanneer men gebruik maakt van het aparte blootstellingsprofiel voor dampintreding en '0' mg/kg ds ingevoerd wordt als bodemconcentratie onder en rond het gebouw. Voor grondwater kan men geen afzonderlijk profiel voor dampintreding aanmaken. Dit wil zeggen dat wanneer een grondwaterconcentratie wordt ingevoerd, S-Risk de uitdamping vanuit het grondwater naar het gebouw zal berekenen en vergelijken met de berekende buitenluchtconcentratie om tenslotte de hoogste waarde te weerhouden om het risico te bepalen. Indien aan de hand van deze berekening een risico wordt afgeleid waarbij de dominante blootstellingsroute 'inhalatie van binnenlucht' is, dan kan via het 'gedetailleerde rapport' nagegaan worden of dit te wijten is aan de dampintreding vanuit het grondwater onder het gebouw. Zo ja, dan wordt een berekening doorgerekend met als grondwaterconcentratie '0 µg/l' en als binnenluchtconcentratie de 'finale buitenluchtconcentratie (mg/m³) t.h.v. kind' uit voorgaande berekening. In dit geval wordt door S-Risk geen dampintreding meegenomen (noch vanuit de onverzadigde zone, noch vanuit het grondwater), maar wordt wel rekening gehouden met de verontreiniging binnen de laterale insluitingszone.

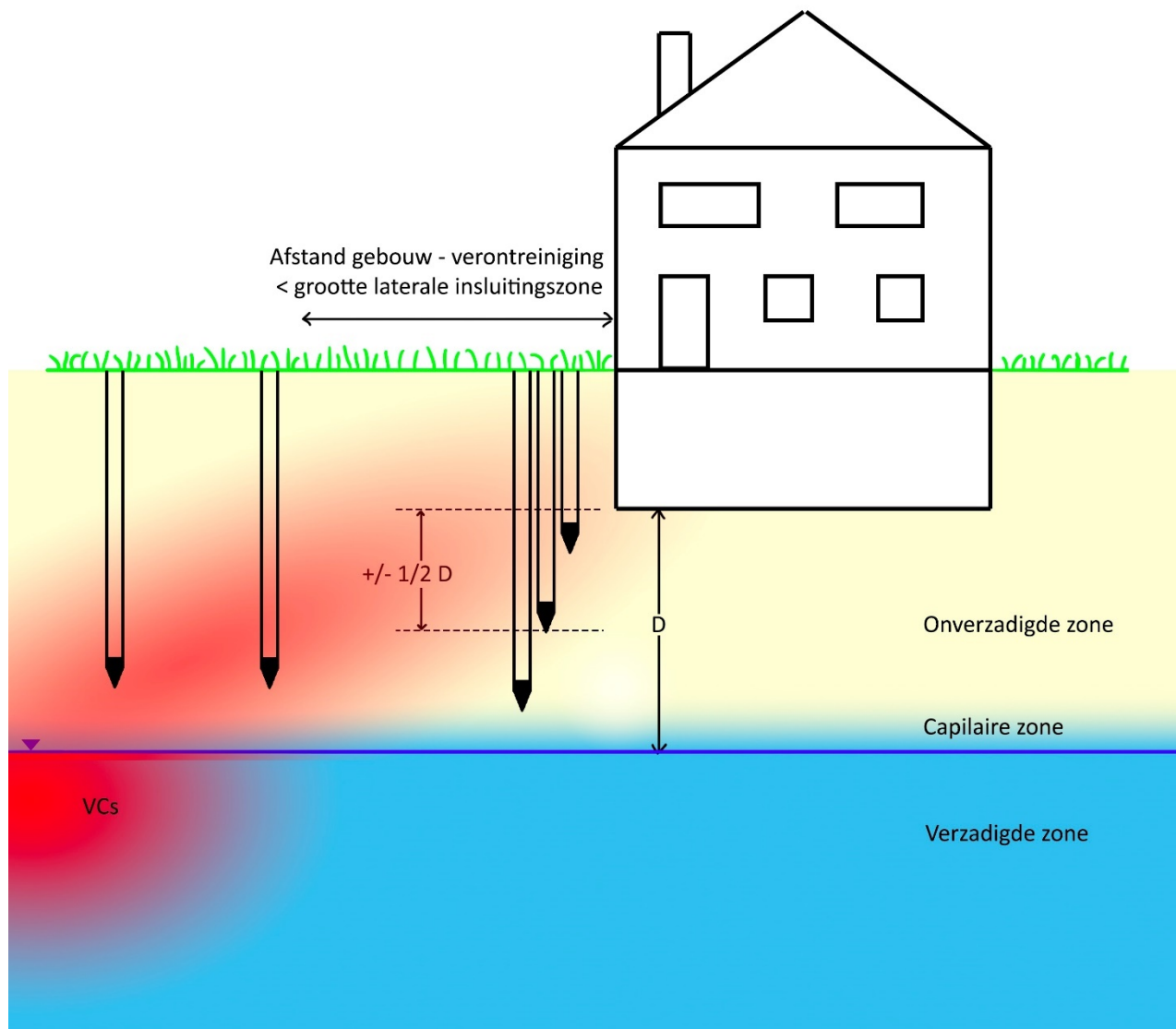
Mogelijks wordt de binnenluchtconcentratie op deze wijze toch onderschat omdat de aanwezige verontreiniging een damppluim tot onder de woning kan veroorzaken (scenario 1a) of in geval van

preferentiële routes (bv. leidingen) waardoor de verontreiniging zich toch tot onder de woning heeft verspreid (scenario 1b).

Scenario 1a: Verontreiniging bevindt zich niet onder een gebouw, maar ligt wel binnen de laterale insluitingszone

Indien de verontreiniging met vluchtige componenten niet aanwezig is onder het gebouw, maar het gebouw zich wel binnen de laterale insluitingszone (zie §3.6.1) dan wordt aanbevolen om aan de hand van bodemluchtmetingen na te gaan of een damppluim aanwezig is onder het gebouw waardoor uitdamping toch mogelijk en/of relevant is.

Om te bepalen of dampintreding mogelijk is, wordt aanbevolen om op gelijkmatige afstand bodemluchtmetingen uit te voeren volgens het traject bron – gebouw (Figuur 21). Op basis van de verticale screeningsafstand wordt beslist of het ook zinvol is om bodemluchtsalen te nemen volgens een verticaal profiel om de aanwezigheid van natuurlijke afbraak te bepalen.



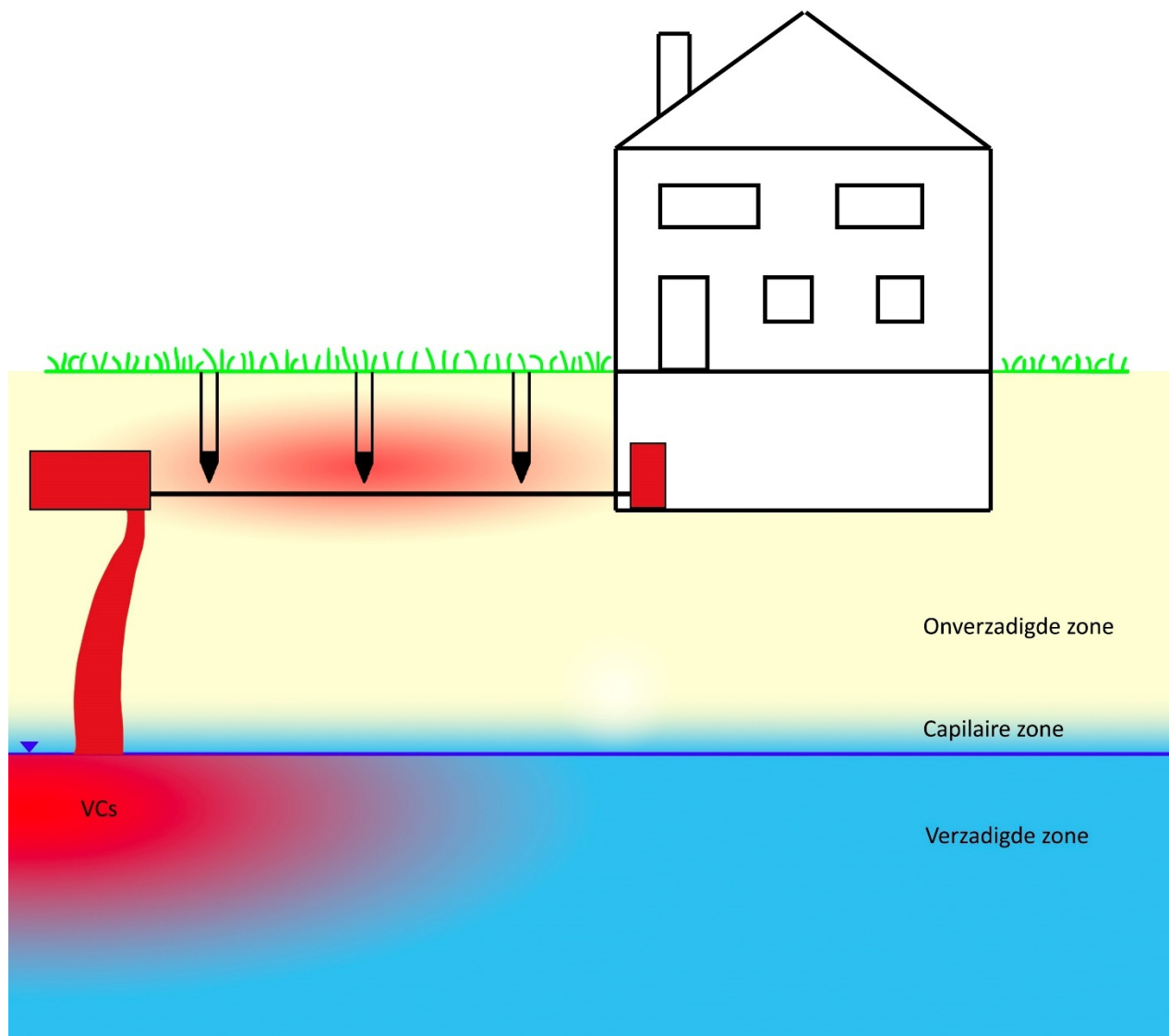
Figuur 21: Scenario 1a, Bodemluchtsaalname wanneer de verontreiniging aan vluchtige componenten zich niet onder een gebouw bevindt, gebouw wel binnen de laterale insluitingszone; D = verticale screeningsafstand)

Scenario 1b: Verontreiniging bevindt zich niet onder het gebouw en ligt buiten de laterale

insluitingszone, maar er zijn relevante preferentiële verspreidingsroutes aanwezig

Indien 1) de verontreiniging met vluchtige componenten niet aanwezig is onder het gebouw, 2) het gebouw zich buiten de laterale insluitingszone bevindt, maar 3) op basis van de voorstudie en het CSM dampintreding via preferentiële verspreidingskanalen mogelijk lijkt te zijn, wordt aanbevolen om dit na te gaan via bodemluchtmetingen. Op gelijkmatige afstand op het traject bron-gebouw en rekening houdend met de ligging en diepte van de preferentiële verspreidingsroute worden bodemluchtmetingen uitgevoerd (Figuur 22).

Op basis van de bodemluchtmetingen wordt de noodzaak tot aanvullende binnenluchtmetingen bepaald (zie § 5.2.4 & 5.3.2).



Figuur 22: Scenario 1b, bodemluchtsaalname i.f.v. preferentiële verspreidingsroutes op traject bron – gebouw

5.2.3.2 Scenario 2: Verontreiniging bevindt zich onder een gebouw

Indien de verontreiniging met vluchtige verbindingen zich onder een gebouw bevindt en er geen rechtstreeks contact is met het grondwater, dan kunnen i.f.v. de verticale screeningsafstand (§3.6.2) bodemluchtmetingen uitgevoerd om na te gaan of de vluchtige parameters tot onder het gebouw migreren. Dit kan d.m.v. subslab-saalname (i.e. bodemluchtmetingen onder de vloer van het gebouw/(kruip)kelder) al dan niet in combinatie met verticale profilering en eventueel ondiepe bodemluchtsalen t.h.v. de

(kruip)keldermuren langs het gebouw (i.e. op 2 à 3 m afstand van het gebouw). Dit wordt schematisch weergegeven op Figuur 23.

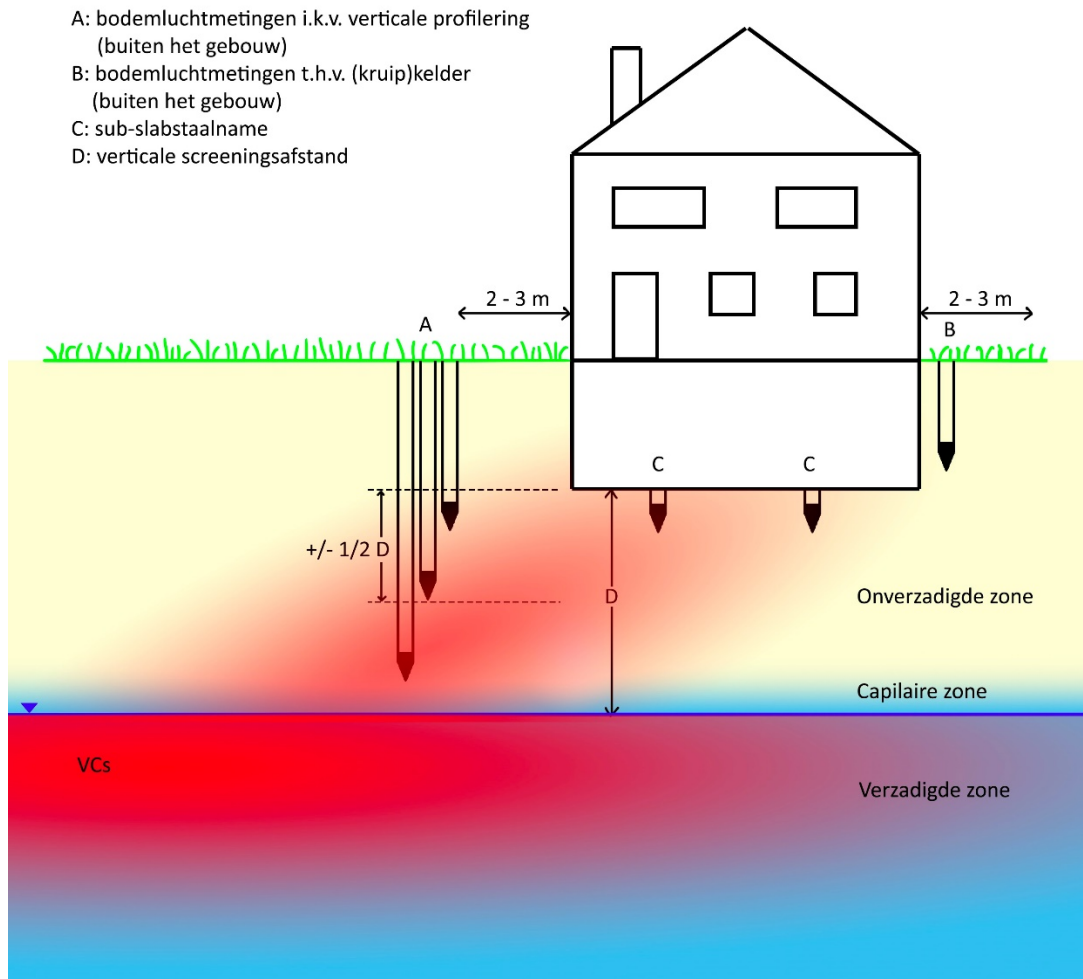
Indien de vloer van de (kruip)kelder naast slubslabstaalname eveneens de uitvoering van klassieke bodemluchtstaalname op éénevoudige wijze toelaat, kunnen bodemluchtstalen in combinatie met omgevingsluchtmetingen (i.e. binnenluchtmetingen in (kruip)kelder) toelaten om het risico op uitdamping te evalueren.

