Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Verkenning rekenmethode voor **veilige afstand** tussen **gewaspercelen en omwonenden**

Spuitzonering bij gebruik gewasbeschermingsmiddelen

RIVM-briefrapport 2026-0061
Team Spuitzonering, RIVM en WUR

Verkenning rekenmethode voor veilige afstand tussen gewaspercelen en omwonenden

Spuitzonering bij gebruik gewasbeschermingsmiddelen

RIVM-briefrapport 2026-0061

Colofon

© RIVM en WUR 2026
Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave.

DOI 10.21945/RIVM-2026-0061

Team Spuitzonering, RIVM en WUR

Contact:
Egon Compter
Centrum Preventie, Leefstijl en Gezondheid
egon.compter@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het ministerie van Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur (LVVN), Directie Strategie, Kennis en Innovatie (SKI) in het kader van Programma P35.

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
Ministerie van Volksgezondheid, Welzijn en Sport

WAGENINGEN UNIVERSITY & RESEARCH

Dit is een uitgave van:
Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
Nederland
www.rivm.nl

Wageningen University & Research
Postbus 16 | 6700 AA Wageningen
Nederland
www.wur.nl

Publiekssamenvatting

Verkenning rekenmethode voor veilige afstand tussen gewaspercelen en omwonenden

Spuitzonering bij gebruik gewasbeschermingsmiddelen

Boeren gebruiken gewasbeschermingsmiddelen bij de teelt van gewassen. Denk aan groenten, fruit en sierbloemen zoals lelies. Wetenschappelijk gezien is het niet duidelijk op welke afstand van bespoten percelen mensen veilig kunnen wonen. In de praktijk houden gemeenten tussen gewaspercelen en nieuwe woningen een afstand aan van 50 meter.

Gemeenten die zoeken naar ruimte om woningen te bouwen, willen weten of ze dichter bij gewaspercelen mogen bouwen. Tegelijkertijd maken inwoners zich zorgen over hun gezondheid. En weten telers niet waaraan ze moeten voldoen om gewassen veilig te telen.

Steeds meer gemeenten laten onderzoeken of ze van deze 50 meter mogen afwijken. De Raad van State bepaalde in 2024 dat de rekentechnieken die voor deze lokale onderzoeken worden gebruikt, niet goed genoeg zijn. En dat de afstand van 50 meter moet worden aangehouden voor de veiligheid van omwonenden.

Alle belanghebbenden hebben behoefte aan duidelijkheid over een veilige afstand voor hun lokale situatie (spuitzonering). Het RIVM en de Wageningen University & Research (WUR) zijn gevraagd te onderzoeken of het mogelijk is een rekenmethode te maken die lokaal een veilige afstand kan bepalen. Het blijkt wetenschappelijk gezien mogelijk te zijn om zo’n methode te ontwikkelen. Wel moeten een aantal onzekerheden worden uitgezocht voordat de methode in de praktijk de gezondheidsrisico’s van omwonenden precies genoeg kan aangeven. Meer onderzoek is nodig om te kunnen beoordelen of dat kan.

De rekenmethode is ingewikkeld omdat vijf onderdelen nodig zijn die aan elkaar moeten worden gekoppeld. Bijvoorbeeld hoeveel van het gewasbeschermingsmiddel zich verspreidt in de omgeving, hoeveel er in woningen terechtkomt en of dat schadelijk is voor bewoners. De onderzoekers stellen de gezondheid van omwonenden voorop bij de methode. Ook houden ze rekening met groepen die gevoeliger zijn voor schadelijke effecten van de middelen, zoals kinderen en zwangeren.

Kernwoorden: spuitzonering, gezondheid, omwonenden, gewasbeschermingsmiddelen

Synopsis

Exploration of a calculation method to determine a safe distance between crop plots and local residents

Spray zoning related to the use of plant protection products

Farmers use plant protection products in the process of growing their crops, which include vegetables, fruit and cut flowers such as lilies. In scientific terms, it is unclear at what distance from sprayed plots people can live safely. In practice, municipalities maintain a separation of 50 metres between crop plots and new-build homes.

Municipalities looking for space for building homes want to assess whether they are permitted to build closer to crop plots. At the same time, residents are expressing concerns about their health, while growers are uncertain of the requirements they must meet in order to grow their crops safely.

A growing number of municipalities has commissioned studies to determine whether they can deviate from this 50-metre separation. In 2024, the Council of State ruled that the calculation techniques employed for these local studies are not good enough. It further ruled that the 50-metre separation must be maintained to guarantee the safety of local residents.

All stakeholders require clarity regarding the safe distance for their local situation (spray zoning). The National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) and Wageningen University & Research (WUR) have been asked to investigate the possibility of developing a calculation method capable of determining a safe distance in local situations. They have shown that it is scientifically possible to develop such a method. However, a number of uncertainties must be resolved before it is possible to indicate with sufficient precision the health risks facing local residents in practice. More research will be needed to determine whether this is possible.

The calculation method is complex because it requires five elements that must then be combined. For example, the extent to which the plant protection product spreads in the environment, the quantities that end up in homes and whether those quantities are harmful to residents. In their studies, researchers have made the health of local residents their main priority. They also take into account groups that are more sensitive to the harmful effects of the products, such as children and pregnant women.

Keywords: spray zoning, health, local residents, plant protection products

Inhoudsopgave

Samenvatting — 9

1 Inleiding — 11
1.1 Achtergrond — 11
1.2 Projectresultaat — 11
1.3 Doelstelling — 11
1.4 Leeswijzer — 12

2 Opzet van de verkenning — 13
2.1 Afbakening van het toepassingsgebied — 13
2.1.1 Terminologie — 13
2.1.2 Lokale situatie in heden en toekomst — 14
2.1.3 Teeltvormen — 14
2.1.4 Omgevingskenmerken — 14
2.1.5 Kwetsbare groepen — 14
2.1.6 Achtergrondblootstelling (andere bronnen) — 14
2.1.7 Gezondheidsrisico's — 15
2.1.8 Wat wordt niet meegenomen in de verkenning — 15
2.2 Overzicht van de stappen uit de beoogde rekenmethode — 15
2.3 Review van modellen en relevante gegevens — 16
2.4 Inventarisatie van eisen en toxicologische gegevens van werkzame stoffen — 17
2.5 Definiëren functionele eisen aan rekenmethode voor bepaling veilige spuitzonering — 17
2.6 Aspecten van haalbaarheid — 18

3 Verspreiding van middelen vanaf gewasperceel tot bebouwing — 19
3.1 Inleiding — 19
3.2 Verwaaiing van spuitdruppels — 19
3.2.1 Inleiding — 19
3.2.2 Modellen — 20
3.2.3 Maatregelen om drift te beperken — 21
3.2.4 Beperkingen en onzekerheden — 21
3.3 Verdamping en verspreiding door de lucht — 22
3.3.1 Inleiding — 22
3.3.2 Modellen — 22
3.3.3 Beperkingen en onzekerheden — 23
3.4 Verspreiding van deeltjes door de lucht — 24
3.4.1 Opwaaiende stofdeeltjes — 24
3.4.2 Achtergrondconcentratie van deeltjes — 25
3.4.3 Conclusie — 25

4 Blootstelling aan werkzame stoffen — 27
4.1 Inleiding — 27
4.2 Blootstelling in het buitenmilieu — 28
4.2.1 Inleiding — 28
4.2.2 Selectie van modellen voor blootstelling in het buitenmilieu — 29
4.2.3 Beperkingen en onzekerheden — 31
4.3 Blootstelling in het binnenmilieu — 32

4.3.1 Inleiding — 32
4.3.2 Verspreiding van het buitenmilieu naar het binnenmilieu — 32
4.3.3 Verspreiding in het binnenmilieu — 33
4.3.4 Beperkingen en onzekerheden — 34
4.4 Andere bronnen — 35

5 Bepaling van gezondheidsrisico's — 37
5.1 Inleiding — 37
5.2 Blootstellingsschatting — 37
5.2.1 Blootstellingsroute — 37
5.2.2 Blootstellingsdosis — 38
5.2.3 Blootstellingsduur — 38
5.2.4 Blootstelling uit andere bronnen — 39
5.3 Gezondheidskundige grenswaarden — 39
5.4 Beoordeling van gezondheidsrisico's — 41
5.4.1 Cumulatieve blootstelling — 42
5.4.2 Kwetsbare groepen — 43
5.4.3 Neurodegeneratieve effecten — 43
5.5 Samenvatting en conclusies — 43

6 Discussie haalbaarheid, conclusies en advies — 45

Literatuur — 47

Verklarende woordenlijst — 53

Afkortingenlijst — 55

Bijlage 1 Verwaaiing van spuitdruppels — 59

Bijlage 2 Verspreiding na verdamping — 71

Bijlage 3 Blootstelling in het buitenmilieu — 101

Bijlage 4 Blootstelling in het binnenmilieu — 132

Samenvatting

Zowel maatschappelijk als wetenschappelijk bestaat er onduidelijkheid over de gezondheidsrisico's voor mensen die in de nabijheid wonen van gewaspercelen waar gewasbeschermingsmiddelen (GBM) worden gebruikt. Dit heeft meerdere gevolgen. Gemeenten worstelen met vergunningen voor de bouwopgave, agrarische ondernemers willen duidelijkheid over de afstand die zij moeten aanhouden bij het spuiten en inwoners maken zich zorgen over hun gezondheid. De bestaande vuistregel van 50 meter afstand tussen gewaspercelen en nieuwe woningen is nu de norm voor de veiligheid van inwoners. Deze vuistregel geeft voor veel lokale situaties niet de gewenste duidelijkheid. Steeds meer gemeenten laten daarom lokale onderzoeken uitvoeren naar de mogelijkheid om van deze 50 meter af te wijken.