Op basis van de bodemluchtmetingen wordt de noodzaak tot aanvullende binnenluchtmetingen bepaald (zie § 5.2.4 & 5.3.2).

Voor gebouwen met (kelder)vloer in rechtstreeks contact met het grondwatertafel is het risico ten gevolge van vervluchting en dampintreding moeilijker te bepalen. Voor de modellering met S-Risk werd hiervoor de FAQ 'How to model the situation of a basement in contact with groundwater' uitgewerkt en dit via het modelleren van een 'artificiële' laag (zie FAQ S-Risk; Bijlage D -

Kader).

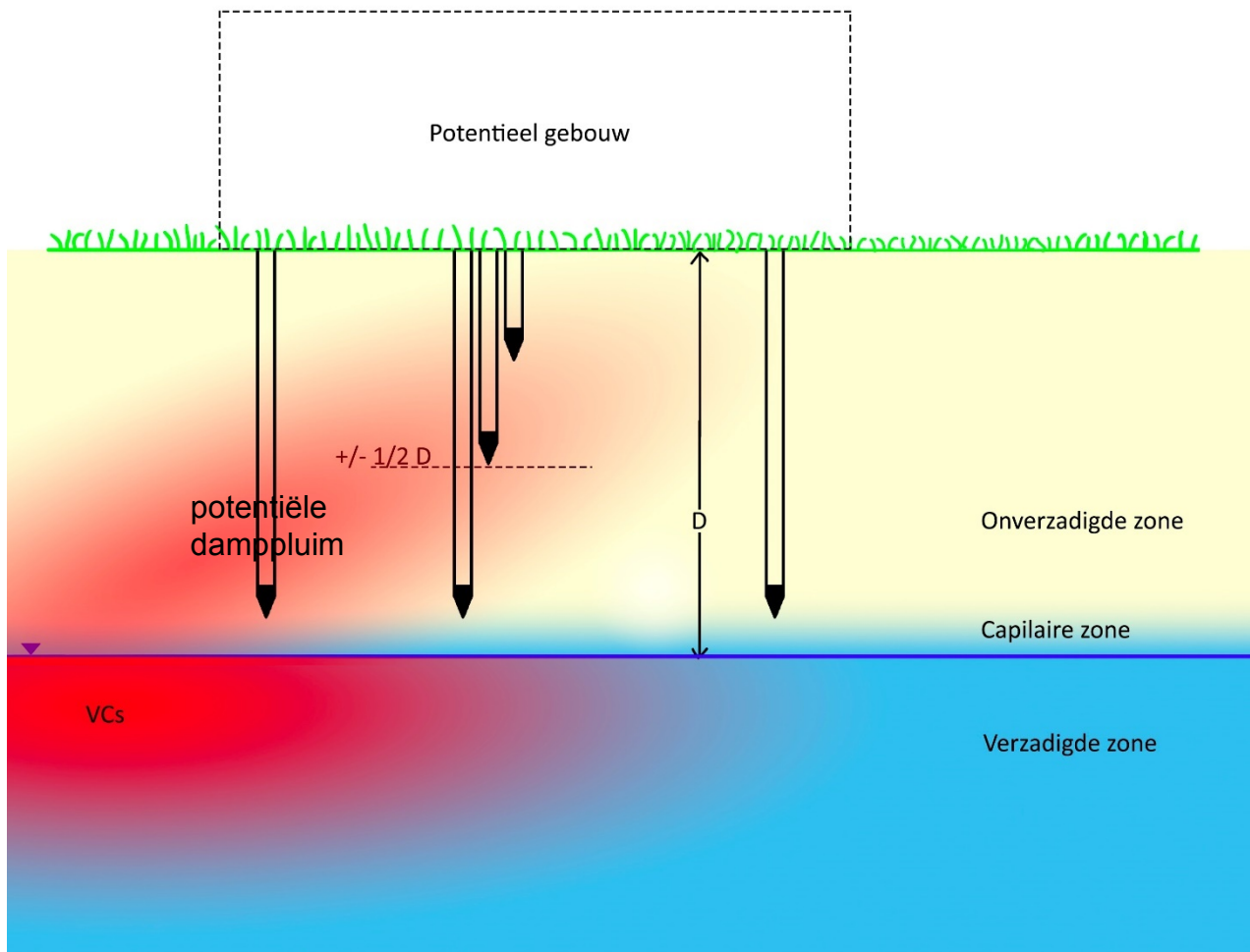
M.b.t. bodemluchtstaalname dient nagegaan te worden of ondiepe bodemluchtmetingen ter hoogte van de (kruip)keldermuren van het gebouw (op minder dan 3 m afstand) mogelijk zijn.



Figuur 23: Scenario 2, bodemluchtmetingen wanneer een verontreiniging met vluchtige componenten zich onder een gebouw bevindt; D = verticale screeningsafstand

5.2.3.3 Scenario 3: Potentieel scenario, site met (her)ontwikkelingsplannen

Indien in de toekomst de mogelijkheid bestaat dat gebouwen en/of nutsleidingen worden voorzien ter hoogte van verontreinigingen en/of laterale insluitingszones wordt voor de actuele situatie de mogelijkheid van uitdamping bepaald door middel van de uitvoering van bodemluchtmetingen binnen de verticale screeningsafstand. De bekomen resultaten kunnen echter niet zo maar geëxtrapoleerd worden naar een potentiële scenario met bebouwing. Ze geven echter wel een indicatie van het mogelijke potentiële van de bodem voor uitdamping (zie §4.2.4.1). Let wel, een uitspraak m.b.t. potentieel risico is steeds onder voorbehoud daar dit gebaseerd wordt op actuele gegevens en men onvoldoende rekening kan houden met veranderingen in de tijd.



Figuur 24: Scenario 3, bodemluchtstaalname voor een potentieel gebouw (site met (her)ontwikkelingsplannen); D = verticale screeningsafstand

5.2.4 Onderzoeksstrategie binnenluchtmetingen

Binnenluchtmetingen hebben tot doel de humane risico's in te schatten voor de blootstellingsroute "inhalatie van binnenlucht" bij bodem- en grondwaterverontreinigingen met vluchtige componenten.

Wanneer op basis van het CSM en bodemluchtmetingen dampintreding niet kan uitgesloten worden, moeten de ruimtes bepaald worden die het meest relevant zijn voor de uitvoering van binnenluchtmetingen. Hierbij moeten de volgende elementen in rekening gebracht worden:

- Bepaling pad dampintreding gebouw
 - Om het pad van de dampintreding te bepalen in het gebouw wordt aanbevolen om binnenluchtstalen te nemen:
 - in de (kruip)kelder van het gebouw,
 - op het gelijkvloers ter hoogte van ruimtes waar nutsleidingen het gebouw binnenkomen e.g.:
 - technische ruimtes;
 - keuken;
 - badkamer
 - t.h.v. verdiepingen, waarbij rekening wordt gehouden met locaties die via nutsleidingen liftkokers in verbinding staan met (kruip)kelder en gelijkvloers
- Bepaling gemiddelde concentratie binnenlucht:

Met betrekking tot de bepaling van de algemene kwaliteit van de binnenlucht moeten concentraties bepaald worden in de ruimte waar de bewoners of gebruikers zich het meest bevinden, zoals de woonkamer of een gelijkvloerse slaapkamer van een woning of bureauimte (woning/bedrijf).

— Invloed van binnenbronnen

Om de invloed van binnenbronnen na te gaan is het aangewezen om extra metingen uit te voeren t.h.v. mogelijke binnenbronnen.

Invloed van buitenbronnen – representatieve nulmeting omgeving

Om de invloed van buitenbronnen na te gaan moeten minimaal 2 metingen van de buitenlucht worden uitgevoerd, nl. een referentiemeting windopwaarts van de site om de achtergrondconcentratie in de ruimere omgeving te bepalen en een meting nabij het gebouw. Hierbij moet eveneens rekening gehouden worden met 1) de aanwezigheid van wegen en de mogelijke invloed van het verkeer en 2) het gebruik van de omliggende terreinen.

5.3 Staalnameprogramma

De bodemsaneringsdeskundige zal steeds een staalnameprogramma opstellen waarin, rekening houdende met de onderzoeksstrategie, minimum de volgende zaken worden vermeld:

- overzicht van de verontreinigingsproblematiek in relatie tot de gebouwen (incl. schema's/figuren/plannen met aanduiding van de verontreinigingscontouren en de gebouwen, laterale en verticale insluitingszone, ...);
- overzicht van de keuze van de staalnametechniek i.e. “actief versus passief”;
- keuze van de staalname apparatuur;
- te bemonsteren parameters (incl. T, vochtigheid).
- aanduiding op figuur van de staalnamelocaties;
- doelstelling van de staalname. Zoals in hoofdstuk 1 aangegeven, hebben de richtlijnen opgenomen in voorliggende CGP geen betrekking op de uitvoering van bodemluchtmetingen in het kader van onderzoek naar bronzones;
- bodemlucht- versus binnenluchtmetingen
- referentiemetingen buitenlucht.

Richtlijnen voor de technische uitvoering van staalname van (bodem)lucht zijn opgenomen in de ontwerp CMA procedure CMA/1/A.6 “Bodemlucht, binnenlucht, omgevingslucht en emissies bij saneringen” (EMIS website).

Een schematisch overzicht van de staalnamestrategie en –methodiek in het kader van de evaluatie van uitdampingsrisico wordt gegeven in Figuur 25.

5.3.1 Bodemluchtmetingen

5.3.1.1 Keuze staalname technieken

De keuze van de toe te passen techniek (e.g. verloren punt methode, gassonde, peilbuis met bodemluchtfilter, sub-slab sonde) gebeurt door de eBSD in functie van de doelstelling van het onderzoek en terreinspecifieke kenmerken (e.g. concentraties, type pollutant, lithologie, gebouwtype en –constructie, lokale puntspecifieke metingen versus tijdsgeïntegreerde metingen, herhaalbaarheid van de metingen).

Een gedetailleerde beschrijving van de verschillende technieken is opgenomen in de ontwerp CMA-procedure CMA/1/A.6 “Bodemlucht, binnenlucht, omgevingslucht en emissies bij saneringen” (EMIS website).

5.3.1.2 Staalnamelocaties ter bepaling van het uitdampingsrisico

In functie van de in § 5.2.3 besproken onderzoeksstrategieën moeten zowel staalnamelocaties buiten en/of binnen gebouwen worden voorzien. Hierbij worden volgende locaties onderscheiden:

- Ter hoogte van de verontreiniging (Figuur 21 - Figuur 24):
 - Bodemluchtstaalname ter hoogte van de verontreiniging heeft voornamelijk tot doel de mogelijkheid van uitdamping van verontreinigingen met vluchtige componenten te evalueren en dit zowel op sites waar gebouwen aanwezig zijn als op sites zonder gebouwen, maar met mogelijkheid van terreinontwikkeling.
 - Bodemluchtstaalname volgens een verticaal profiel laat toe de aanwezigheid van natuurlijke afbraak te bepalen.
- Volgens transecten:
 - Om te bepalen of effectief dampmigratie tot aan een receptor optreedt wordt aanbevolen om bodemluchtmetingen d.m.v. gassondes of bodemluchtfilters volgens een transect uit te voeren vanaf de BSN – contour (bodem en/of grondwater) tot op een afstand van 2 of 3 m van een gebouw (Figuur 21).
 - Om na te gaan of dampmigratie optreedt vanaf de verontreiniging tot aan een receptor wordt volgend het traject en op de diepte van de preferentiële verspreidingsroute d.m.v. gassondes of bodemluchtfilters, vertrekkende vanaf de verontreiniging tot aan de receptor, op gelijkmatige afstand bodemluchtstalen genomen.
- In de nabijheid van de gebouwstructuren, op een afstand van 2 à 3 m van een gebouw (Figuur 23).

5.3.1.3 Staalnamediepte bodemluchtmetingen

De staalnamediepte waarop bodemluchtmetingen moeten genomen worden is functie van locatiespecifieke omstandigheden en de locatie waar een bodemluchtmeting voorzien is:

- locatiespecifieke omstandigheden:
 - diepte grondwaterstand / dikte onverzadigde zone (verticale screeningsafstand)
 - lithologie
 - Het nut van bodemluchtstaalname bij slecht doorlatende bodems dient vooraf te worden bepaald. Indien toch overgegaan wordt tot bodemluchtstaalname is actieve staalname met een zo laag mogelijk debiet aangewezen. Bij passieve samplers stelt zich het probleem dat de opnamesnelheid grote zal zijn dan de aanvoer van de bodemlucht. Ook indien het vochtgehalte in de bodem te hoog is, is passieve staalname geen optie. Bij actieve staalname kan gebruik worden gemaakt van vochtvangers vooraf aan de cartridge
 - Verontreinigingsdiepte.
- Locatiebodemluchtstaal (Figuur 23):
 - Onder fundering: subslabstaalname omvat een ondiepe bodemluchtstaalname net onder de fundering van een gebouw, in de stabilisé / aanvulgrond. Sub slabstaalname wordt bij voorkeur centraal in het gebouw uitgevoerd.
 - (kruip)kelder: bodemluchtmetingen uitgevoerd vanuit een (kruip)kelder kunnen zowel metingen m.b.v. subslabstalen als metingen o.b.v. de klassieke staalnamemethodes (e.g. verloren punt, gassonde, bodemluchtfiler) omvatten. Stalen kunnen bijgevolg i.f.v. het CSM op verschillende dieptes worden genomen.
 - Buiten het gebouw:
 - t.h.v. van de (kruip)keldermuren;
 - i.f.v. diepte preferentiële verspreidingsroute;
 - i.f.v. de evaluatie van de volledigheid van de uitdampingsroute. Hierbij wordt een verticale profilering uitgevoerd met minimum 1 staalname net boven de verontreiniging /

grondwatertafel, 1 staalname ter hoogte de onderzijde van een gebouw en 1 staalname midden het verticale traject.

5.3.1.4 Aantal bodemluchtstalen

Het aantal stalen is functie van locatiespecifieke omstandigheden zoals de grootte van de laterale insluitingszone, de lengte van de preferentiële route, de verticale screeningsafstand, de omvang van de verontreiniging en de ligging van het gebouw ten opzichte van de verontreiniging. Tabel 6 geeft een overzicht van het minimum aantal bodemluchtstalen i.f.v. de scenario's (§5.2.3). Voor grote gebouwen wordt het minimum aantal locaties voor subslabstaalname (begrip enkel voor gebouwen/kelders met vloerbedekking) bepaald door de grondoppervlakte van het gebouw (Tabel 7). Dit aantal kan worden bijgestuurd op basis van locatiespecifieke kenmerken waaronder bestemmingstype, aanwezigheid gevoelige gebruikersgroepen (e.g. ziekenhuizen, woonzorgcentra, kinderopvang), verhouding grondoppervlak / werkelijk beïnvloede zone, toestand van de vloer, oppervlakte van individuele ruimtes, aanwezigheid van ondergrondse tanks,..... (NJDEP, 2016).

Tabel 6: Minimum aantal stalen bij de uitvoering van bodemluchtmetingen i.k.v. de evaluatie van het uitdampingsrisico

Doel bodemluchtmeting	Locatie staalname	Min. aantal locaties bodemluchtmetingen
Bepalen laterale insluitingszone (Scenario 1a)	buiten gebouw	3 op traject bron - gebouw* <ul style="list-style-type: none"> • buitengrens bron/pluim, • ~ centraal tussen bron - gebouw • langs gebouw
Evaluatie preferentiële verspreidingsroute (scenario 1b)	buiten gebouw	3 op traject bron - gebouw* <ul style="list-style-type: none"> • t.h.v. bron/pluim, • ~ centraal tussen bron - gebouw • Langs gebouw
Evaluatie mogelijke uitdamping onder gebouw (Scenario 2)	- kelder** - kruipkelder** - onder vloerplaat**	i.f.v. van grondoppervlakte gebouw en omvang verontreiniging (inclusief laterale insluitingszone) <ul style="list-style-type: none"> • minimum 2 meetlocaties • zie Tabel 7
Evaluatie mogelijke uitdamping potentieel gebouw (scenario 3)	t.h.v. potentieel gebouwen	i.f.v. van grondoppervlakte gebouw en omvang verontreiniging (inclusief laterale insluitingszone) <ul style="list-style-type: none"> • minimum 2 meetlocaties • zie Tabel 7
Nagaan volledigheid uitdampingsroute – verticale profilering		<ul style="list-style-type: none"> • minimum 1 evaluatie per (potentieel) gebouw • Per staalnamelocatie, 3 meetpunten*** <ul style="list-style-type: none"> - t.h.v. de top van de bodemverontreiniging (maar minstens 0,5 m boven grondwatertafel omwille van capillaire zone) - t.h.v. vermoedelijk basisniveau gebouw (i.e. diepte kelder ofwel 0,5 m onder maaiveld) - midden verticaal profiel

*

- Indien de laterale insluitingszone, de preferentiële route, de lengte van de verontreinigingskern & -pluim > 30 m zijn meerdere staalnamelocaties noodzakelijk.
- Indien de onderlinge afstand tussen 2 staalnamepunten < 10 m bedraagt, volstaan 2 staalnamelocaties

** indien het niet mogelijk is bodemluchtmetingen uit te voeren onder het gebouw kan bodemluchtstaalname aan de buitenzijde van het gebouw worden uitgevoerd op een afstand van 2 à 3 m van de muur van de (kruip)kelder.

*** indien de dikte van de onverzadigde zone te gering is < 1m-mv is de uitvoering van bodemluchtmetingen i.k.v. verticale profilering niet zinvol

Tabel 7: Aanbevolen minimum aantal staalnamelocaties voor bodemlucht i.f.v. de grootte van het grondoppervlak

Grondoppervlakte gebouw / zone waarvoor	Minimum aantal staalnamelocaties
---	----------------------------------

uitdampingsrisico m ²	
<150	2
150-500	3
500-1.000	4
1.000-2.000	5
2.000-5.000	6
5.000-20.000	8
20.000-100.000	10
>100.000	12+

5.3.2 Binnenluchtmetingen

5.3.2.1 Keuze staalname technieken

In het kader van de humane risico-bepaling wordt de toepassing van passieve meetmethoden aanbevolen met als doel tijdsgemiddelde concentraties te bepalen gedurende meetperiode van 5 à 7d (zie § blootstellingsduur). Indien men echter mogelijke piekconcentraties wil in kaart brengen wordt is de toepassing van actieve staalname aangewezen. Voor meer informatie met betrekking tot de verschillende staalnametechnieken wordt verwezen naar §3 CMA-procedure CMA/1/A.6 “Bodemlucht, binnenlucht, omgevingslucht en emissies bij saneringen”.

Voor beide technieken wordt i.k.v. de bepaling van VOC-VOCIs (Tabel 8) een CMA analyseprocedure uitgewerkt.

Tabel 8: VOC – VOCIs waarvoor een CMA analysemethode in ontwerp

VOC	Passieve staalname (AK*) – 2017 VOCI	Actieve staalname (AK) 2018
benzeen	dichloormethaan	VOC-VOCI passsieve Staalname + vinylchloride
tolueen	trichloormethaan	
ethylbenzeen	tetrachloormethaan	
Xyleen (som)	1,1-dichloorethaan	
styreen	1,2-dichloorethaan	
1,2,3-trimethylbenzeen	cis+trans-1,2-dichlooretheen	
1,2,4-trimethylbenzeen	1,1,1-trichloorethaan	
	1,1,2-trichloorethaan	
	trichlooretheen	
	tetrachlooretheen	

*AK, staalname gebaseerd op cartridges met actief kool

5.3.2.2 Meetlocaties

De meetlocaties voor binnenluchtmetingen worden bepaald i.f.v. de doelstellingen van het onderzoek zoals weergegeven in §5.2.4.

- Bepaling pad dampintreding gebouw
Staalname locaties van binnenluchtsamplers omvatten:
 - (kruip)kelders;
 - t.h.v. aansluitingspunten nutsleidingen;
 - t.h.v. afwateringputjes;
 - t.h.v. interne verbindingen
- Bepaling gemiddelde concentratie binnenlucht
Staalname van binnenlucht gebeurt bij voorkeur ‘centraal’ en op ‘ademhalingshoogte’. daar deze tot doel heeft de gemiddelde binnenluchtconcentratie aan mogelijke pollutanten te bepalen. De

ademhalingshoogte wordt bepaald in functie van de bewoners / gebruikers van de ruimte in het gebouw (Tabel 9).

Bij het plaatsen van de samplers dient eveneens met onderstaande richtlijnen rekening te worden gehouden (ISO, 2004)

- de samplers worden minstens op 1 meter van de muur geplaatst;
 - het plaatsen van samplers in 1) de zon, 2) ter hoogte van verwarmingssystemen met waarneembare tocht of 3) in de nabijheid van ventilatiekanalen moeten vermeden worden.
 - bij binnenluchtstaalname in gebouwen met een ventilatiesysteem dient deze in werking te zijn volgens de gebruiken van het gebouw, tenzij anders gespecificeerd in de doelstelling van het onderzoek.
 - er worden geen binnenluchtmetingen uitgevoerd nabij deuren en ramen (i.e. aan luchtstromen blootgestelde delen).
 - binnenluchtmetingen uitgevoerd in het kader van het bodemdecreet hebben tot doel het mogelijke effect van bodem- en/of grondwaterverontreinigen onder en/of in de nabijheid van een gebouw na te gaan. De plaatsing van samplers t.h.v. mogelijke binnenbronnen (vb. opslag van schoonmaakproducten, schilderactiviteit, ...) moet zo veel mogelijk vermeden worden.
- Invloed van binnenbronnen
- Om de invloed van binnenbronnen na te gaan dienen samplers bij voorkeur geplaatst te worden nabij en op gelijke hoogte met de mogelijke binnenbronnen.

Tabel 9: Richtwaarde voor ademhalingshoogte

Voorbeeld van ruimte	Positie	Gebruiker / bewoner	Ademhalingshoogte m-vloer
Werkplaats, berging of keuken	Staand	volwassenen	1,5 – 1,7
		kinderen	1 – 1,2
Kantoorruimte, bureau, woon- of eetkamer	zittend	volwassenen	1
		kinderen	0,8
Slaapkamer	liggend	volwassenen	0,5
	Zitten/ spelen	kinderen	0,8
Kinderdagverblijf	spelen (liggend / kruipend)	Babies / peuters	0,2

5.3.2.3 Blootstellingsduur

De blootstellingsduur bij binnenluchtmetingen is afhankelijk van verschillende factoren waaronder de doelstelling van de meting (§5.2.4), de te meten pollutanten, de staalnametechniek (i.e. actieve versus passieve staalname), de gewenste detectielimiet, de analytische detectielimiet en de bestemming / het gebruik van het gebouw (wonen – kantoor – industriële activiteit – verzorging – kinderopvang – school). De duur moet in elk geval voldoende zijn om te waarborgen dat de detectielimieten van de gebruikte analysemethoden lager zijn dan de gehanteerde toetsingswaarden.

In de literatuur is er sprake van 'korte duur' en 'middellange tot lange duur' metingen:

- Korte duur metingen (enkele minuten tot max. 1 uur) worden uitgevoerd om worst-case emissies (maximale binnenluchtconcentraties) te bepalen. Hierbij wordt vaak gebruik gemaakt van actieve staalname

- Middellange (meerdere uren) tot lange duur metingen (meerdere dagen – weken) worden uitgevoerd m.b.v. passieve staalname. Het doel van deze tijdsgeïntegreerde metingen is om na te gaan aan welke binnenluchtconcentraties personen worden blootgesteld wanneer deze gedurende een langere periode aanwezig zijn in een ruimte.

De minimale staalname- / blootstellingsduur is functie van de staalnametechniek:

- Voor actieve staalname moet de minimale duur van de staalname worden bepaald in samenspraak met het labo (zie § 3.6.2.7 & 3.6.2.8 in de CMA-procedure CMA/1/A.6 “Bodemlucht, binnenlucht, omgevingslucht en emissies bij saneringen”).
- De blootstellingsduur van een passieve staalname is afhankelijk van het bestemmingstype en/of het gebruik van ruimte als woning, kantoor, school (Tabel 10). In het algemeen wordt de blootstellingsduur van de binnenluchtmetingen bepaald o.b.v. de maximale periode waarin een persoon (bewoner/arbeider/leerling) aanwezig is in het gebouw en blootgesteld wordt aan de polluenten.
 - Voor een werk – en schoolomgeving wordt een tijdspanne van 1 werk- en schooldag (typisch 8 uur) aanbevolen voor een middellange duur meting en een tijdspanne van een werkweek (typisch 5 dagen) voor een lange duur meting.
 - Voor een woning wordt een tijdspanne van 24 uur aanbevolen voor middellange termijn (i.e. worst case uitgangspunt) of een tijdspanne van een volledige week (i.e. 7 dagen) voor een lange duur meting.

Tabel 10: Voorbeelden meetperioden binnenluchtmetingen i.f.v. gebruik gebouw

Gebouwtype	middellange tijdsduur	Langere tijdsduur
Arbeidsplaats	8 u	Werkweek – 5d
Woongelegenheid	24 u	Volledige week – 7d
School	8 u	Schoolweek – 5d

5.3.2.4 Minimaal aantal meetruimtes & meetlocaties per meetruimte

Tabel 11 geeft een overzicht van het minimaal aantal stalen dat vereist is in kleine tot middelmatige residentiële gebouwen. Voor grote huizen en gebouwen, voor gebouwen met verschillende gebruikers en functies (e.g. kinderopvang, ziekenhuizen, scholen) wordt het minimaal aantal stalen bepaald door de grondoppervlakte (Tabel 12, NJDEP, 2016). Dit aantal kan worden bijgesteld op basis van locatiespecifieke kenmerken waaronder type gebruikers, verhouding grondoppervlak / werkelijk beïnvloede zone, staat van het gebouw, oppervlakte van individuele ruimtes, activiteiten in het gebouw,.....