De Raad van State gaf in een uitspraak van 2024 aan dat de huidige rekentechnieken gebruikt voor deze lokale onderzoeken tekortschieten in het adequaat bepalen van een lokale spuitzonering en dat de 50 meter vuistregel aangehouden moet worden voor de veiligheid van omwonenden. Spuitzonering betreft de afstand tussen agrarische activiteiten met GBM en omwonenden.

Naar aanleiding van deze uitspraak en lokale vraagstukken zijn er in 2024 meerdere inhoudelijke overleggen geweest tussen de ministeries van Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur (LVVN) en Volkshuisvesting en Ruimtelijke Ordening (VRO), het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) en Wageningen University & Research (WUR) rondom een vraag vanuit de Vereniging Nederlandse Gemeenten (VNG) over een nieuw model voor de risicobeoordeling van blootstelling aan GBM.

Daarom heeft LVVN de WUR en het RIVM gevraagd om een verkennende studie te doen naar een wetenschappelijk kader spuitzonering. Deze rapportage is het resultaat van de verkenning. Het onderzoek richtte zich op de haalbaarheid van een rekenmethode waarmee gemeenten de gezondheidsrisico's van blootstelling aan GBM kunnen inschatten. Deze methode zou gemeenten kunnen helpen om een spuitzonering voor een specifieke lokale situatie wetenschappelijk te onderbouwen.

Het onderzoek richtte zich *niet* op (Afbakening van het toepassingsgebied, 2.1):

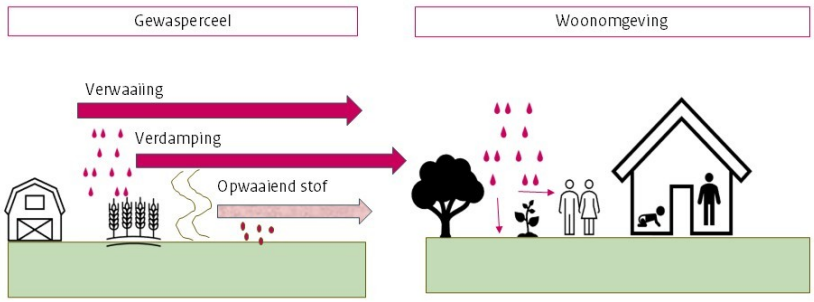
- andere chemische stoffen dan de werkzame stoffen uit GBM;
- mogelijke neurodegeneratieve effecten (zoals bijvoorbeeld de ziekte van Parkinson) van GBM (Bepaling van gezondheidsrisico's, hoofdstuk 5).
- de eventuele gecombineerde werking tussen werkzame stoffen onderling.

Als eerste is er onderzoek gedaan naar bestaande modellen die de relatie van het gebruik van GBM en gezondheidsrisico's inzichtelijk maken (review van modellen en relevante gegevens, paragraaf 2.3 en

inventarisatie van eisen en toxicologische gegevens van werkzame stoffen, 2.4). Binnen dit onderzoek is de focus gelegd op modellen voor de volgende onderdelen (figuur 1 en hoofdstukken 3, 4 en 5):

- transport van druppeltjes GBM tijdens toepassing (drift en depositie);
- vervluchtiging (verdamping) en transport van middelen na toepassing;
- het opwaaien van stof- of bodemdeeltjes die werkzame stof bevatten (damp);
- blootstelling in het buitenmilieu;
- transport van het buitenmilieu naar het binnenmilieu via lucht en stof;
- blootstelling binnen in het binnenmilieu;
- gezondheidsrisico's bij blootstelling aan toxische werkzame stoffen.

Figuur 1 Schematisch overzicht van de stappen van de methode tussen de toepassing van middelen op een gewasperceel via verspreiding tot verschillende routes van blootstelling.



Na selectie van mogelijk geschikte modellen per onderdeel is via een ketenanalyse de mogelijkheid onderzocht om deze modellen met elkaar te verbinden. Doel van deze ketenanalyse was om tot een rekenmethode te komen die het gezondheidsrisico bij het gebruik van GBM voor omwonenden op verschillende afstanden inzichtelijk maakt (definiëren functionele eisen aan rekenmethode voor bepaling veilige spuitzonering, hoofdstuk 2.5).

Het onderzoek laat zien dat de ontwikkeling van een dergelijke methode op zichzelf haalbaar is, maar dat er wel een aantal onzekerheden zijn, die nader moeten worden onderzocht.
Wij bevelen een vervolgonderzoek aan dat beoordeelt of de rekenmethode in de praktijk, met voldoende nauwkeurigheid, inzicht geeft in de gezondheidsrisico's voor omwonenden (discussie haalbaarheid, conclusie en advies, hoofdstuk 6).

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

In 2024 zijn er meerdere inhoudelijke overleggen geweest tussen de ministeries van Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur (LVVN) en Volkshuisvesting en Ruimtelijke Ordening (VRO), het RIVM en de WUR rondom het thema spuitzonering. Aanleiding was een vraag vanuit de Vereniging Nederlandse Gemeenten (VNG) over een nieuwe methode voor risicobeoordeling van blootstelling aan gewasbeschermingsmiddelen (GBM) in de omgeving van gewaspercelen. Onder de vraag van de VNG liggen uitspraken van de Raad van State (RvS). De RvS heeft geoordeeld dat niet op een verantwoorde wijze kan worden bepaald of, en in hoeverre, bestaande rekenmethoden leiden tot een voldoende betrouwbare inschatting −vanuit het oogpunt van een goede ruimtelijke ordening− van een aanvaardbaar te achten spuitzonering. Dit is de afstand tussen agrarische activiteiten met GBM en omwonenden. Daarna is op 28 mei 2024 een motie in de Tweede Kamer aangenomen die "…de regering verzoekt om zo spoedig mogelijk een wetenschappelijk onderbouwd kader op te laten stellen voor de benodigde breedte van spuitzones voor een gezonde woon- en leefsituatie voor bewoners naast agrarische percelen…" (Kamerstuk 27 858, nr. 659). Deze motie is aangenomen met de interpretatie dat de minister van LVVN samen met de VNG en het ministerie van Binnenlandse Zaken en Koninkrijksrelaties (BZK) een onderbouwd kader wil opstellen zodat gemeenten kunnen komen tot een goede invulling van de spuitzonering. Dit is de reden om aan de wetenschappelijke ontwikkeling van een nieuwe rekenmethode te gaan werken.

Er is vanuit het Rijk, de provincies en gemeenten behoefte aan wetenschappelijk onderbouwde spuitzonering naar aanleiding van:

- de plannen voor het bouwen van nieuwe woningen;
- gebrek aan juridische navolgbaarheid bij de bepaling van spuitzonering voor lokale situaties;
- de zorgen van omwonenden, agrariërs en ondernemers;
- de gezondheid van inwoners van gemeenten (zorgplicht).

1.2 Projectresultaat

In dit project worden de haalbaarheid en een raamwerk uiteengezet voor het ontwikkelen van een rekenmethode die de bepaling van een wetenschappelijk onderbouwde spuitzonering mogelijk maakt. De rekenmethode kan gebruikt worden om het gezondheidsrisico bij het gebruik van GBM op nabijgelegen gewaspercelen, gegeven de afstand tot het perceel en enkele kenmerken van onder meer het gewas, de gebruikte middelen en de bespuitingstechniek.

1.3 Doelstelling

Het projectresultaat draagt bij aan een wetenschappelijk onderbouwde spuitzonering die zorgt dat er met meer betrouwbaarheid gezondheidsrisico's uitgesloten kunnen worden voor mensen bij het gebruik van GBM op nabijgelegen gewaspercelen.