Tabel 11: Binnenluchtmetingen, minimaal aantal stalen voor kleine tot middelgrote residentiële gebouwen

Type gebouw	medium	Locatie	Minimum aantal stalen	Opmerking
Residentiële	buitenlucht	t.h.v. verdieping binnenluchtmeting	1 + 1 t.h.v. inlaat klimaatregeling (indien aanwezig)	Windsopwaartse zijde gebouw
	binnenlucht	t.h.v. elk verdiep dat in gebruik is	2 rekening houdende met een grond-oppervlakte	Aantal locaties bij voorkeur vermeerderen bij

binnenlucht	(kruip) kelder	tussen 100 – 150 m ² , met minimum 1 staal per verdiep 2	aanwezigheid klimaatregeling Indien op meerdere locaties dampintreding wordt vermoed, wordt 1 sampler per locatie voorzien
-------------	----------------	--	---

Tabel 12: Aanbevolen minimum aantal binnenluchtmetingen i.f.v. de grootte van het grondoppervlak

Grondoppervlakte gebouw / zone waarvoor uitdampingsrisico m ²	x
<150	2
150-500	3
500-1.000	4
1.000-2.000	5
2.000-5.000	6
5.000-20.000	7
20.000-100.000	8
>100.000	9+

5.3.3 Buitenluchtmetingen

Wanneer verhoogde concentraties worden vastgesteld in de binnenlucht dienen ook buitenluchtmetingen uitgevoerd te worden om enerzijds de achtergrondconcentratie in de ruimere omgeving te bepalen (i.e. één referentiemeting) en anderzijds één buitenluchtmeting om de invloed van eventuele buitenbronnen te bepalen. Om de meetresultaten onderling te kunnen vergelijken moeten de binnen- en buitenluchtmetingen op hetzelfde moment uitgevoerd worden en met behulp van dezelfde meetmethode (incl. recipiënten) en blootstellingsduur worden gehanteerd.

Richtlijnen met betrekking tot de uitvoering van buitenluchtmetingen zijn opgenomen in §5.4 van de ontwerpprocedure “CMA/1/A.6 - Bodemlucht, binnenlucht, omgevingslucht en emissies bij saneringen”.

5.3.4 Frequentie van staalname:

De meetmomenten moeten bepaald worden i.f.v. de verontreinigingskenmerken en locatiespecifieke omstandigheden. Hoe beter deze op voorhand in kaart kunnen worden gebracht hoe gericht / efficiënter er kan gemeten worden

Bij de uitvoering van een meetcampagne voor luchtmetingen (bodem-, binnen- en buitenlucht) zijn, omwille van seizoenale effecten, minimaal 2 staalnamecampagnes noodzakelijk, i.e. bij respectievelijk hoge en lage grondwaterstand, typisch winter en zomer (zie §3.2.4 en §3.10).

Bij zandige bodems wordt aanbevolen om na een periode van intensieve neerslag minimaal 1 dag te wachten alvorens bodemluchtmetingen uit te voeren en meerdere dagen bij siltige - kleirijke bodems.

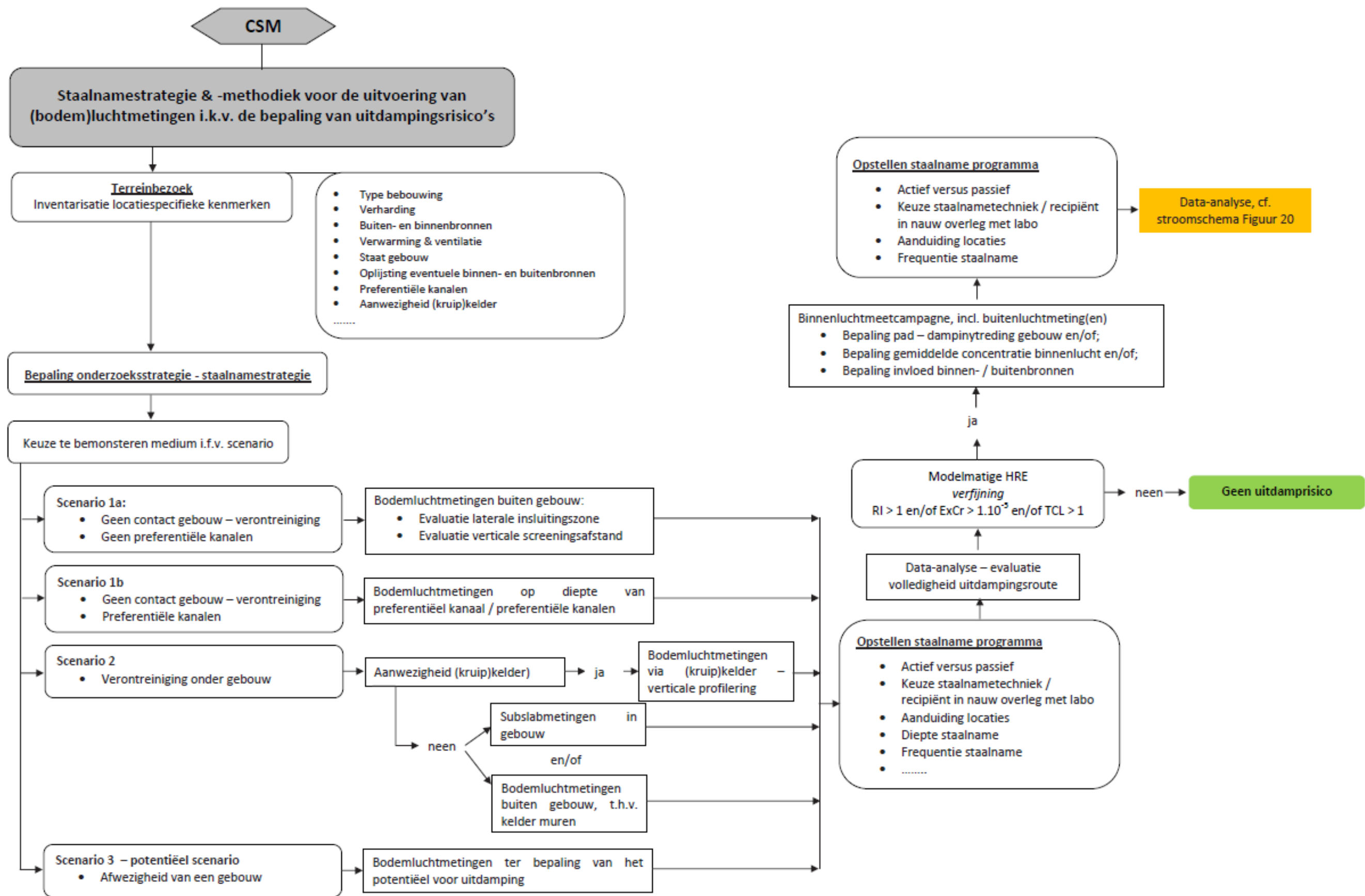
Hoewel beperkte informatie beschikbaar is over het effect van vrieskou en een sneeuwtafijl, wordt bodemluchtstaalname bij extreme wintercondities afgeraden.

Een hogere staalnamefrequentie, 1 per seizoen, wordt aanbevolen in geval de receptoren bestaan uit schoolgebouwen, kinderkribbes, ziekenhuizen en woon-zorgcentra.

Het uitvoeren van meerdere metingen in de tijd heeft tot doel effecten van vochtigheid, grondwaterstand, temperatuur, vervluchtiging en ventilatie in te schatten op de bodemluchtmetingen en de conclusies met betrekking tot het al dan niet optreden van dampintreding in gebouwen (i.e. uitdamping naar de binnenlucht).

Om een algemene meetwaarde te komen bij mogelijke variaties in dag-nacht ritme dient men gebruik te maken van passieve samplers, waarbij metingen over een langere periode worden uitgevoerd en de bekomen concentraties bijgevolg een gemiddelde zijn over de bemonsterde periode (dag + nacht).

De meetmomenten moeten bepaald worden i.f.v. de verontreinigingskenmerken en locatiespecifieke omstandigheden. Hoe beter deze op voorhand in kaart kunnen worden gebracht hoe gericht / efficiënter er kan gemeten worden.



Figuur 25: Flowchart staalnamestrategie en –methodiek voor de uitvoering van (bodem)luchtmetingen i.k.v. de bepaling van uitdampingsrisico's

Bijlage 1: Lijst van tabellen

Tabel 1: Samenvattend overzicht uitdampingspotentieel vluchtige minerale oliecomponenten versus VOCs (EPA, 2012)	20
Tabel 2: Voorgestelde indicatieve verticale screeningsafstand bij verontreinigingen met oliecomponenten en VOCs (EPA, 2015; NJDEP, 2016)	24
Tabel 3: Overzicht seizoenale parameters (naar MassDep, 2014)	32
Tabel 4: Luchtdoorlatendheid en luchtgevulde porositeit van een intacte vloer	36
Tabel 5: Voor- en nadelen van actieve en passieve staalname	46
Tabel 6: Minimum aantal stalen bij de uitvoering van bodemluchtmetingen i.k.v. de evaluatie van het uitdampingsrisico	55
Tabel 7: Aanbevolen minimum aantal staalnamelocaties voor bodemlucht i.f.v. de grootte van het grondoppervlak	55
Tabel 8: VOC – VOCs waarvoor een CMA analysemethode in ontwerp	56
Tabel 9: Richtwaarde voor ademhalingshoogte	57
Tabel 10: Voorbeelden meetperioden binnenluchtmetingen i.f.v. gebruik gebouw	58
Tabel 11: Binnenluchtmetingen, minimaal aantal stalen voor kleine tot middelgrote residentiële gebouwen	58
Tabel 12: Aanbevolen minimum aantal binnenluchtmetingen i.f.v. de grootte van het grondoppervlak	59

Bijlage 2: Lijst van figuren

Figuur 1: Schema toepassing CGP-uitdampingsrisico bij de beoordeling “Ernstige bedreiging – Blok 1: Humane Risico’s” (H: Henry-coëfficiënt; D: dampdruk; HRE-in: Humane risico-evaluatie inhalatie)	8
Figuur 2: Overzicht van verschillende brandstoftypes in relatie tot de vluchtigheid (ITRC, 2014)	10
Figuur 3: Schematisch overzicht werkwijze HRE bij mogelijke uitdamping van bodem- en/of grondwaterverontreiniging	12
Figuur 4: Mogelijke scenarios uitdampingsroutes (ITRC, 2014)	14
Figuur 5: Schematisch overzicht CSM i.k.v. evaluatie uitdampingsrisico’s	15
Figuur 6: Overzicht van de elementen/barrières die resulteren in onvolledige uitdampingsroutes (McHugh et al., 2017) (a) volledige uitdampingsroute; (b-f) onvolledige blootstellingsroute met b) ondoordringbare funderingen / vloerplaten, c) overdruk in gebouw, d) silt / kleilaag, e) biodegradatie in onverzadigde zone, niet verontreinigde waterlens boven de grondwaterpluim	16
Figuur 7: Schematische weergave van dampintreding in een gebouw (Schmidt, 2016)	18
Figuur 8: Illustratie verticaal profiel aerobe biologische afbraak van petroleumhoudende componenten (Energy Institute, 2011; ITRC, 2014)	19
Figuur 9: Conceptueel scenario uitdampingsrisico vluchtige minerale oliecomponenten versus gechloreerde koolwaterstoffen (EPA, 2012)	20
Figuur 10: Schematische weergave van de laterale insluitingszone (ITRC, 2014)	23
Figuur 11: Schematische voorstelling verticale screeningsafstand (z) bij LNAPL verontreiniging (ITRC, 2014)	24
Figuur 12: Dampintreding in een gebouw via afvoerleidingen en barsten (ITRC, 2014)	26
Figuur 13: Controle elementen (niet-limitatief) bij de inspectie van kelders i.k.v. de bepaling van uitdampingsrisico’s (naar Rooter King, 2018)	26
Figuur 14: Luchtstromingen in een gebouw (a) loefzijde; (b) lijzijde (NRC, 2017)	27
Figuur 15: Schoorsteeneffect (winter versus zomer)	28
Figuur 16: Drukvariaties in een gebouw in relatie tot dampintreding - A: onderdruk; B: overdruk (GSI, 2009)	28
Figuur 17: Dampintreding i.f.v. bodemluchtconcentraties en ventilatie gebouw (Schmidt, 2016)	29
Figuur 18: Schematisch overzicht van verontreinigingsparameters in het binnenmilieu en de relatie met eventuele bodem- en/of grondwaterverontreiniging, binnen- en buitenbronnen (naar US-EPA, 2017)	31
Figuur 19: S-risk, Overzicht “default” waarden gebouwparameters	35
Figuur 20: Flowchart methodiek voor de bepaling van uitdampingsrisico’s	43
Figuur 21: Scenario 1a, Bodemluchtstaalname wanneer de verontreiniging aan vluchtige componenten zich niet onder een gebouw bevindt, gebouw wel binnen de laterale insluitingszone; D = verticale screeningsafstand	48
Figuur 22: Scenario 1b, bodemluchtstaalname i.f.v. preferentiële verspreidingsroutes op traject bron – gebouw	49
Figuur 23: Scenario 2, bodemluchtmetingen wanneer een verontreiniging met vluchtige componenten zich onder een gebouw bevindt; D = verticale screeningsafstand	51
Figuur 24: Scenario 3, bodemluchtstaalname voor een potentieel gebouw (site met (her)ontwikkelingsplannen); D = verticale screeningsafstand	52
Figuur 25: Flowchart staalnamestrategie en –methodiek voor de uitvoering van (bodem)luchtmetingen i.k.v. de bepaling van uitdampingsrisico’s	61