1.4 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt de opzet en gevolgde methodologie van de verkenning besproken. In hoofdstuk 3 worden modellen besproken voor de verschillende manieren waarop GBM zich kunnen verspreiden vanaf een gewasperceel tot in gebouwen. Vervolgens wordt in hoofdstuk 4 beschreven hoe de aanwezigheid van werkzame stoffen uit middelen in de leefomgeving kunnen leiden tot blootstelling. Hoofdstuk 5 richt zich op de risicobeoordeling op basis van de mogelijke blootstelling in de leefomgeving. In hoofdstuk 6 wordt de wetenschappelijke en praktische haalbaarheid van het rekenmodel bediscussieerd en staan conclusies, aanbevelingen en het advies geformuleerd. Inhoudelijke details van de onderwerpen uit de hoofdstukken 3 en 4 staan weergegeven in bijlagen.

2 Opzet van de verkenning

In dit project wordt de haalbaarheid van een rekenmethode onderzocht voor de wetenschappelijke bepaling van een spuitzonering bij toepassing van gewasbeschermingsmiddelen (GBM) in de gebouwde of nog te bebouwen omgeving. Dit gebeurt op basis van het reviewen van bestaande modellen, gegevens en methodologieën voor het inschatten van gezondheidsrisico's bij gebruik van GBM en kennishiaten in deze methoden en gegevens.

2.1 Afbakening van het toepassingsgebied

Om een goed beeld te krijgen van de eisen die aan de te ontwikkelen methode worden gesteld, wordt het toepassingsgebied van de methode afgebakend. In samenspraak met de opdrachtgever en andere belanghebbenden is een zo duidelijk mogelijk beeld geschetst van de situaties waarin de methode moet worden toegepast en van de eisen waaraan de resultaten van de methode moeten voldoen.

2.1.1 Terminologie

'Bestrijdingsmiddelen' of 'pesticiden' zijn verzamelnamen voor gewasbeschermingsmiddelen (GBM) en biociden. GBM zijn bedoeld om planten of plantaardige producten te beschermen tegen insecten, schimmels en andere schadelijke organismen. Ze kunnen ook de groei van planten beïnvloeden, plantaardige producten conserveren, ongewenste planten of delen daarvan vernietigen en ongewenste groei van planten voorkomen of beperken (Europese Unie, 2009). Hoofdgroepen van GBM zijn:

- herbiciden tegen onkruiden;
- insecticiden tegen insecten;
- fungiciden tegen schimmels.

Biociden zijn stoffen die bestemd zijn om schadelijke of ongewenste organismen variërend van bacteriën en virussen tot schimmels of ratten te vernietigen, af te weren, onschadelijk te maken of voorkomen (Europese Unie, 2012). Sommige stoffen vallen onder zowel biociden als GBM.

Dit rapport beperkt zich tot *chemische gewasbeschermingsmiddelen die worden gebruikt in de Nederlandse land- en tuinbouw*. Hiervoor worden door verschillende belanghebbende partijen verschillende termen gehanteerd, die de uiteenlopende perspectieven van deze partijen weerspiegelen. In lijn met de formulering van de opdrachtgever wordt in dit rapport hiervoor consequent de term *gewasbeschermingsmiddel* gehanteerd. De auteurs spreken hiermee geen voorkeur uit voor deze term boven een andere.

GBM bestaan uit (meestal één maar soms meerdere) werkzame stoffen, hulpstoffen en oplosmiddelen. De rekenmethode die in dit rapport wordt verkend richt zich uitsluitend op de verspreiding en mogelijke gezondheidseffecten van werkzame stoffen.

2.1.2 *Lokale situatie in heden en toekomst*

De verkenning richt zich op een rekenmethode die voor een specifieke lokale situatie de gezondheidsrisico's voor mensen bij het gebruik van GBM op nabijgelegen gewaspercelen in kaart brengt. Om af te wijken van de standaard vuistregel van 50 meter voor spuitzonering tot omwonenden is lokaal specifiek onderzoek (LSO) vereist.

De methode die hier wordt verkend richt zich in principe op zowel bestaande situaties (zoals bebouwing) als op toekomstige ontwikkelingen.
Denk hierbij aan woningbouw, maar ook aan veranderingen in het gebruik van de landbouwgrond zoals teeltvorm, GBM gebruik en de toepassingsmethode hiervan. Hierbij kan alleen rekening gehouden worden met teeltvormen, middelen en toepassingsmethoden die op dit moment bekend zijn. De effecten van veranderingen door innovatie in teelt, GBM, en hun gebruik kunnen niet worden geëvalueerd.

2.1.3 *Teeltvormen*

Deze verkenning richt zich in principe op gangbare teelten in de Nederlandse land- en tuinbouw, met uitzondering van de glastuinbouw. Voor deze laatste teeltvorm zijn onvoldoende gegevens beschikbaar over de verspreiding van werkzame stoffen door de lucht tijdens of na de toepassing van middelen. De verkenning richt zich ook niet op de toepassing van middelen op gewassen in opslagruimtes.

2.1.4 *Omgevingskenmerken*

De rekenmethode die wordt verkend zou toepasbaar moeten zijn op verschillende omgevingskenmerken. In de eerste plaats gaat het dan om de bebouwing en bestemming daarvan, zoals woningen, scholen, kinderdagverblijven of verzorgingshuizen. Dit bepaalt ook in welke mate er specifiek rekening moet worden gehouden met kwetsbare groepen (zie 2.1.5). Daarnaast wordt beoordeeld in hoeverre de invloed van maatregelen die de verspreiding van middelen verminderen (zoals boomhagen rond fruitboomgaarden) kan worden meegenomen in de rekenmethode.

2.1.5 *Kwetsbare groepen*

In deze verkenning wordt op twee manieren rekening gehouden met kwetsbare groepen. In de eerste plaats worden bij de toxicologische risicobeoordeling normen gebruikt die de maximale blootstelling geven waarbij voldoende veiligheid is geborgd, ook voor alle kwetsbare groepen zoals kleine kinderen en zwangere vrouwen. Daarnaast wordt bij de verspreiding van werkzame stoffen na toepassing rekening gehouden met een blootstellingsroute voor kleine kinderen zoals het inslikken van huis- of bodemstof of het sabbelen op besmette voorwerpen.

2.1.6 *Achtergrondblootstelling (andere bronnen)*

In de beoordeling gaat het om het risico ten gevolge van blootstelling aan werkzame stoffen uit GBM als omwonende van nabijgelegen gewaspercelen. In de toxicologische risicobeoordeling kan rekening worden gehouden met blootstelling aan dezelfde stoffen via andere bronnen zoals voedsel. Dit aspect wordt in deze verkenning kort besproken, maar niet in detail uitgewerkt.

2.1.7 *Gezondheidsrisico's*

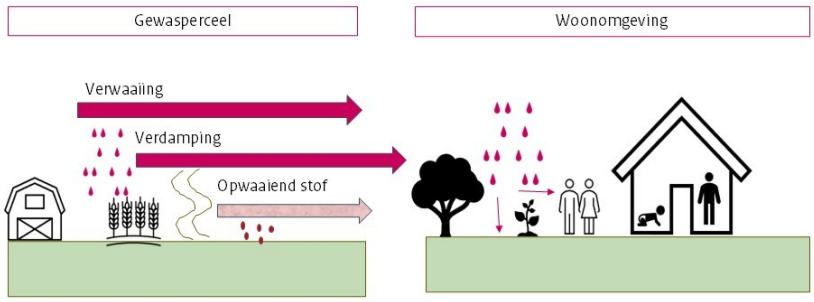
In de verkenning wordt rekening gehouden met mogelijke gezondheidseffecten na zowel kortstondige als langdurige blootstelling aan werkzame stoffen uit GBM die afkomstig zijn van nabij gelegen gewaspercelen. Vanuit de blootstellingsscenario's wordt ook onderscheid gemaakt tussen volwassenen en kleine kinderen.

2.1.8 *Wat wordt niet meegenomen in de verkenning*

- Andere stoffen dan werkzame stoffen in GBM
  In deze verkenning wordt alleen gekeken naar gezondheidsrisico's van het gebruik van werkzame stoffen in GBM. Effecten ten gevolge van blootstelling aan andere chemische stoffen worden niet beschouwd.
- Neurodegeneratieve effecten
  Er bestaan zorgen over mogelijke neurodegeneratieve effecten van de werkzame stoffen in GBM. Er is op dit moment nog teveel onduidelijkheid over een directe relatie tussen specifieke werkzame stoffen en deze effecten.
- Gecombineerde werking tussen werkzame stoffen
  Een aspect van blootstelling aan verschillende werkzame stoffen is de mogelijkheid van gecombineerde werking tussen werkzame stoffen onderling. Hierbij is er sprake van een mogelijk versterkt nadelig effect op de gezondheid door gelijktijdige blootstelling aan de verschillende werkzame stoffen. Op dit moment bestaat er geen algemeen toepasbare methode om dergelijke effecten te evalueren.