Bijlage 3: Bibliografie

- Abreu L.D.V. & Johnson P.C. (2006) Simulating the Effect of Aerobic Biodegradation on Soil Vapor Intrusion into Buildings: Influence of Degradation Rate, Source Concentration, and Depth. *Environmental Science and Technology* **40(7)**, 2304-2315.
- Abreu L.D.V., Ettinger R.A. & McAlary, T. (2009) Simulated Soil Vapor Intrusion Attenuation Factors Including Biodegradation for Petroleum Hydrocarbons. *Ground Water Monitoring & Remediation* **29(1)**, 105-117.
- ASTDR (2015) Evaluating Vapor Intrusion Pathways. Guidance for ATSDR's Division of Community Health Investigations. October 31, 2016. https://www.atsdr.cdc.gov/docs/svi_guidance_508.pdf
- ASTM (2004) Standard Guide for Risk-Based Corrective Action (Historical Standard No. ASTM E2081 - 00(2004)e1). American Society for Testing and Materials (ASTM), West Conshohocken, PA.
- BS (2004) Besluit van de Vlaamse Regering van 11 juni 2004 houdende maatregelen tot bestrijding van de gezondheidsrisico's door verontreiniging van het binnenmilieu (Belgisch Staatsblad 19/10/2004). <https://codex.vlaanderen.be/Portals/Codex/documenten/1013487.html>
- Csobod E., Annesi-Maesano I., Carrer P., Kephapoulos S. Madureira J., Rdnai P. & de Iliveira Fernandes E. (2014) Sinfonie, schools indoor pollution and health, observatory network in Europe, final report. <http://www.sinphonie.eu>
- De Vaull G. (2007) Indoor Vapor Intrusion with Oxygen-Limited Biodegradation for a Subsurface Gasoline Source. *Environmental Science & Technology* **41**, 3241-3248. <http://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/es060672a>
- FOD W-A-So (2017a) Codex over het welzijn op het werk. Boek VI.- Chemische, kankerverwekkende, mutagene en reprotoxische agentia. <http://www.werk.belgie.be/moduleDefault.aspx?id=1958>
- Goelen E., De Brouwere K., Koppen G., Spruyt M. & Torfs R. (2007) Onderzoek naar de invloed van het voorkomen van milieugevaarlijke stoffen in de buitenlucht op de kwaliteit van de binnenomgeving. Deel 1: Kinderen (samenvatting). VITO rapport d.d. januari 2007, met als ref. 2007/MIM/R/024 <https://www.ine.be/onderzoek-naar-de-invloed-van-het-voorkomen-van-milieugevaarlijke-stoffen-in-de-buitenlucht-op-de>
- GSI (2009) Migration of VOCs through the building foundation and lessons learned from the detailed field investigation of the vapour intrusion process at Altus and Hill Air Force Bases.
- HGR (2017) Indoor air quality in Belgium. Advisory report of the superior health council no. 8794. FOD volksgezondheid, veiligheid van de voedselketen en leefmilieu www.hgr-css.be
- ISO 16000:1 (2004) Indoor air -- Part 1: General aspects of sampling strategy, reviewed and confirmed in 2014
- ITRC (2007) Vapor Intrusion Pathway: A Practical Guideline. Document d.d. januari 2007, met als ref. VI-1. <http://www.itrcweb.org/documents/vi-1.pdf>
- ITRC (2014) Petroleum Vapor Intrusion. Fundamentals of Screening, Investigation, and Management. Guidance Document d.d. oktober 2014, met als ref. PVI-1. <http://www.itrcweb.org/PetroleumVI-Guidance>
- Kline T.R. & Goers N. (2008) A Review: Residential Indoor Air Concentrations of Common Volatile Organic Compounds. <http://www.alterecho.com/artfiledownload/5/ResidentialIndoorAir.pdf>
- MassDep (2008) Technical update Residential Typical Indoor Air Concentrations. <http://www.mass.gov/eea/docs/dep/cleanup/laws/iatu.pdf>
- MassDep (2014) Vapor Intrusion Guidance. Public Review Draft. Rapport d.d. oktober 2014, met als ref. WSC#-14-435.
- McHugh T., Loll P. & Eklund B. (2017) Recent advances in vapor intrusion site investigations. *Journal of Environmental Management* **204**, 783-792.
- NJDEP (2016) Vapor intrusion technical guidance, vs. 4.0.

http://www.nj.gov/dep/srp/guidance/vaporintrusion/vig_main.pdf?version_4

Norback D., Sestini P., Elfman L., Wieslander G., Sigsgaard T., Canciani M., Ciarlegio G., Annesi-Maesano I., Nystad W. & Viegi G. (2006) Health effects of the school environment (HESE): Indoor environment in primary schools in Italy, France, Denmark, Norway and Sweden, Healthy Buildings HB 2006, Lisboa.

NRC (2017) Keeping the heat in. Natural Resources Canada.

http://www.nrcan.gc.ca/sites/www.nrcan.gc.ca/files/energy/pdf/housing/Keeping%20the%20Heat%20In_e%20.pdf

OVAM (2003) Code van goede praktijk – Natuurlijke attenuatie. www.ovam.be

OVAM (2009) Code van goede praktijk VLABOTEX. Uitvoering van bodemonderzoek en bodemsanering op (voormalige) droogkuislocaties. Rapport d.d. februari 2009. www.ovam.be

OVAM (2013a) Basisinformatie voor risico-evaluaties. DEEL 1-H – Werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen. www.ovam.be

OVAM (2013b) Basisinformatie voor risico-evaluaties. DEEL 2-H - Uitvoeren van een locatiespecifieke humane risico-evaluatie. www.ovam.be

OVAM (2017) Standaardprocedure beschrijvend bodemonderzoek. Rapport d.d. januari 2017.

www.ovam.be

Picone S. (2012) Transport and biodegradation of volatile organic compounds: influence on vapour intrusion into buildings. PhD thesis Universiteit Wageningen, 151 p. <http://edepot.wur.nl/212664>

Schmidt M. (2016) Vapor Intrusion Fundamentals: Part 26 – The Need for Adequate Site Characterization.

www.coxcolvin.com/category/vapor-intrusion/

Simoni M., Annesi-Maesano I., Sigsgaard T., Norback D., Wieslander G., Lystad W., Canciani M., Viegi G. & Sestini P. (2006) Relationships between school indoor environment and respiratory health in children of five European countries (HESE Study) Eur Respir J 2006, 28:837s.

Stranger M., De Brouwere K., Swinnen R., Bormans R., Lauwers J., Poelmans D., Verbeke L., Swaans W., Koppen G., Spruyt M., Berghmans P., Desager K., Govarts E., Willems H., Bleux N., Daems J., Torfs R. & Goelen E. (2010) Binnenlucht in Basisscholen (BIBA), definitief rapport. VITO rapport d.d. januari 2010, met als ref. 2008/MIM/R/092 - 2009/MRG/R/372 - 2009/MRG/R/373 - 2009/MRG/R/374

<https://www.lne.be/biba-studie-onderzoek-naar-de-kwaliteit-van-de-binnenlucht-in-basisscholen-invloed-van-het>

Stranger M., Verbeke S., Täubel M., Laverge J., Wuyts D., Geyskens F., Swinnen R., Verbeke L., Poelmans D., Boonen F., Lauwers J. De Brouwere K., Goelen E., Hyvärinen A., Janssens A. & Ingelaere B. (2012) Schone Lucht, Lage Energie. Verkennend onderzoek naar de binnenmilieukwaliteit van duurzame gebouwen: invloed van buitenmilieu en ventilatie¹². VITO rapport d.d. november 2012, met als ref. LNE/OL200900012/10034/M&G

<https://www.lne.be/verkennend-onderzoek-naar-de-binnenmilieukwaliteit-van-duurzame-gebouwen-invloed-van-buitenmilieu-en>

TGD (2017) S-risk, technical guidance document. Authors: C. Cornelis, A. Standaert, H. Willems.

<https://s-risk.be/documents>

US-EPA (2003) Source ranking database. Volume 1: Guide and Documentation. Volume 2: Appendices. U.S. Environmental Protection Agency

<https://www.epa.gov/tsca-screening-tools/srd-source-ranking-database-users-guide-and-documentation-vol-1-and-vol-2>

US-EPA (2012a). Conceptual Model Scenarios for the Vapor Intrusion Pathway. Rapport d.d. februari 2012, met als ref. EPA-530-R-10-003. February.

<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/vi-cms-v11final-2-24-2012.pdf>

US-EPA (2012b) Petroleumhydrocarbons and chlorinated solvents differs in their potential for vapor intrusion. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-09/documents/pvicvi.pdf>

US-EPA (2012c) An Approach for Developing Site-Specific Lateral and Vertical Inclusion Zones within which Structures Should be Evaluated for Petroleum Vapor Intrusion due to Releases of Motor Fuel from Underground Storage Tanks. Rapport dd. December 2012, met als ref. EPA/600/R-

¹² Clean Air, Low Energy. Exploratory research on the quality of the indoor environment in energy- efficient buildings: the influence of outdoor environment and ventilation

13/047.

US-EPA (2013) 3-D Modeling Of Aerobic Biodegradation of Petroleum Vapors: Effect Of Building Area Size On Oxygen Concentration Below The Slab. Rapport d.d. juni 2013, met als ref. EPA 510-R-13-002. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-09/documents/building-size-modeling.pdf>

US-EPA (2014) Vapor intrusion screening level (VISL) calculator. User's guide. U.S. Environmental Protection Agency. <https://semspub.epa.gov/work/HQ/196703.pdf>

US-EPA (2015) Technical guide for addressing petroleum vapor intrusion at leaking underground storage tank sites. United States Environmental Protection Agency, Office of Underground Storage Tanks, Washington DC, US.

US-EPA (2017) Exposure assessment tools by media – Air, sources, indoor air.

<https://www.epa.gov/expobox/exposure-assessment-tools-media-air#indoorair>

Verginelli I. & Baciocchi R. (2013) Role of natural attenuation in modeling the leaching of contaminants in the risk analysis framework. *Journal of Environmental Management* **114**, 395–403.

WHO (2010) WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants. WHO Bonn.

LINKS WEBSITES

EMIS - Energie- en milieu-informatiesysteem voor het Vlaamse Gewest, Compendium voor Monsterneming en Analyse (CMA)

<https://emis.vito.be/nl/referentielabo-ovam>

FOD W-A-So - De wet en codex over het welzijn op het werk. Federale Overheidsdienst werkgelegenheid, arbeid en sociaal overleg.

http://www.werk.belgie.be/welzijn_op_het_werk.aspx

Interactive PhysProp Database Demo

<http://www.syrres.com/what-we-do/databaseforms.aspx?id=38>

NIST Chemistry Webbook

<http://webbook.nist.gov/chemistry/>

OVAM – Openbare Vlaamse Afvalstoffen Maatschappij

www.ovam.be

Rooter King, Leaky basement repair

<http://rooterking.ca/?p=130>

S-risk – <https://www.s-risk.be>

S-risk, stoffenfiches: <https://www.s-risk.be/documents>

S-risk, FAQ: <https://s-risk.be/faq-page>

US-EPA Source Ranking Database

<https://www.epa.gov/tsca-screening-tools/forms/srd-source-ranking-database-indoor-air-pollutants-download-and-install>

US-EPA Vapor intrusion screening levels (VISL)

<https://www.epa.gov/vaporintrusion/vapor-intrusion-screening-levels-visls>

WHO – Wereldgezondheidsorganisatie

<http://www.who.int/en/>

Bijlage 4: Begrippenlijst

Advectief transport

Verticale of horizontale verplaatsing van bodem en/of binnenlucht als gevolg van temperatuur- en/of drukverschillen. Advectief transport wordt ook als synoniem gebruikt voor convectief transport en omgekeerd.

Beschrijvend bodemonderzoek

Bodemonderzoek dat wordt uitgevoerd om de ernst van de bodemverontreiniging vast te stellen. Het beoogt een beschrijving te geven van de soort, de aard, de hoeveelheid, de concentratie, de oorsprong en de omvang van de verontreinigende stoffen of organismen, de mogelijkheid op verspreiding ervan en het gevaar op blootstelling eraan van mensen, planten en dieren en van het grond- en oppervlaktewater.

Daarnaast kunnen in een beschrijvend bodemonderzoek gegevens worden opgenomen met betrekking tot de inschatting van het gevaar op blootstelling aan de bodemverontreiniging van mensen, planten en dieren en van het grond- en oppervlaktewater bij een potentieel andere bestemming.

Binnenbron

Binnenbronnen zijn bronnen van vluchtige verontreinigingsparameters die zich in het binnenmilieu van een gebouw bevinden. Voorbeelden van binnenbronnen zijn 1) vluchtige organische stoffen (VOS) die vrijkomen uit verf & vernissen, reinigings- en ontsmettingsproducten, insecticide, bouwmaterialen, meubels, kunststofmateriaal, lijmen en harsen, bekledingsmaterialen; 2) verbrandingsgassen van bvb. van sigaretten; 3) anorganische gassen (koolstofmonoxide, CO; koolstofdioxide, CO₂; stikstofdioxide, NO₂ en ammoniak, NH₃).

Bodemdecreet

Decreet van 27 oktober 2006 betreffende de bodemsanering en de bodembescherming, zoals herhaaldelijk gewijzigd <http://ovam.be/gewijzigdbodemdecreet>

Bodemverontreiniging

Aanwezigheid van stoffen of organismen, veroorzaakt door menselijke activiteiten, op of in de bodem of op stallen, die de kwaliteit van de bodem op rechtstreekse of onrechtstreekse wijze nadelig beïnvloeden of kunnen beïnvloeden.

Bodemvocht

Bodemvocht is het water dat zich in de onverzadigde zone in de poriën tussen de bodemdeeltjes bevindt.

Buitenbron

Buitenbronnen zijn bronnen aan verontreinigingsparameters die zich buiten een gebouw bevinden, maar mogelijk de kwaliteit van het binnenmilieu negatief beïnvloeden. Voorbeelden van buitenbronnen zijn 1) het verkeer (uitlaatgassen), huishoudelijke en gebouwenverwarming, en emissies van industriële activiteiten. Bodem- en grondwaterverontreinigingen worden niet tot buitenbronnen gerekend.

Chronische blootstelling.

Naargelang de definitie varieert dit van een significant deel van het leven (>10%) tot levenslang.

Compendium voor Monsterneming en Analyse

Compendium voor Monsterneming en Analyse zoals vermeld in artikel 7.3.1. van het besluit van de Vlaamse Regering van 5 december 2003 tot vaststelling van het Vlaams reglement inzake afvalvoorkoming en –beheer. Raadpleegbaar via <https://emis.vito.be/nl/referentielabo-ovam>

Concentratie-index (CI)

De concentratie-index geeft de verhouding tussen de concentratie en de concentratielimiet weer

Conceptueel model

Het conceptueel sitemodel (CSM) omvat een driedimensionele weergave van de verontreinigingssituatie. Het CSM omvat onder meer de volgende elementen: de verontreinigingsbronnen, de verspreidings- en blootstellingsroutes en potentiële receptoren. En dit zowel voor de actuele als voor de potentiële situatie.

Convectief transport

Transport o.i.v. drukverschillen. Drukverschillen geven aanleiding tot verplaatsingen van de aanwezige lucht (ondergrondse 'winden') die de in de bodemlucht aanwezige verontreinigingen met zich meedragen (convectief transport). Convectief transport is de combinatie van advectie en diffusie. Convectief transport wordt ook als synoniem gebruikt voor advectief transport en omgekeerd.

Damp

Damp (vapour) is de gasvormige toestand van een stof die zich bij standaard druk en temperatuur in vloeibare fase bevindt (bv. benzeen).

Dampdruk

De dampdruk van een stof ($D_{\text{contaminant}}$) geeft de druk die een damp uitoefent wanneer deze in evenwicht is met de zuivere vloeistof of zuivere vaste fase. Dampdruk is een maat voor de neiging tot verdamping. Hoe hoger de dampdruk, hoe meer de component zal verdampen naar de gasfase.

Dampintreding

De migratie van vluchtige parameters (e.g. VOCs, semi-VOCs, vluchtige kwikverbindingen en H_2S) uit de ondergrond naar de fundering van bovenliggende gebouwen en vervolgens naar de binnenlucht.

Dampinsluitingszone

Het grondvolume waarbinnen het proces van dampintreding moet worden gekarakteriseerd en beoordeeld.

Diffusief transport

Vluchtige stoffen in bodem of grondwater gaan hierin in zekere mate, bepaald door de dampdruk en de Henry-coëfficiënt, over naar de dampfase. Onder invloed van een concentratiegradiënt tussen de verontreinigde laag en het gebouw grijpt transport plaats naar het gebouw.

DNAPL

DNAPL is een synoniem voor puur product met een soortelijk gewicht groter dan één is. Voorbeelden zijn gechloreerde solventen, koolteer, creosoot, zware oliën, PCB's en pesticiden. DNAPLs kunnen aanleiding geven tot de vorming van zaklagen.

Duurzaamheid natuurlijke afbraak

De capaciteit van de bodem om de volledige concentratie aan verontreinigingsparameters af te breken en om te zetten naar niet-toxische parameters

Fundering

Constructie waarop een gebouw steunt.

Gas

Een gas is een stof die zich bij standaard druk en temperatuur in gasvormige toestand bevindt (bv. CO).

Henry coëfficiënt

De Henry coëfficiënt ($H_{\text{contaminant}}$) is een maat voor de verdeling van een stof tussen de waterfase en de gasfase waarmee deze in contact staat. Zowel de dimensieloze Henry coëfficiënt uitgedrukt als het quotiënt van de evenwichtsconcentratie in de luchtfase met de evenwichtsfase in de waterfase als de Henry coëfficiënt uitgedrukt in $\text{atm}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$ worden gehanteerd.

Kernzone

De kernzone is de zone waar de verontreiniging in de bodem aanwezig is onder de vorm van puur product.

LNAPL

LNAPL is een synoniem voor puur product met een soortelijk gewicht kleiner dan 1. Voorbeelden zijn minerale olie-ontreinigingen zoals benzine en diesel. LNAPLs kunnen aanleiding geven tot de vorming van drijfzand.

Locale effecten

Lokale effecten zijn effecten die optreden op de plaats waar de stof in contact komt met het lichaam. Lokale effecten zijn routespecifiek. De risico's worden per route geëvalueerd.

Loefzijde gebouw

Zijde waar de wind tegen het gebouw aanwaait.

Lijzijde gebouw

Zijde van het gebouw waar de wind niet tegen aanwaait.

MAC-waarde

De MAC-waarde is gedefinieerd als de maximale concentratie van een gas, damp of nevel of van een stof in de lucht op de werkplek, die bij inademing gedurende arbeidsperiode in het algemeen geen nadelige gevolgen heeft op de gezondheid van de werknemers en hun nageslacht.

Omgevingslucht

Omgevingslucht is een algemene terminologie voor binnen- en/of buitenlucht.

Onderdruk

In een ruimte waar een lagere luchtdruk aanwezig is dan de druk van de buitenlucht is sprake van onderdruk.

“Oxygen shadow” onder gebouwen

De term “oxygen shadow” ondergebouwen wordt gedefinieerd als die zone waar de concentratie aan zuurstof \leq de zuurstofdrempelwaarde in bodemlucht en waarbij bijgevolg geen aerobe afbraak meer optreedt (EPA, 2013). Anders gezegd de “oxygen shadow” onder gebouw komt overeen met die zone waar geen aerobe condities heersen en waar geen biologische afbraak kan optreden.

Preferentiële kanalen

Verspreidingsroutes voor bodemlucht die gekenmerkt worden door een hogere permeabiliteit in vergelijking met onder en bovenliggende sedimenten en/of structuren. Voorbeelden zijn aanvullingen rond openbare en private nutsleidingen, sterk verstoorde bodems rond kelders en funderingen en grote poriën of scheuren in bouwconstructies.

Schoorsteen effect

Opwaartse luchtstromingen in een gebouw als gevolg van temperatuurverschillen.

S-Risk®

Referentiemodel voor het uitvoeren van humane risico-evaluaties binnen het kader van de Vlaamse en Brusselse bodemwetgeving.

Standaard atmosferische omstandigheden

Standaard atmosferische omstandigheden worden gekenmerkt door een atmosferische druk = 101,3 kPa = 1 atm = 760 mmHg en een omgevingstemperatuur van 20°C = 293 K.

Systemische effecten

Systemische effecten zijn die effecten die in het lichaam optreden op een plaats (orgaan, weefsel) op afstand van de plaats waar de stof in contact komt met het lichaam. Deze effecten zijn in principe onafhankelijk van de blootstellingsroute (oraal, inhalatoir, dermaal). Uitzonderingen kunnen veroorzaakt worden door routespecifieke metabolisatie of absorptie. Doordat het effect via alle routes kan optreden worden de risico's voor alle routes gecombineerd (gesommeerd). voor carcinogenen zonder drempel moet het getal omgerekend worden naar een concentratie bij een bepaald extra levenslang kankerrisico ($1 \cdot 10^{-5}$ /waarde in $(\text{mg}/\text{m}^3)\cdot\text{t}$); waarbij $1 \cdot 10^{-5}$ het overeengekomen extra levenslang kankerrisico is bij bodemverontreiniging.

Uitdampingsrisico

Het humaan risico als gevolg van dampintreding.

Verontreinigingskern

Gebied waar de verontreiniging als afzonderlijke fase aanwezig is (puur product). Dit omvat bij LNAPLs zowel de smeerzone als de drijfslag en bij DNAPLs zowel de zone met residueel product als de zone met vrij product (zaklaag) als de verontreiniging die geadsorbeerd is aan de bodemdeeltjes, vooral aan de organische stoffractie, in de verzadigde en onverzadigde zone ter hoogte van deze zone. Daarnaast kan de kern ook gedefinieerd worden als de zone met de hoogste concentratie verontreiniging (in vaste deel van de aarde en/of in het grondwater). In deze zone is niet noodzakelijk puur product aanwezig.

Verticale screeningsafstand

De verticale screeningsafstand is de minimale dikte van de aerobe niet verontreinigde laag, noodzakelijk om biologische afbraak van pollutanten te bewerkstelligen, die zich bevindt tussen de top van een verontreiniging en het laagste punt van bovenliggende receptoren gelegen binnen de contour van de laterale insluitingszone.

Welfsel

Vloerelement bovenop de fundering

Bijlage 5: Overzicht elementen CSM

Element CSM	Element CSM
Verontreinigingsbron	Terreinkenmerken verontreinigingszone (actueel en potentiëel)
Type pollutant (e.g. BTEX, VOCl,)	Onbebouwd versus bebouwd (woonhuis, kantoren, magazijn, andere)
Aanwezigheid puur product	Aanwezigheid nutsleidingen (riolering, drinkwater, elektriciteit, multimedia)
Aard van de verontreiniging (Historisch-Gemengd-Nieuw)	Type maaiveld, geen verharding versus verharding, type verharding
Locatie verontreinigingsbron, incl. diepte t.o.v. maaiveld	Afstand gebouw en/of nutsleidingen tot bron en grondwaterverontreinigingspluim (buitenste contour)
Aard van eventueel uitgevoerde BSW (e.g. ontgraving, PLI,	
Omvang van de verontreiniging (dikte & oppervlakte)	
	Receptoren
Vuilvracht	Type (bewoners, werknemers, bezoekers, recreanten, andere)
Verontreinigingspluim	Leeftijdscategorie
Locatie, incl. diepte t.o.v. maaiveld	Levenstijl en gedrag bewoners
Omvang (lengte x breedte x diepte)	
Vuilvracht	
	Beoordeling aerobe biodegradatie
Hydrogeologische kenmerken site	Bodemluchtstaalname volgens diepteprofiel
Lithologie, incl. permeabiliteit, porositeit	Bepaling afbraakparameters
Aanwezigheid preferentiële verspreidingswegen	Bepaling duurzaamheid
Diepte grondwatertafel, incl. seizoenale schommelingen	
Grondwaterstromingsrichting & hydraulische gradiënt	Gebouwkenmerken
Pluimstabiliteit	Type fundering (vloerplaat, kruipruimte (open - gesloten), kelder)
Aanwezigheid grondwateronttrekkingen	HVAC
	Verwarmingselementen
	Bedrijfsactiviteiten
	Aanwezigheid (ondergrondse)garages
	Aanwezigheid binnenbronnen

Bijlage 6: Vaak voorkomende binnenbronnen en de hieraan gerelateerde

chemische stoffen

Parameter	Toepassing
aceton	rubber cement, kuisproducten, geurkaarsen & nagellakverwijderaar
benzeen	uitlaatgassen auto's, benzine, sigarettenrook, geurkaarsen, tapijt, tapijlijm
bromomethaan	bodem - ruimte ontsmettingsmiddelen (pesticide)
1,3-butadieen	uitlaatgassen auto's, residentiële houtverbranding
2-butanon	uitlaatgassen auto's, inkt voor printers, geur / smaakstof in snoep en parfum, verf, lijm, reinigingsmiddelen en sigarettenrook
chloorbenzeen	geurkaarsen, isolatiemateriaal uit schuimplastiek en verfproducten
chloorethaan	koelvloeistof
cyclohexaan	benzine, verfverdunner, verf- en vernisverwijderingsmiddel
1,4-dichloorbenzeen	mottenballen, algemene insecticide in de landbouw, luchtverfrissers en toilet ontsmettingsmiddelen
dichloordifluormethaan	koelvloeistof (CFK's) en oplosmiddel reinigingsproduct
1,1-dichloorethaan	kunststof producten (voedsel en ander verpakkingsmateriaal) en vlamvertragers
1,2-dichloorethaan	polyresin decoraties en wastafel- /keukenbladen*
1,1-dichlooretheen	kunststof producten (voedsel en ander verpakkingsmateriaal), kleefstoffen en vlamvertragers
1,3-dichloorpropeen	fungiciden
ethylbenzeen	verf, verfverduuners, insecticiden, houten kantoormeubilair, geurkaarsen en benzine
formaldehyde	bouwmaterialen (spaanplaat), meubels, isolatie en sigarettenrook
n-heptaan	benzine, nagellak, houten kantoormeubilair en aardolieproducten
n-hexaan	benzine, rubber cement, sommige soorten correctievloeistof en aërosolen in parfums
methyleen chloride	haarlak, verf stripper, reinigingsmiddel tapijten, insecticiden en meubelwas
methyl isobutyl keton (MIBK)	verven, vernissen, droge reinigingsmiddelen, komt van nature voor in appelsienen, druiven en azijn
methyl tert butyl ether (MTBE)	benzine
naftaleen	sigarettenrook, uitlaatgassen van auto's, residentiële houtverbranding, insecticiden en mottenballen

* Polyresin is een samengestelde hars (meestal gebruikt voor standbeelden, beeldjes, decoratief meubilair en bladen voor tafels, badkamers en keukens); wordt ook kunststeen genoemd; vaak "made in China"

Parameter	Toepassing
styreen	sigarettenrook, uitlaatgassen van auto's, glasvezel, rubber en epoxy kleefstoffen, komt van nature voor in verschillende groenten, fruit, noten en vlees
1,1,2-tetrachloorethaan	oplosmiddel, verf-en roestverwijderaar, vernissen, lakken
tetrachlooretheen	droogkuis producten, metaalontvettingsmiddelen, kleefstoffen en lijmen, insecticiden, geurkaarsen, schoenpoetsmiddelen
tolueen	benzine, uitlaatgassen auto's, polijstmiddelen, nagellak, synthetische geuren, verf, geurkaarsen, verfverdunder, kleefstoffen en sigarettenrook
1,1,1-trichloorethaan	reinigingsmiddel lokaal gebruik (spuitbus), lijmen, insecticide, ontstopper, schoenblink
trichlooretheen	lijmen, kleefstoffen, afbijtmiddelen, verf- en vlekverwijderaars, schoonmaakmiddelen tapijten, verf, metaal reinigingsmiddelen, correctievloeistof, autoreinigingsmiddelen en ontvettingsmiddelen
1,2,4-trimethylbenzeen	benzine en uitlaatgassen auto's
1,3,5-trimethylbenzeen	benzine en uitlaatgassen auto's
Xyleen	waterafstotende producten, benzine, uitlaatgassen auto's, stiften, verf, boenwas en sigarettenrook

Bijlage 7: Bijlage C: Controlelijst bodemlucht- en binnenluchtmetingen

Administratieve gegevens

Dossier _____
OVAM dossiernr. _____

Datum terreinbezoek / bevraging _____ / _____ / _____

Contactpersoon eBSD
. Naam, Voornaam _____
. Telefoonnr. / GSM _____
. e-mailadres _____

Contactpersoon site
. Naam, Voornaam _____
. Hoedanigheid _____
. Telefoonnr / GSM _____
. e-mailadres _____

Verontreinigingskarakteristieken

Verontreinigingsparameters
BTEX VOCI MO
Alkanen Hg CN
Andere _____

Aanwezigheid puur product
LNAPL DNAPL
Type verontreiniging
Bodem Grondwater
Omvang verontreiniging
Oppervlakte (m²) _____
Diepte (m) _____

Bodemkarakteristieken

Type maaiveld
Braak Grasland Asfalt
Beton Kiezel Bebouwing

Andere _____

HoofdLithologie
Zand Silt Klei
Diepte grondwatertafel (m-mv)
Min. _____ Max. _____ Gem. _____

Dampinsluitingszone (m)
Kernzone _____ Bodem _____
Grondwaterpluim _____

Gebouwkarakteristieken (invullen per gebouw waarvoor een risico op dampintreding bestaat)

Contactpersoon gebouw

. Naam, Voornaam _____

. Telefoonnr. / GSM _____

. e-mailadres _____

. Hoedanigheid

Bewoner Gebruiker Eigenaar

Andere _____

Gebouw

Residentiëel appartementsgebouw

Kantoor Kleinhandel

Commercieel Industriëel

School Openbaar

Andere _____

Omgeving

Stedelijk Landelijk Industriëel

Aantal bewoners / Gebruikers

Volwassenen _____

Kinderen, leeftijd 6 – 15 jaar _____

Kinderen, leeftijd < 6 jaar _____

Aantal verdiepingen, excl. kelder

Bouwjaar gebouw

Bouwsysteem

Massief bouw (beton, baksteen,...)