2.2 Overzicht van de stappen uit de beoogde rekenmethode

Figuur 2.1 Schematisch overzicht van de stappen van de methode tussen de toepassing van middelen op een gewasperceel via verspreiding tot verschillende routes van blootstelling.



Blootstelling van omwonenden aan een werkzame stof tijdens en na toepassing van middelen op een behandeld gewasperceel vindt plaats via een aantal stappen, zoals geïllustreerd in figuur 2.1. Deze stappen, die in de verkenning afzonderlijk bekeken zijn, vormen een keten van het vrijkomen van middelen in de lucht via verspreiding tot verschillende routes van blootstelling.

De verspreiding kan plaatsvinden in de vorm van spuitdruppels, damp en/of opwaaiend stof. De concentraties van de middelen (en werkzame stoffen) in de lucht en hoeveel daarvan kan neerkomen op de grond of andere oppervlakken, nemen in het algemeen af met de afstand tot het gewasperceel. Vervolgens kunnen stoffen van buiten in woningen of andere gebouwen terecht komen via de lucht of door het inlopen van stof- en gronddeeltjes. Blootstelling kan buiten of binnen plaatsvinden door inademing, huidcontact of inslikken. Deze laatste is vooral relevant voor kleine kinderen. Op basis van de totale verwachte kort- of langdurige blootstelling kan in samenhang met verdere (in-)directe blootstellingsroutes en toxicologische aspecten het gezondheidsrisico voor zowel volwassenen als kleine kinderen worden beoordeeld.

De inventarisatie van modellen en gegevens richt zich op alle in het Gezondheidsraadadvies Gewasbescherming en omwonenden (2014) omschreven relevante blootstellingsroutes, en waar nodig op delen van routes als dat beter aansluit bij de huidige beoordelings- en toelatingspraktijk. De review is voornamelijk gebaseerd op literatuuronderzoek, aangevuld met deskundigenbeoordeling. Dat laatste is met name van belang bij de boordeling van de geschiktheid van modellen en gegevens, maar ook bij het vinden van overige geschikte gegevensbestanden en literatuur als aanvulling op het literatuuronderzoek.

2.3 Review van modellen en relevante gegevens

In deze verkenning gaat het om de haalbaarheid van een rekenmethode die gezondheidsrisico's voor mensen op bepaalde afstanden van de toepassing van GBM kan inschatten. Afgezien van de afstand is er een aantal parameters betreffende de specifieke praktijksituatie die de input van een dergelijk model vormen. Dit omvat onder meer het type gewas, middelen en bespuitingstechniek, en omgevingskenmerken. Voor de verspreiding in ruimte en tijd van de werkzame stoffen tijdens en na toepassing wordt een keten gemaakt van modellen die elk een deel of aspect van de verspreiding beschrijven. Voor deze keten zijn de volgende onderdelen verkend:

- transport van druppeltjes GBM tijdens toepassing (drift en depositie);
- vervluchtiging (verdamping) en transport van middelen na toepassing;
- het opwaaien van stof- of bodemdeeltjes die werkzame stof bevatten (damp);
- transport van het buitenmilieu naar het binnenmilieu via lucht en stof.

Vervolgens zijn methoden geïnventariseerd om de blootstelling te bepalen voor alle routes waardoor mensen kunnen worden blootgesteld: door inademing, via huidcontact of door inslikken. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen situaties buitens- en binnenshuis.

2.4 Inventarisatie van eisen en toxicologische gegevens van werkzame stoffen

Om een toxicologische risicobeoordeling van blootstelling van omwonenden aan werkzame stoffen uit GBM uit te kunnen voeren zijn drie gegevens van belang:

- de concentraties werkzame stof(fen) in de leefomgeving van omwonenden;
- gegevens over de blootstelling van omwonenden, inclusief blootstellingsduur en -frequentie;
- gezondheidskundige grenswaarden voor de werkzame stof(fen).

De beschikbaarheid van deze benodigde gegevens is geïnventariseerd. Tevens wordt aangegeven waar bepaalde aannames moeten of kunnen worden gedaan. Er wordt uitgegaan van mogelijke gezondheidseffecten na acute, semi-chronische of chronische blootstelling.

2.5 Definiëren functionele eisen aan rekenmethode voor bepaling veilige spuitzonering

De uitkomst van de rekenmethode is de geschatte blootstelling voor de doelgroep (volwassenen, kleine kinderen) per gebeurtenis, op de dag van blootstelling en na een blootstellingsduur van een jaar. Het gezondheidsrisico wordt bepaald als de ratio van de voorspelde interne dosis werkzame stof en een gezondheidskundige (interne) grenswaarde. Waar mogelijk is het de bedoeling dat de methode ook onzekerheidsmarges rond deze schattingen aan kan geven. Als dit niet mogelijk is, dan moeten conservatieve aannames worden overwogen die beperkingen voor toepasbaarheid met zich mee kunnen brengen. De invoergegevens (input) van de rekenmethode staan samengevat in tabel 2.1.

Tabel 2.1 Input van de rekenmethode.

Categorie	Gegevens
Gewasperceel	Afmetingen
	Type teelt
	Welke middelen worden toegepast
	Scenario's toepassing: spuittechniek, tijdstippen, frequentie en duur
Omgeving	Bestaande bebouwing: afstand van en oriëntatie t.o.v. agrarisch perceel, aantal woonlagen, type tuin, ventilatiekarakteristieken
	Objecten die van invloed zijn op verspreiding*
	Andere agrarische percelen
	Meteorologische gegevens tijdens en na toediening
Beoogde bebouwing	Bestemming/functie woningen of andere gebouwen, bewoners en andere gebruikers

Categorie	Gegevens
	Type bebouwing: afstand van en oriëntatie t.o.v. agrarisch perceel, aantal woonlagen, type tuin en ligging, ventilatiekarakteristieken

* inclusief reducerende maatregelen zoals boomhagen rond fruitboomgaarden, heggen en sloten

De methode wordt gebruikt om het gezondheidsrisico voor omwonenden voor verschillende afstanden tot het gewasperceel te berekenen. Dit vormt een handvat voor beleidsmatige criteria; beleidsmakers kunnen vervolgens bepalen op welke afstand het gezondheidsrisico acceptabel is, mede gegeven de blootstelling via andere bronnen (zie 2.1.6).
Een ander type functionele eis heeft betrekking op het profiel van de gebruiker van de rekenmethode. Daarbij zijn onder meer de volgende aspecten relevant:

- ervaring in risicobeoordeling en het kunnen duiden van de resultaten van de rekenmethode;
- voldoende kennis van GBM en hun toepassing in de land- en tuinbouw (het selecteren van middelen op basis van perceelgebruik en type teelt, wijze van toepassing);
- een zekere deskundigheid in ruimtelijke ordening wat betreft het specificeren van omgevingsdetails.

2.6 Aspecten van haalbaarheid

De haalbaarheid is beoordeeld op basis van zowel wetenschappelijke als praktische aspecten.
Aspecten van wetenschappelijke haalbaarheid betreffen met name de volgende vragen:

- zijn wetenschappelijk onderbouwde en/of geëvalueerde methoden beschikbaar om alle stappen in de keten te bepalen (druppeldrift, verspreiding van damp, blootstelling en risico);
- is er voldoende inzicht in de beperkingen van de (deel)methoden om onzekerheid in de ketenonderdelen en hun impact op het geheel inzichtelijk te maken.

Aspecten van praktische haalbaarheid betreffen met name de volgende vragen:

- zijn deelmethoden operationeel (bijvoorbeeld als een geïmplementeerd model) of zijn ze operationeel te maken;
- is de complexiteit van deelmethoden zodanig dat ze goed bruikbaar zijn door de beoogde gebruikers, zonder excessieve kosten in termen van rekentijden e.d.;
- zijn de gegevens voor input en modelparameters beschikbaar, of goed te genereren;
- zijn toepassingen van de methode precies en gedetailleerd genoeg om onderscheidende antwoorden te geven.

3 Verspreiding van middelen vanaf gewasperceel tot bebouwing

3.1 Inleiding

Blootstelling aan werkzame stoffen uit gewasbeschermingsmiddelen (GBM) kan optreden op een zekere afstand van het gewasperceel waar deze middelen worden of zijn toegepast. Dit is relevant voor omwonenden en andere gebruikers van bebouwing of bestemming. Er zijn verschillende manieren van mogelijke verspreiding van middelen vanaf het perceel naar de omgeving. Onderscheid wordt gemaakt tussen verwaaiing van spuitdruppels tijdens en kort na de bespuiting (3.2), verdamping en vervolgens verspreiding van damp door de lucht (3.3) en de verspreiding van deeltjes (3.4).

3.2 Verwaaiing van spuitdruppels

3.2.1 Inleiding

Bij de toediening van GBM in de akkerbouw en de fruitteelt wordt vaak gebruik gemaakt van een spuittechniek. Hierbij wordt het middel in druppelvorm gespoten in de richting van het doelobject (meestal het gewas). De druppels kunnen sterk in grootte variëren (globaal bereik van diameters 10-1000 µm). Vooral kleinere druppels kunnen eenvoudig door de wind meegevoerd worden voordat ze hun doel kunnen bereiken. Dit proces van verwaaien wordt vaak aangeduid met de term druppeldrift en kan plaatsvinden tijdens en direct na bespuiting.

Voor de verschillende teelten zijn er veel verschillende spuittechnieken. Een globaal onderscheid is naar de richting waarin gespoten wordt. Akkerbouwmatig geteelde gewassen worden neerwaarts bepoten, terwijl opgaande teelten zoals fruitbomen en laanbomen zijwaarts worden bespoten. Ook binnen een teelt is er een enorme verscheidenheid van spuittechnieken, die kunnen leiden tot een verschillende mate van verwaaiing van druppels. Druppeldrift leidt ertoe dat een deel van de wegwaaiende druppels op de grond naast het bespoten gewasperceel neerkomen. De grotere druppels in deze driftwolk vallen het eerst neer, de kleinere kunnen verder meegevoerd worden door de wind maar zullen uiteindelijk toch neervallen. Gevolg hiervan is dat hoe verder van de rand van het gewasperceel verwijderd, des te kleiner is deze driftdepositie. De kleinste druppeltjes in de driftwolk dalen erg langzaam en kunnen langere tijd min of meer blijven zweven in de lucht (ze gedragen zich dan als aerosol). Dit deel van de driftwolk verplaatst zich nagenoeg horizontaal met de wind mee. Dit wordt de druppeldrift naar de lucht genoemd en kan verderop benedenwinds neerkomen, maar vooral op verticale objecten (huizen, of ook mensen die zich daar ophouden) zal de depositie het sterkst zijn, door de horizontale beweging van de driftwolk. Door dispersie zal de driftwolk ook breder en hoger worden, naarmate de afstand toeneemt vanaf het bespoten perceel. Tijdens het proces van druppeldrift kan het bestanddeel water in de druppels (deels) verdampen en de druppels zullen dus kleiner worden. De totale tijdsduur waarbinnen druppeldrift optreedt, is relatief

kort, zodat er geen noemenswaardige verdamping van GBM kan optreden (zie bijlage 1).

3.2.2 Modellen

Er bestaan verschillende Nederlandse modellen om zowel de drift naar de lucht als de driftdepositie op de grond te kwantificeren. Hierin wordt onderscheid gemaakt tussen neerwaarts en zijwaarts bespoten gewassen. Voor neerwaartse bespuitingen kunnen de driftmodellen IDEFICS en PROSPEX worden gebruikt. Het IDEFICS-model biedt een breed scala aan invoerparameters en mogelijkheden, maar is daardoor minder toegankelijk voor gebruik door derden. Het van IDEFICS afgeleide regressiemodel PROSPEX is veel toegankelijker en eenvoudiger te gebruiken, maar beperkt zich wat invoer betreft tot alleen de belangrijkste parameters. Voor meer details over deze modellen wordt verwezen naar bijlage 1. Deze modellen berekenen beide de driftdepositie op de grond naast een bespoten perceel als functie van de afstand tot dat perceel. Daarnaast wordt ook de verticale verdeling van drift in de lucht berekend als functie van de hoogte boven de grond, op een tevoren gekozen afstand vanaf het perceel. Kortweg bestaan de invoergegevens voor het model uit karakteristieken van het gewas, de spuittechniek, en meteorologische gegevens. Details zijn te vinden in bijlage 1. Voor toepassing in de in deze rapportage voorgestelde keten levert het model concreet de volgende uitvoer op:

- concentratie van GBM in de lucht, aanwezig in kleine waterige druppeltjes, op een bepaalde afstand op een bepaalde hoogte boven de grond op een bepaalde tijd na (start van de) bespuiting;
- de totale hoeveelheid werkzame stof die neerkomt per oppervlakte-eenheid over de gehele spuittijd. Het neerkomen (depositie) kan zowel op horizontale vlakken (de grond) als op verticale vlakken (bijv. gebouwen, staande mensen) plaatsvinden.

Voor zijwaartse bespuitingen (zoals toegepast in de fruit- en laanbomenteelt) kan gebruik worden gemaakt van het model SPEXUS. Dit is in eerste instantie ontwikkeld om driftdepositie op de grond en oppervlaktewater naast een fruitboomgaard te kunnen bepalen. Binnen het project OBO-2 (Onderzoek Bestrijdingsmiddelen en Omwonenden; zie bijlage 3 voor details) wordt op dit moment het model uitgebreid zodat het ook kan worden gebruikt voor het voorspellen van drift naar de lucht. Hier bestaan de invoergegevens voor het model uit karakteristieken van het perceel, het gewas, de spuittechniek en het middel, en meteorologische gegevens. Details zijn te vinden in bijlage 1. Het model levert een vergelijkbare uitvoer van informatie op voor driftdepositie (horizontaal) en drift naar de lucht (verticaal) als de modellen voor neerwaartse bespuitingen.

In de lijn van de voorgestelde keten moet worden bedacht dat drift naar de lucht aanleiding kan geven tot een acute blootstelling die kort duurt maar gekenmerkt kan worden door relatief hoge concentraties. Depositie op de grond of andere oppervlakken kan leiden tot indirecte blootstelling gedurende langere tijd.

3.2.3 Maatregelen om drift te beperken

Volgens het Besluit Activiteiten Leefomgeving (BAL, 2025) mogen bespuitingen met GBM in de open lucht alleen plaatsvinden met een techniek die de driftdepositie ten opzichte van een vastgestelde referentietechniek met ten minste 75% reduceert op een bepaalde afstand naast een bespoten perceel (namelijk waar gewoonlijk een perceelsloot ligt). De basis van driftreductie is het verminderen van de drift van kleine druppels. Dit kan in de eerste plaats door het ontstaan van kleine druppels te beperken door het gebruik van grove spuitdoppen die vooral grotere druppels en weinig kleinere druppels produceren. In de tweede plaats kan driftreductie worden bereikt door het verwaaien van de kleine druppels tegen te gaan. Dit kan met specifieke methoden zoals afscherming van de spuitboom en/of het gebruik van een verlaagde spuitboom. Daarnaast zijn andere technieken mogelijk zoals zogenaamd luchtondersteund spuiten of het gebruik van een tunnelspuit of reflectiespuit. Naast deze spuittechnieken zijn ook verschillende omgevingskenmerken van belang die de verspreiding van drift kunnen beïnvloeden, zoals boomhagen en schuttingen. Meer details staan in bijlage 1.

3.2.4 Beperkingen en onzekerheden

Een aantal punten betreffende de voorgestelde modellen is van belang. Ten eerste is validatie van de voorgestelde modellen gedaan tot 25 meter afstand vanaf de rand van het gewas. Extrapolatie is mogelijk maar drift wordt onzekerder naarmate de afstand groter wordt. Het is moeilijk deze onzekerheden te kwantificeren, maar in ieder geval zal zowel de concentratie in de lucht als de depositie kleiner worden met toenemende afstand. Een conservatieve aanname kan zijn om voor afstanden verder dan 25 meter de gemodelleerde en gevalideerde waarde voor 25 meter te nemen. Een meer realistische manier is om een Gaussisch pluimmodel[1] te verbinden aan de genoemde driftmodellen voor afstanden groter dan 25 meter, en vervolgens validatie hiervan na te streven.

Meteorologische gegevens zijn belangrijke invoervariabelen voor de modellen. Bij toepassing voor een specifieke situatie kan worden uitgaan van gemiddelde waarden van de windsnelheid op die locatie, maar verder met een worst-case windrichting. Er moet wel worden bedacht dat bepaalde weersomstandigheden voorwaarde zijn om te kunnen en mogen spuiten zoals geen regen(verwachting), een windsnelheid kleiner dan 5 m/s, en niet te lage temperaturen waarbij de spuitvloeistof zou kunnen bevriezen tijdens de toepassing.