Skeletbouw (houtskelet, staalframe,...)

Modulair (woonunit, container,...)

Passiefbouw

Staat van het gebouw

Goed Gemiddeld Slecht

Opmerkingen (barsten, verzakkingen,...):

Verluchting

Ramen Ventilatiesysteem

Ventilatiesysteem

Luchttoevoer & -afvoer

Rooster / ventilator Mechanisch

Warmterugwinning

Met Zonder

Bediening

Manueel

Gestuurd,geprogrammeerd

Vraaggestuurd

Werking

Overdag 's Nachts

Datum laatste nazicht

_____/_____/_____

Verwarming

Radiatoren / convectoren gaskachel

Open haard / houtkachel

Luchtverwarming

GEBOUWKARAKTERISTIEKEN (VERVOLG)

Fundering

Betonnen vloerplaat Staal fundering
Put fundering
 beton Stabilisé
Paal fundering Stroken fundering
Andere _____

Kelder

NVT
Kruipkelder oppervlakte (m²) _____
Volwaardig oppervlakte (m²) _____
Buitendeur Binnendeur

Toegang kelder

Diepte kelder (m-mv)

Bouw materiaal kelder

Baksteen Beton Betonsteen
Andere _____

Aard keldervloer

Open vloer Puin Stabilisé
Andere _____

Gesloten vloer

Beton Baksteen

Andere _____

Staat keldervloer

Goed Gemiddeld Slecht

Opmerkingen (barsten, verzakkingen,.....):

Staat keldermuren

Goed Gemiddeld Slecht

Opmerkingen (barsten, verzakkingen,.....):

Gebouwkarakteristieken (vervolg)

Eventuele binnenbronnen	Ruimte	Datum recent gebruik	Te verwijderen 24u voor staalna me
Bidon met benzine	<input type="checkbox"/>	____ / ____ / ____	<input type="checkbox"/>
Bidon met oplosmiddelen	<input type="checkbox"/>	____ / ____ / ____	<input type="checkbox"/>
Boenwas	<input type="checkbox"/>	____ / ____ / ____	<input type="checkbox"/>
Brander verwarming - mazout	<input type="checkbox"/>	____ / ____ / ____	<input type="checkbox"/>
Gasaangedreven toestellen	<input type="checkbox"/>	____ / ____ / ____	<input type="checkbox"/>
Geurkaarsen, potpourri	<input type="checkbox"/>	____ / ____ / ____	<input type="checkbox"/>
Haarlakverstuiver	<input type="checkbox"/>	____ / ____ / ____	<input type="checkbox"/>
Kunststof opbergboxen	<input type="checkbox"/>	____ / ____ / ____	<input type="checkbox"/>
Kunststof speelgoed	<input type="checkbox"/>	____ / ____ / ____	<input type="checkbox"/>
Lijmen	<input type="checkbox"/>	____ / ____ / ____	<input type="checkbox"/>
Luchtverfrissers	<input type="checkbox"/>	____ / ____ / ____	<input type="checkbox"/>
Nagellakverwijderaar	<input type="checkbox"/>	____ / ____ / ____	<input type="checkbox"/>
Mottenballen	<input type="checkbox"/>	____ / ____ / ____	<input type="checkbox"/>
Ontvetter	<input type="checkbox"/>	____ / ____ / ____	<input type="checkbox"/>
Pesticiden	<input type="checkbox"/>	____ / ____ / ____	<input type="checkbox"/>
Rookruimte	<input type="checkbox"/>	____ / ____ / ____	<input type="checkbox"/>
Schoonmaakproducten	<input type="checkbox"/>	____ / ____ / ____	<input type="checkbox"/>
Verven en verdunners	<input type="checkbox"/>	____ / ____ / ____	<input type="checkbox"/>
Andere		____ / ____ / ____	
_____		____ / ____ / ____	
-		____ / ____ / ____	
_____		____ / ____ / ____	
-		____ / ____ / ____	
_____		____ / ____ / ____	
-		____ / ____ / ____	
Recent uitgevoerde werken			
Behangen	<input type="checkbox"/>	____ / ____ / ____	
Verven	<input type="checkbox"/>	____ / ____ / ____	
Vloeren	<input type="checkbox"/>	____ / ____ / ____	

Bijlage 8: Verfijnde risico-analyse - Overzicht relevante FAQs S-risk

<https://s-risk.be/faq-page>

Kader 1: FAQ S-Risk "How to deal with a contamination that is only partially situated below a building?"

If you have a building under which there is only a partial soil contamination with chemical substances, you can simulate this by enabling the separate profile for evaporation to indoor air in the *Soil concentrations* panel on the *Concentrations* tab. The soil concentrations in the separate profile need to be calculated taking into account the area of the contamination and the area of the building (or basement) floor. This is done by multiplying the concentration in the soil under the building with the area of the contamination below the building and dividing it by the area of the building (or basement) floor. So, if the contamination is only present below 30% of the building, the concentration equals 30% of the measured soil concentration. This modified concentration needs to be entered in the rightmost field of the *Soil concentration* panel on the *Concentrations* tab; the concentration representative for outdoor calculations needs to be entered in the leftmost field. The soil concentrations entered in the separate indoor profile will only be used for the calculation of evaporation to indoor air. Other parameters (i.e., surface area of the floor, volume of the indoor space, and so on) do not have to be modified as they are also used in other S-Risk calculations. By following this method, you will receive a more accurate estimate of the risks given a partial contamination below a building.

last modified on 09/09/2016 - 12:18

Kader 2: FAQ S-Risk "Why are indoor air concentrations/risks for the 'intact' floor type sometimes higher than for the 'gaps and holes' floor type?"

Following the Volasoil guidance, the floor type 'gaps and holes' (which is the default setting in S-Risk) is considered the worst-case approach resulting in the highest predicted indoor air concentrations.

However, simulation results show that in cases where diffusion (concentration gradient drives vapour intrusion) is dominant over convection (pressure difference drives vapour intrusion), the default settings for floor quality result in *higher* indoor air concentrations for the 'intact floor'. Diffusion processes will typically start to dominate over convection in less permeable soil types and in case of deep contamination. The cause for this counterintuitive result is the difference between the concepts for the floor type options: for 'intact floor', Volasoil considers diffusion to occur over the whole floor area while for a 'gaps & holes' floor, diffusion is only considered to occur from the gaps & holes themselves, which is only a small fraction of the whole floor area.

We recommend to use 'gaps and holes' as the default setting. Except in situations where it is clear that the floor meets the condition of intact floor (new buildings, no gaps or seams, coating, ...), the option 'intact floor' can be chosen in association with values for air permeability and air-filled porosity corresponding with good or very good quality. Default values can be found in the Technical Guidance Document (table 10).

last modified on 10/04/2017 - 12:24

Kader 3: TCL-waarden in S-Risk voor VOCl-parameters

Voor het uitvoeren van locatie-specifieke risico-evaluaties voor terreinen verontreinigd met VOCl's wordt geadviseerd om voor PER en TRI in S-Risk volgende TCL-waarden in te voeren:

- Tetrachlooretheen (PER): 250 µg/m³
- Trichlooretheen (TRI): 23 µg/m³

Voor tetrachlooretheen worden de TCL en de limiet in lucht vervangen door de vermelde waarde. Voor trichlooretheen vervangt de vermelde waarde de limiet in lucht en wordt – als tijdelijke optie – het type effecten zonder drempel/lokale effecten geactiveerd, en wordt voor inhalatie een eenheidsrisico van $4,3 \cdot 10^{-4} \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$ ingevuld.

Deze waarden worden bij voorkeur gebruikt in plaats van de verouderde waarden uit de normering (5000 µg/m³ voor PER en 1000 µg/m³ voor TRI), die momenteel in S-Risk zijn opgenomen.

De nieuwe waarden zijn gebaseerd op een evaluatie uitgevoerd door het VITO in het kader van een dossier. De waarden werden onder meer besproken met het Agentschap Zorg en Gezondheid. De nieuwe waarden kunnen worden gebruikt in afwachting van een meer grondige evaluatie en update van de TCL-waarden voor VOCI-parameters.

Kader 4: FAQ S-Risk "How to account for background exposure when using measured concentrations in air"

S-Risk FL/BRX takes into account background exposure in the risk characterization for threshold effects. For these effects, the risk is calculated using a TDI approach (see the *Risk* tab). Background exposure via inhalation is added to local inhalation exposure. If you have measured concentrations in outdoor or indoor air, you should account for model background concentrations before entering values in S-Risk, in the following way:

'Subtract the background concentration used in S-Risk from the measured total air concentration. If the background concentration is higher than the measured concentration, a zero value (0) should be used as measured concentration. The chemical-specific background concentrations can be found in the substance data sheets or on the *Exposure* tab in the S-Risk model'.

In the case of non-threshold effects, background exposure is not added to local exposure. However, the above corrections are allowed as well, as the acceptable excess lifetime cancer risk is only applicable to local site contamination.

last modified on 01/12/2016 - 09:19

Kader 5: FAQ S-Risk "How to deal with basement air measurements"

The modelling concept for vapour intrusion to indoor air considers the basement and the indoor of the building to be one volume. Therefore, it is not possible to enter measured concentrations for basement air in the model in the Concentrations tab.

Several approaches could be used to assess this situation as correctly as possible:

- As a worst case, first fill in the basement air concentration as if it was the indoor air concentration.
- Assume a building with a crawl space ("crawl space" option on the "Indoor" tab) and set the floor quality parameter *fof* (fraction of openings in the floor between crawl space and indoor air) at bad (1×10^{-4}) or very bad quality (2×10^{-4}). Proposed parameter values according to floor quality are given in the TGD. Then, fill in the basement air concentration as a crawl space concentration in the "Concentrations" tab.

ATTENTION

In case you need to assess risks due to vapour intrusion in a building with a basement in contact with groundwater, careful evaluation of local site conditions is required:

- **If there is water in the basement or the basement walls or floors are moist, there is a high-risk situation for indoor air volatilisation: measuring indoor air concentrations is the preferred option.**
- **If the basement is constructed to avoid entrance of moist, the floor and walls most probably restrict vapour intrusion. In case of modelling, you probably have to adapt the floor and wall quality parameter values in S-Risk. We do recommend however to verify with indoor air measurements.**

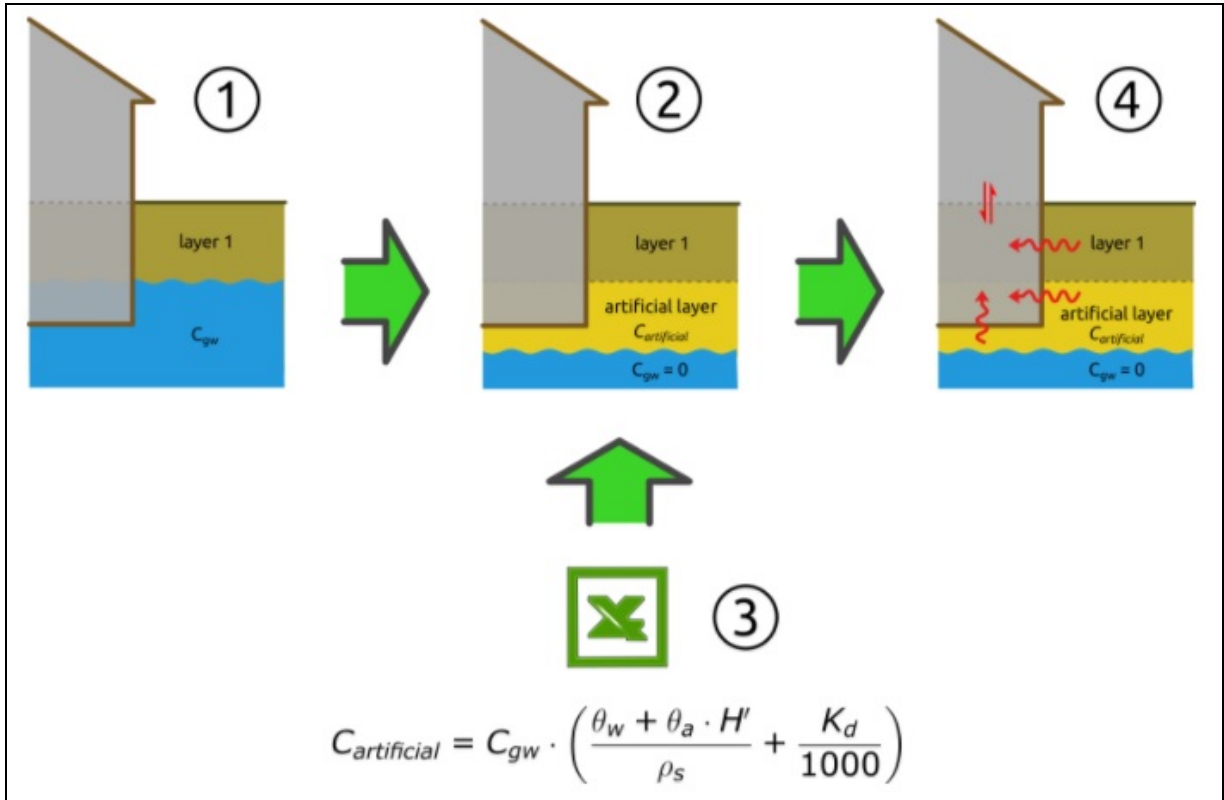
In case of future projects, modelling vapour intrusion should be in line with construction requirements to avoid moist and vapour intrusion.

In some situations, the basement floor is situated below groundwater level (as shown in situation ① of the scheme). Currently, S-Risk is lacking the models for calculations in this situation, and consequently does not allow for a basement depth below groundwater level.