Het is verder onduidelijk wat depositie op de grond buiten het gewasperceel aan concentratie in bodemstof op kan leveren. Dit is onder meer afhankelijk van verdroging van de druppeltjes in de lucht en vervolgens de mate van hechting en indringdiepte in de bodem. Hier kunnen conservatieve aannames worden gedaan om vervolgens als invoer voor modellen verderop in de keten te kunnen gebruiken.
Meer details staan in bijlage 1.

[1] Een wiskundig rekenmodel dat gebruikt wordt om de verspreiding van luchtverontreiniging uit een bron te berekenen. Het model voorspelt hoe ver en in welke mate stoffen zich door de wind verspreiden.

3.3 Verdamping en verspreiding door de lucht

3.3.1 Inleiding

Een deel van een GBM dat het gewas of de bodem van een behandeld perceel heeft bereikt kan daarna door verdamping (vervluchtiging) in de lucht terecht komen. Eenmaal in de lucht kunnen stoffen in dampvorm verwaaien en zich naar de omgeving verspreiden. Dit kan vervolgens op verschillende manieren resulteren in blootstelling van omwonenden aan werkzame stoffen (zie hoofdstuk 4). De verdamping kan dagen tot weken na toepassing van het middel aanhouden (Bedos et al., 2009; Van den Berg et al., 2016; Figueiredo et al., 2022; Bedos et al., 2026). In totaal kan een gedeelte (tot enkele tientallen procenten) van de toegepaste hoeveelheid uiteindelijk als damp in de lucht terecht komen (Van den Berg et al., 1999; Bedos et al., 2009; Guillaume et al., 2026). Onderzoek in de bollenteelt liet zien dat blootstelling aan damp tot de belangrijkste blootstellingsroutes behoorde voor omwonenden die binnen 250 meter van een behandeld bollenveld wonen. Voor deze route werd een relatie met afstand tot behandelde percelen vastgesteld (OBO, 2019; Montforts et al., 2019). Voor details zie bijlage 2.2.

Er zijn verschillende methoden om de invloed van afstand op de blootstelling van omwonenden aan werkzame stoffen via onder andere de verspreiding van damp te schatten. In essentie betreft dit metingen, geografische modellen en deterministische modellen (Teysseire et al., 2020). De laatstgenoemde methode sluit in de context van de huidige verkenning over spuitzonering het best aan bij de opzet van de rekenmethode als keten. Dat wil zeggen dat in deze stap een deterministisch model nodig is dat de verspreiding van damp vanaf het behandelde gewasperceel als functie van de afstand en tijd kan voorspellen. Voor meer details zie bijlage 2.3.

3.3.2 Modellen

Voor dit onderdeel zijn twee verschillende modellen nodig: een voor verdamping van de toegepaste middelen en een voor de daaropvolgende verspreiding van de damp door de lucht. Voor beide stappen bestaan verschillende modellen en in principe zijn veel combinaties mogelijk. De keuze is gebaseerd op een aantal voorwaarden in de context van het onderwerp spuitzonering. Naast dergelijke inhoudelijk relevante overwegingen kunnen ook praktische overwegingen een rol spelen, zoals beschikbaarheid van code en validatiestatus en ervaring met eerdere toepassing.

Voor de verdamping is een voorwaarde dat het model schommelingen van uur tot uur als gevolg van weersomstandigheden goed kan beschrijven. Het Nederlandse model PEARL (Pesticide Emission Assessment at Regional and Local Scales) kan hiervoor worden gebruikt. Dit model is, en wordt, breed toegepast, ook voor risicobeoordeling (Pesticidemodels, 2026) en berekeningen van blootstelling aan damp (Van den Berg et al., 2016; Butler Ellis et al., 2017; Figueiredo et al., 2022). Kortweg bestaan de belangrijkste invoergegevens voor het model uit fysisch-chemische stofeigenschappen en meteorologische gegevens. Details zijn te vinden in bijlage 2.

Wat betreft de verspreiding van damp is een voorwaarde dat het te gebruiken model adequaat berekeningen kan doen op relatief korte afstand (enkele tientallen meters) van het gewasperceel. In combinatie met gangbare windsnelheden betekent dit ook een korte duur van het transport naar de relevante receptor, doorgaans minder dan 1 minuut. Daardoor hebben verwijderingsprocessen zoals depositie en chemische omzetting van de betreffende stoffen in de dampvorm op korte afstand vrijwel geen effect op de concentratie in de lucht en hoeven hier niet meegenomen te worden (Gilbert, 1999; Van Jaarsveld en Van Pul, 1999). De voor risicobeoordeling relevante verwachte bijdrage van druppeldrift aan de depositie op de grond of andere oppervlakken (zie 3.2) is op dit soort afstanden naar verwachting vele malen groter dan die van damp (bij gelijke windrichting voor verspreiding). Het verspreidingsmodel moet ook kunnen omgaan met de sterke schommelingen in de verdamping. Voor deze stap kan het OPS model voor de korte termijn (Operational Priority Substances model – Short Term, OPS-ST) worden gebruikt. Een belangrijke praktische overweging is, dat dit model eerder is gekoppeld aan het vervluchtigingsmodel PEARL, toegepast voor berekeningen van blootstelling van omwonenden aan damp zowel in Nederland (Figueiredo et al., 2022) als daarbuiten (Van den Berg et al., 2016).
Naast de schatting van de verdamping vanuit het PEARL-model zijn de weersomstandigheden (van minimaal één groeiseizoen of periode waarin een middel gebruikt wordt) ook hier belangrijke invoergegevens. Het verdampingsmodel en het verspreidingsmodel moeten dezelfde weergegevens gebruiken, van uur tot uur, omdat anders mogelijk belangrijke pieken en dalen in de concentratie gemist kunnen worden. De eerder gebruikte versie van PEARL- OPS-ST voldoet aan deze eis (Van den Berg et al., 2016; OBO, 2019).

Voor toepassing in de in deze rapportage voorgestelde keten levert de combinatie van beide genoemde modellen concreet de volgende uitvoer op: geschatte concentratie van de werkzame stof, in dampvorm, in de buitenlucht op een of meerdere door de gebruiker te kiezen locaties in de buurt (op een bepaalde afstand en hoogte) van het gewasperceel.

3.3.3 Beperkingen en onzekerheden

De voorgestelde combinatie van het PEARL-model en OPS-ST kan in de praktijk tot een aantal onzekerheden leiden. Een indicatie van de totale onzekerheden komt uit het OBO1-onderzoek waarin deze modellen ook zijn toegepast. Uit een vergelijking met metingen bleek dat de door de OBO1 modelketen berekende buitenluchtconcentraties naar twee kanten tot een factor 10 kunnen afwijken van de gemeten concentraties, afhankelijk van de gemodelleerde stof (Figueiredo et al., 2022). Deze auteurs gaan niet in op eventuele meetonzekerheden.
OPS-ST (en andere soortgelijke modellen) moet in staat worden geacht de concentraties bij bekende bronsterkte in een meerderheid van de gevallen meestal (ruim) binnen een factor 2 te berekenen (Theobald et al., 2012; Kooi et al., 2026), vooral ook omdat het verspreidingsproces relatief goed beschreven kan worden (Van Pul et al., 1999).
Een groot deel van de geconstateerde afwijkingen is waarschijnlijk terug te voeren op onzekerheden in stofeigenschappen, dan wel de verdampingsberekening. Ook dragen onzekerheden via de koppeling met het driftmodel IDEFICS in de analyse van Figueiredo et al. (2022)

bij aan de totale onzekerheid van de berekende concentraties in de lucht (zie ook bijlage 2).
Daarnaast houdt het OPS-ST-model in het algemeen geen rekening met de gebouwde omgeving. In de context van spuitzonering kan dit relevant zijn omdat blootstelling aan de werkzame stof (en daarmee uiteindelijk het gezondheidsrisico) wordt geschat bij en in woningen of andere gebouwen. Er is een interactie tussen luchtstroming en gebouwen die vooral op de schaal van gebouwen en straten zeer gevoelig is voor de weersomstandigheden, met name windrichting- en snelheid. Dit betekent een mogelijk sterke en sterk variërende invloed op verspreiding en concentratiepatronen. Die invloed hangt ook af van andere omgevingskenmerken zoals aanwezigheid van bomen en schuttingen. Het is onduidelijk in hoeverre de door gebouwen en andere structuren veroorzaakte patronen bijdragen aan de totale onzekerheid en relevant zijn voor risicobeoordeling.
Ten slotte merken we op dat met name de eerder gebruikte OPS-ST versie inmiddels sterk is verouderd ten opzichte van de momenteel gebruikte versie (zoals in Kooi et al. (2025, 2026), voor ammoniak en stikstofoxides).
Meer details staan in bijlage 2.

3.4 Verspreiding van deeltjes door de lucht

Werkzame stoffen uit GBM kunnen, naast spuitdruppels en damp, ook in de vorm van stof- of bodemdeeltjesdeeltjes door de atmosfeer worden verspreid. Hier kunnen twee routes worden onderscheiden: via opwaaiing van stofdeeltjes en via de achtergrondconcentratie.

3.4.1 Opwaaiende stofdeeltjes

Werkzame stoffen uit GBM die gebonden zijn aan bodemdeeltjes kunnen via opwaaiing door wind in de atmosfeer terecht komen (Galon et al., 2021; Boonupara et al., 2023; Guillaume et al., 2026). Dit wordt winderosie genoemd. Ook stof afkomstig van met middelen behandeld zaad kan verwaaien (Nuyttens et al., 2013). Winderosie kan in principe bijdragen aan concentraties van werkzame stoffen in de lucht tot lang na de toepassing van de middelen (Cessna et al., 2006; Goossens et al., 2026). Deze bijdrage is van veel factoren afhankelijk zoals bodemkenmerken, manier van bodembewerking (Galon et al., 2021; Guillaume et al., 2026), de zaaitechniek (Nuyttens et al., 2013; Godaert et al., 2023), en weeromstandigheden. Deze factoren bepalen ook de grootteverdeling van de opwaaiende deeltjes (Krahner et al., 2021; Goossens et al., 2026) die de eigenschappen ten aanzien van verspreiding en verwaaiing van de deeltjes bepaalt (Majewski & Capel, 1995; Goossens et al., 2026) en om gezondheidskundige redenen van belang kan zijn (Brunekreef & Holgate, 2002). Of opwaaiend stof vervolgens verder van een behandeld perceel liggende plaatsen bereikt hangt daarnaast af van obstakels in de buurt van het perceel en de vorm van het landschap op macro- en microschaal (Tournebize et al., 2025). Grotere deeltjes rollen soms ver over het landoppervlak, maar bereiken zelden een hoogte boven 1 meter (Majewski & Capel, 1995) en worden waarschijnlijk gehinderd door obstakels en oneffenheden.
De fractie van de hoeveelheid toegepaste middelen die via erosie in de lucht terecht komt, is normaal gesproken veel kleiner (<5%) dan het verlies via verdamping (Majewski & Capel, 1995; Guillaume et al.,

2026). Bovendien wordt maar een deel van dit kleine verlies getransporteerd via kleinere deeltjes die ademhoogte bereiken en tot in de luchtwegen van mensen kunnen doordringen (Goossens et al., 2026). Samen met de complexiteit van het proces is de vraag of het opnemen van een model hiervoor in de keten bijdraagt aan een verbeterde berekening van de concentraties op relatief korte afstanden van het perceel, of alleen maar de onzekerheid verhoogt.

3.4.2 Achtergrondconcentratie van deeltjes

GBM die in de lucht terecht komen, kunnen voorkomen als druppels (zie 3.2), als damp (zie 3.3) of als deeltjes. Druppels zullen na verloop van tijd verdampen. Verbindingen in dampvorm kunnen omgezet worden in deeltjes en vervolgens verder groeien. Daarnaast kunnen middelen in dampvorm opgenomen worden in, of zich hechten aan, andere deeltjes in de atmosfeer (kleine druppeltjes, stofdeeltjes, pollen, etc.). De uiteindelijke verdeling over damp en deeltjes hangt af van de stofeigenschappen (Van Pul et al., 1999; Debler et al., 2024). In het algemeen wordt ook winderosie als een bron van GBM in de atmosfeer gezien (Majewski & Capel, 1995; Galon et al., 2021; Bedos et al., 2026). De kleine bodemdeeltjes die opwaaien door winderosie dragen bij aan lange-afstandstransport (Borrelli et al., 2017; Goossens et al., 2026) en aan de achtergrondconcentratie (Debler et al., 2024). De chemische omzetting van stoffen die gehecht zijn aan, of opgenomen door, deeltjes kan aanzienlijk worden vertraagd (Socorro et al., 2016), wat ze extra gevoelig maakt voor langeafstandstransport (Nascimento et al., 2017). Dit transport draagt bij aan een achtergrondconcentratie in de lucht, die van plaats tot plaats en tussen seizoenen weliswaar kan variëren (Bedos et al., 2026), maar over het algemeen laag is (Nascimento et al., 2017; Debler et al., 2024) en slechts langzame variaties in de tijd vertoont (Bedos et al., 2002a). Met blootstelling aan de achtergrondconcentratie kan in principe rekening worden gehouden in risicobeoordelingen (Nascimento et al., 2017; Debler et al., 2024). Systematische metingen die nodig zijn om een dergelijke blootstelling betrouwbaar te kunnen schatten zijn voorlopig echter nauwelijks beschikbaar (Debler et al., 2024; Bedos et al., 2026). Daarnaast kan de verdeling over de gas- en deeltjesfase van belang zijn en hierover bestaat de nodige onzekerheid (Degrendele et al., 2016). De bijdrage van de achtergrondconcentratie aan de totale concentratie in de lucht over relatief korte afstand (enkele tientallen meters) van het gewasperceel is naar verwachting klein ten opzichte van die van het behandelde perceel zelf (Figueiredo et al., 2021). Een duidelijk afstandseffect is niet te verwachten.

3.4.3 Conclusie

In de context van spuitzonering concluderen we dat het aandeel van blootstelling van omwonenden aan GBM via deeltjes verwaarloosbaar kan worden geacht ten opzichte van de bijdrage van andere routes en de onzekerheden daarin. Dit geldt zowel voor een meer lokale bijdrage van bodemdeeltjes met werkzame stof via winderosie, als voor de bijdrage van diverse soorten deeltjes aan de achtergrondconcentratie. Indien gewenst kan een op eerder onderzoek gebaseerde gemiddelde achtergrondconcentratie bij de gemodelleerde locatie-specifieke concentratie worden opgeteld, voor berekeningen over wat langere periodes.

4 Blootstelling aan werkzame stoffen

4.1 Inleiding

Blootstelling aan werkzame stoffen uit gewasbeschermingsmiddelen (GBM) kan optreden op een bepaalde afstand van het gewasperceel waar deze middelen worden of zijn toegepast. Dit komt door verschillende manieren van verspreiding van de middelen vanaf het perceel (zie hoofdstuk 3). Dit is relevant voor omwonenden en andere gebruikers van bebouwing of bestemming in de buurt van het perceel.

De Gezondheidsraad (2014) onderscheidt directe en indirecte blootstellingsroutes. De directe routes betreffen de uitstoot van stoffen naar de lucht via druppeldrift tijdens toepassing (zie 3.2) of via damp na toepassing (zie 3.3). Benedenwinds van een behandeld perceel leidt de uitstoot tot een verhoogde concentratie van middelen (en werkzame stoffen) in de lucht. Normaal gesproken neemt de concentratie snel af met de afstand vanaf het perceel. Het effect van de grootte van de spuitzonering op blootstelling in de omgeving van een behandeld perceel is daarom grotendeels direct te relateren aan deze atmosferische routes. De genoemde paragrafen gaan in op de vraag of, en zo ja, hoe, rekening kan worden gehouden met dit afstandseffect.

Indirecte routes gaan via contact met gecontamineerde oppervlakken. Werkzame stoffen kunnen via verticale of horizontale depositie op de grond of andere oppervlakken terechtkomen.

Er zijn drie manieren waarop een verontreinigende stof uit een GBM na contact in een individu of populatie terechtkomt (IPCS, 2004). Opname in het lichaam kan plaatsvinden door inademing, via huidcontact of door inslikken. De kansen voor het optreden van gezondheidseffecten die specifiek zijn voor de betreffende stof(fen) waarvoor risico’s worden beoordeeld (hoofdstuk 5) zijn afhankelijk van de mate van blootstelling. De mate van blootstelling wordt voor de drie routes bepaald door de intensiteit, de duur en de frequentie. In het geval van blootstelling van omwonenden aan GBM varieert de blootstellingsmaat tussen de uren of dagen waarop wel of niet wordt gespoten. Daarnaast worden in het algemeen andere gezondheidseffecten geassocieerd met een kortstondige blootstelling met een hoge concentratie ten opzichte van een langdurige blootstelling aan lagere concentraties. Daarom wordt de mate van blootstelling uitgedrukt als verschillende doses voor elk van de drie opnameroutes, zodat verschillende mogelijke gezondheidseffecten geassocieerd kunnen worden met verschillende maten van blootstelling.