To cope with this situation, you can follow a workaround solution in which you enter the groundwater concentration as a 'surrogate' soil concentration, $C_{\text{artificial}}$, using an artificial soil layer. A crucial step is the calculation of a surrogate soil concentration $C_{\text{artificial}}$ corresponding to the groundwater concentration C_{gw} . To make the calculation easier, we have made available an Excel tool that you can download from the FAQ.

The steps in the workaround are as follows:

- On the Soil tab, enter a groundwater level that is situated below the depth of the basement. Then, fill in the soil profile corresponding to the site information, but create an additional soil layer between the effective depth of the groundwater table (site information) and the value for groundwater table depth you entered in S-Risk.
- This is illustrated in step ② of the scheme. The properties of this artificial soil layer are not critical, but you need the information for the calculation tool. The properties of the artificial soil layer in S-Risk and in the calculation tool need to be exactly the same!
- On the Water tab, choose the option of entering a groundwater concentration.
- Use the calculation tool to calculate the surrogate soil concentration, $C_{\text{artificial}}$. The calculation tool contains detailed guidance on how to do so (see step ③ in the scheme).
- On the Concentration tab, enter the soil concentrations corresponding to the site information for the effective soil layers. Enter the surrogate soil concentration $C_{\text{artificial}}$ from the calculation tool as the soil concentration for the artificial soil layer. Set the groundwater concentration C_{gw} equal to zero.
- Run your simulation (see step ④).



If you would need a remediation value for the groundwater layer, you can use the above type of simulation. It will give you a surrogate soil remediation value for the artificial soil layer. The groundwater remediation value then corresponds to the pore water concentration in equilibrium with the calculated soil concentration, which you can read from the extended report of application II).

last modified on 10/06/2015 - 16:44

Bijlage 9: Overzicht internationaal bestaande toetsingswaarden voor bodemlucht

- 1) NJDEP (New Jersey Departement of Environmental Protection)

<http://www.nj.gov/dep/srp/guidance/vaporintrusion/>

- 2) EPA Vapor Intrusion Screening Levels (VISLs)

<https://www.epa.gov/vaporintrusion/vapor-intrusion-screening-levels-visls>

VISL calculator

<https://semspub.epa.gov/src/document/11/196702>

- 3) DWM Soil gas screening level (Residential – non residential)

<http://deq.nc.gov/about/divisions/waste-management/waste-management-permit-guidance/dwm-vapor-intrusion-guidance>

- 4) California Human Health Screening Levels - CHHSL

<http://oehha.ca.gov/risk-assessment/california-human-health-screening-levels-chhsls>

Soil gas screening numbers staan ook vermeld op de technical sheets van de elementen

<http://oehha.ca.gov/chemicals/>

- 5) New Hampshire

http://www.des.nh.gov/organization/divisions/waste/hwrb/sss/hwrb/guidance_documents.htm

- 6) Canada Environmental Quality Criteria

<http://cegg-rcqe.ccme.ca/download/en/347>

- 7) Massachusetts Vapor Intrusion Guidance (niet verder besproken)

<http://www.mass.gov/eea/agencies/massdep/cleanup/regulations/vapor-intrusion-and-indoor-air-contamination-waste-sites.html>

New Jersey Vapor Intrusion Screening Levels

- <http://www.nj.gov/dep/srp/guidance/vaporintrusion/>;
- Screening levels voor grondwater, bodemlucht (residentieel/niet-residentieel) en binnenlucht (residentieel/niet-residentieel);
- Rapid action levels voor binnenlucht (residentieel/niet-residentieel).

Benadering

- Gebruik makend van de informatie uit de US-EPA Regions 3, 6 en 9 Regional Screening Levels Table for Chemical Contaminants at Superfund Sites¹³;
- Vergelijkingen en invoergegevens gebaseerd op deze tabel (consistent with meest recente versies van de Risk Assessment Guidance for Superfund);
- *Grondwater*:
 - Johnson & Ettinger model (rekenbladen op US-EPA website);
 - Indien berekende waarde < grondwaterkwaliteitscriterium: grondwaterkwaliteitscriterium weerhouden (hoogste waarde weerhouden);
 - Zandbodem, grondwater op 3,5 m onder maaiveld = 1,5 meter (5 voet) onder fundering van gebouw;
 - Rekening gehouden met gekende koolwaterstofdegradatie: berekende waarden x 10 voor: benzeen, 1,3-butadieen, cyclohexaan, ethylbenzeen, n-hexaan, naftaleen, styreen, toluen en xyleen;
 - Aanpassingsfactor voor aantal gechloreerde omwille van mutagene actie niet opgenomen in J&E spreadsheet (verlaging berekende waarde);
 - Tox-waarden: kankerrisico van $1/10^{-6}$ en HQ van 1, uitmiddelingstijd en blootstellingsfrequentie zoals volgens US-EPA;
- *Bodemlucht*:
 - Vanuit binnenlucht screening levels;
 - Binnenlucht screening levels = uitgaande van tox en rekening houdend met blootstellingsduur en uitmiddelingstijd → verschillend voor residentieel en niet-residentieel, hoogste waarde van berekend en analytische rapporteergrens;
 - = binnenlucht screening level/ α , met α een attenuatiefactor van 0,02; opgetrokken tot analytische rapporteergrens indien deze laatste hoger is;
 - Diepte niet gespecificeerd in toelichtende nota.

¹³ <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables-may-2016>

US-EPA Vapor Intrusion Screening Levels

- <https://www.epa.gov/vaporintrusion/vapor-intrusion-screening-levels-visls>;
- Vapor Intrusion Screening Level Calculator;
- Screening levels voor grondwater, grondwaterlucht, bodemlucht (van toepassing onder gebouwfundering en in zone zonder verharding).

Benadering

- Rekentool die aangeeft of een stof voldoende vluchtig is om een risico te geven bij uitdamping;
- Berekenende waarden voor stoffen met voldoende vluchtigheid (+ tabblad met mogelijkheid om uitgaande van concentratie risico naar binnenlucht te berekenen);
- Uitgaande van assumptie van gebouw met gegoten betonnen fundering (kelder, geen kelder, kruipruimte met dampbarrière);
- Waarschuwing vanwege beperkingen in toepasbaarheid bij grondwater minder dan 1,5 m (5 voet) diepte, ondiepe bodemverontreiniging (binnen enkele voet), gebouwen met significante gaten of toegangen tot de ondergrond of preferentiële paden (met uitsluiting van typische perforaties voor nutsleidingen);
- Kritische binnenluchtconcentraties: RfC voor niet-carcinogenen; residentieel / commercieel, blootstellingsscenario voor carcinogenen; standaard kankerrisico = 1.10^{-6} en HQ = 1; waarschuwing wanneer waarde de maximale dampconcentratie zou overschrijden (nonvolatile);
- Vinylchloride afwijkende berekening (tox) volgens Regional Screening Level voor vinylchloride;
- *Grondwater:*
 - Attenuatiefactor afgeleid van analyse van de US-EPA databank met experimentele data voor vervluchtiging naar binnenlucht, standaardwaarde = 0,001;
 - Conversie gasfaseconcentratie naar grondwaterconcentratie (evenwichtspartitie);
 - 'nonvolatile' markering indien de grondwaterconcentratie hoger zou zijn dan de wateroplosbaarheid van de pure stof;
- *Bodemlucht (onder fundering of voor buitenomgeving):*
 - Attenuatiefactor afgeleid van analyse van de US-EPA databank met experimentele data voor vervluchtiging naar binnenlucht, standaardwaarde = 0,1;
 - 'nonvolatile' markering indien resultaat hoger zou zijn dan de maximale pure gasconcentratie.

North Carolina Division of Waste Management Vapor Intrusion Screening Levels

- <http://deg.nc.gov/about/divisions/waste-management/waste-management-permit-guidance/dwm-vapor-intrusion-guidance>
- Residential en nonresidential vapor intrusion screening levels;
- Screening levels voor grondwater, bodemlucht onder fundering en voor buiten;
- Binnenlucht/kruipruimte screening levels.

Benadering

- Berekend met US-EPA calculator;
- *Screening levels binnenlucht en kruipruimte:*
 - standaard kankerrisico = 1.10^{-6} of 1.10^{-5} (1.10^{-4} indien slechts 1 carcinogeen aanwezig) en HQ = 0,2; berekend voor residentieel en niet-residentieel met eigen blootstellingsscenario's;
 - wanneer achtergrondniveaus (vooral buitenluchtniveaus) hoger zijn dan de binnenlucht screening levels, dan kunnen de achtergrondniveaus de binnenlucht screening levels vervangen (geen sanering vereist tot niveaus onder achtergrond);
- Screening levels grondwater en bodemlucht: standaard kankerrisico = 1.10^{-5} en HQ = 0,2
- *Grondwater:*
 - Attenuatiefactor = 0,001;
 - Omgerekend naar grondwaterconcentratie via evenwichtspartitie;
 - Niet van toepassing bij fundering op gesteente met breuken die tot preferentiële wegen voor gastransport kunnen leiden;
- *Bodemlucht:*
 - onder fundering en buiten;
 - attenuatiefactor = 0,03 (residentieel) en 0,01 (niet-residentieel), lagere waarde voor niet-residentieel verantwoord door frequente aanwezigheid van HVAC-systemen en constructie met dikkere fundering;
 - bodemluchtbemonstering buiten kan niet aanvaard worden als enige factor voor binnenlucht evaluatie; voorkeur voor stalen onder fundering;
- bij industriële sites waar de aangetroffen stoffen nog gebruikt worden dient afweging van zowel niet-residentiële screening levels als niveaus voor beroepshalve blootstelling te gebeuren;

California Human Health Screening Levels

- <http://oehha.ca.gov/risk-assessment/california-human-health-screening-levels-chhsls>;
<http://oehha.ca.gov/chemicals/>;
- [Bodemluchtconcentraties voor residentieel en commercieel/industrieel scenario](#);
- [Niet ontwikkeld voor uitdamping vanuit grondwater](#);

Benadering

- Standaard kankerrisico 1.10^{-6} en HQ = 1;
- Gebruik van Johnson & Ettinger modelvergelijkingen met waarschuwing voor de beperkingen hiervan, waaronder ondiep grondwater in contact met fundering, kruipruimtes, aanzienlijke openingen in de vloer, preferentiële kanalen in de bodem, lage ventilatie, ...
- Staat voor bodemluchtconcentratie onmiddellijk onder de fundering;
- Binnenluchtlimieten als startpunt berekend met blootstellingsduur en frequentie voor residentieel en industrieel/commercieel scenario;
- Onderscheid tussen twee scenario's: a) recente gebouwen met een laag vermalen steen of grind, en zand onder het gebouw plus een laag 'engineered fill' daaronder¹⁴, en b) oudere gebouwen waarbij geen laag 'engineered fill' aanwezig is;
- Verontreiniging onmiddellijk onder deze lagen (dus 40 cm onder fundering voor scenario a) en 10 cm voor scenario b));

¹⁴ Engineered fill is defined as fill, which is selected, placed and compacted to an appropriate specification so that it will exhibit the required engineering behaviour (<http://oehha.ca.gov/risk-assessment/california-human-health-screening-levels-chhsls>)

New Hampshire Groundwater to Indoor Air Screening Levels

- http://www.des.nh.gov/organization/divisions/waste/hwrb/sss/hwrp/guidance_document_s.htm;
- Screening levels voor grondwater;

Benadering

- Binnenluchtcriteria als vertrekpunt: minimale niet-nul waarde van a) 20 % van de RfC (HQ = 0,2), b) extra kankerisico van $1 \cdot 10^{-6}$, luchtconcentratie die door 50 % van de bevolking kan gedetecteerd worden;
- *Finaal binnenlucht criterium:*
 - Voor vaak voorkomende binnenluchtcontaminanten wordt een achtergrond binnenluchtniveau geïdentificeerd;
 - de analytische rapporteergrens wordt geïdentificeerd;
 - finale waarde is maximum van gezondheidskundig niveau, analytische rapporteergrens of achtergrondniveau;
- *grondwater:*
 - berekend vanuit binnenlucht criterium met attenuatiefactor en degradatiefactor, en evenwichtspartitie van bodemlucht naar grondwater;
 - attenuatiefactor = 0,0001 (zie US-EPA);
 - degradatiefactor = 0,1 voor petroleum bestanddelen, 1 voor overige;
 - finale waarde is minimum van berekende waarde, oplosbaarheid in water (25 °C) en bovengrens van 50000 µg/l; en vervolgens maximum van deze waarde, rapporteergrens en grondwaterkwaliteitsdoelstelling.

Canada Environmental Quality Criteria

- <http://cegg-rcqe.ccme.ca/download/en/347>;
- kwaliteitscriteria voor bodemlucht voor landbouw, wonen/parkgebied, commercieel en industrieel scenario;

Benadering

- Twee bodemtypes: bodems met groffe textuur en bodems met fijne textuur;
- Zowel uitdamping naar buitenlucht als binnenlucht beschouwd;
- TDI – achtergrondblootstelling; 20 % hiervan toegekend aan lucht (evenredige verdeling over lucht, water, bodem, voeding en consumentenproducten) – afwijking % mogelijk;
- Kanker: 1.10^{-5} of 1.10^{-6} ;
- *Bodemlucht naar binnenlucht:*
 - Waarden van toepassing op een afstand van minstens 1 meter van de fundering en veronderstellend dat minstens 1 meter schone bodem aanwezig is onder het gebouw;
 - J&E voor berekening, tenzij aan voorwaarden niet voldaan is; dan wordt een standaard attenuatiefactor van 0,01 voor commerciële gebouwen en 0,03 voor residentiële gebouwen gehanteerd;
 - Bekomen waarden zijn niet van toepassing op metingen direct onder de fundering (meting moet zo veel als mogelijk direct boven de bron); standaard attenuatiefactoren (0,01 en 0,03) zijn van toepassing op metingen direct onder fundering en op minder dan 1 m afstand van de fundering;
 - Indien petroleumkoolwaterstoffen (zoals BTEX, n-hexaan, n-decaan), dan kan een biodegradatiefactor van 10 gehanteerd wanneer er minstens 1 m schone onverzadigde bodem is tussen bron en fundering;
- *Bodemlucht naar buitenlucht:*
 - Van ondergrond naar buitenlucht;
 - Alleen residentieel;
 - Geen verharding;
 - ASTM (2004) vervluchtigingsfactor;
- Afweging ten opzichte van achtergrond en analytische detectielimieten;