De wijze van blootstelling van omwonenden is grofweg op te delen in blootstelling in het buitenmilieu (zie 4.2) en in het binnenmilieu (zie 4.3). In deze paragrafen wordt de relatie gelegd met de verwachte concentratie door verspreiding van middelen en werkzame stoffen vanaf het gewasperceel tot de bebouwing (hoofdstuk 3).

4.2 Blootstelling in het buitenmilieu

4.2.1 Inleiding

De blootstelling van omwonenden in het buitenmilieu richt zich op de blootstelling die in de directe omgeving van de woning of ander gebouw plaatsvindt.

Blootstelling in het buitenmilieu is het gevolg van (1) direct contact van omwonenden met werkzame stoffen in druppels en/of damp in de lucht die door atmosferische verplaatsing bij het woonperceel belandt; en (2) indirect door contact met oppervlakken rond de woning waarop druppels terecht zijn gekomen.

Werkzame stoffen in de lucht kunnen worden ingeademd. Wanneer ze in druppelvorm zijn, kunnen ze ook terechtkomen op de huid waarna ze via de huid in het lichaam kunnen worden opgenomen. Huidcontact met verontreinigde oppervlakken leidt ook tot huidblootstelling. Naast opname via de huid kan dit ook leiden tot het inslikken van de stof (orale blootstelling) na hand-mond contact. Ten slotte kan er ook orale blootstelling plaatsvinden door object-mond contact met verontreinigde objecten. Op basis van de informatie beschreven in 3.4 is besloten de blootstelling aan stofdeeltjes niet mee te nemen als potentiële route. Deze routes zijn wel beschreven in OBO-1 (Vermeulen 2019) en worden afgedekt door de andere blootstellingsroutes.

Voor al deze verschillende manieren van blootstelling, aangeduid met bronroutes, worden in deze paragraaf modellen voorgesteld om de blootstelling te kwantificeren. Een overzicht hiervan is gegeven in tabel 4.1. Een gedetailleerde bespreking van bronroutes (inclusief pad-code) en modellen wordt gegeven in bijlage 3.

Tabel 4.1 Overzicht onderzochte emissie- en bronroutes.

Emissieroute	**Pad-code**	**Potentiële bronroute blootstelling**
Spuitdruppels	S1	Inhalatie met druppels in de lucht
Spuitdruppels	S2	Dermaal, depositie met druppels uit de lucht op de huid
Spuitdruppels	S3	Dermaal contact met gedeponeerde druppels op oppervlakken
Spuitdruppels	S4	Oraal, door hand-mond-contact na huidcontact met gedeponeerde druppels op oppervlakken
Spuitdruppels	S5	Oraal, door mond contact met verontreinigde objecten
Damp	V1	Inhalatie damp in de lucht

Bij het definiëren van blootstellingsscenario's wordt aanbevolen onderscheid te maken tussen volwassenen en jonge kinderen, daar de blootstelling voor deze groepen wezenlijk anders plaatsvindt.

4.2.2 Selectie van modellen voor blootstelling in het buitenmilieu

In bijlage 3 staat beschreven welke modellen per potentiële bronroute beschikbaar zijn en in hoeverre deze op basis van de in- en exclusiecriteria geschikt zijn voor het ontwikkelen van een model om de blootstelling in het buitenmilieu in te schatten. Hieronder staan de geselecteerde modellen toegelicht.

4.2.2.1 Inhalatie spraydrift (pad-code S1) en dampdrift (pad-code V1)

Voor de inhalatieblootstelling aan zowel druppels als damp is er een generiek model beschikbaar in de ExpoBox van de US EPA (2026, zie bijlage 3, vergelijking 1).
In dit model wordt de inhalatie van werkzame stoffen in de lucht, in damp- of druppelvorm, bepaald als het product van de luchtconcentratie van damp of druppels met de inademingssnelheid (het volume debiet) en de blootstellingsduur op de dagen van blootstelling. Dit leidt tot een ingeademde hoeveelheid werkzame stof op de blootstellingsdagen. Van deze ingeademde hoeveelheid wordt de in het lichaam opgenomen hoeveelheid bepaald door de absorptie over de long-bloed barrière in rekening te brengen. Voor inhalatieroutes wordt doorgaans 100% aangenomen. Gegevens over inademingssnelheid van de Nederlandse bevolking zijn beschikbaar (te Biesebeek et al, 2014). Afhankelijk van de duur van de blootstelling kan een andere inademingssnelheid aangenomen worden om variabiliteit in blootstellingsomstandigheden af te dekken. Voor acute blootstelling kan bijvoorbeeld een relatief hoge inademingssnelheid worden aangenomen die hoort bij lichte inspanning. Voor een chronische blootstelling kan bijvoorbeeld de gemiddelde inademingssnelheid over een dag gebruikt worden.
Om de inhalatieblootstelling te berekenen is de afstandsafhankelijke buitenluchtconcentratie van werkzame stof in de lucht nodig ($C_{buitenlucht}$, in mg/m^3). Deze volgt uit de verspreidingsmodellen voor damp en spraydrift (zie hoofdstuk 3).

4.2.2.2 Dermale blootstelling door depositie van spraydrift op de huid (pad-code S2)

Er is een dermaal model beschikbaar in de ExpoBox van de US EPA (2026, zie bijlage 3, vergelijking 3).
De blootstelling aan werkzame stof in druppels op de huid volgt uit de gedeponeerde spraydrift op het (verticale) oppervlak van een blootgestelde persoon, en een aanname voor de grootte van het (onbedekte) huidoppervlak. Met de geschatte gedeponeerde hoeveelheid GBM op de huid wordt de dermale absorptie gebruikt om de in het lichaam opgenomen hoeveelheid te schatten. De depositie op een verticaal oppervlak ($C_{huidopp}$, in mg/cm^2) volgt uit de spraydrift modellering.

4.2.2.3 Dermale blootstelling door contact met oppervlakken waarop spraydrift is gedeponeerd (pad-code S3)

Voor de modellering van de dermale blootstelling aan werkzame stof van oppervlakken op het woonperceel zijn twee mogelijke modellen:

- Optie 1: het EFSA OPEX dermaal model voor ‘Surface deposits’ (EFSA OPEX 2014, 2022 en 2025, zie bijlage 3, vergelijking 7).
- Optie 2: ‘Post-application Dermal Exposure Algorithm – Physical Activities on Turf’ (US EPA, 2012), zie bijlage 3, vergelijking 9).

Deze modellen gaan uit van de oppervlakteconcentratie van GBM op oppervlakken rondom de woning ($C_{dep.opp}$ in mg/cm^2). Van deze oppervlakteconcentratie kan een deel naar de huid overgaan bij huidcontact. Dit is het zogenaamde 'transferable residue'. Dit wordt gecombineerd met een aanname over het oppervlak dat per tijdseenheid wordt aangeraakt en de dermale absorptie van het GBM om de opgenomen hoeveelheid in het lichaam te bepalen.

De depositie op een oppervlak ($C_{dep.opp.}$, in mg/cm^2) volgt uit de spraydrift modellering

4.2.2.4 Orale blootstelling door hand-mond-contact met oppervlakken waarop spraydrift is gedeponeerd (pad-code S4)

Voor kinderen wordt de orale blootstelling door hand-mond contact meegenomen. Wanneer er, na dermaal contact met verontreinigde oppervlakken, een concentratie werkzame stof op de handen achterblijft, wordt de orale blootstelling geschat op basis van de frequentie (per dag) waarmee de hand in de mond wordt gebracht, het contactoppervlak tussen hand en mond, en de speeksel-extractie effectiviteit. Van de via de mond ingenomen hoeveelheid wordt een deel geabsorbeerd in het lichaam. Deze absorptie wordt beschreven met een orale absorptie fractie.
Er zijn twee modellen die hiervoor gebruikt kunnen worden.
Het voorkeursmodel is het EFSA OPEX model Children's hand-to-mouth transfer (EFSA 2014, 2022 en 2025), zie bijlage 3, vergelijking 10).
Als verfijning hierop is er nog het model: 'Post-application Hand-to-Mouth Exposure Algorithm' (US EPA, 2012; zie bijlage 3, vergelijking 11). Dit model is verfijnder in vergelijking met OPEX door het inbrengen van extra modelparameters, maar deze brengen per parameter wel extra onzekerheden met zich mee.
Om de blootstelling via deze bronroute pad te schatten is de depositieconcentratie ($C_{dep.opp}$) in mg/cm^2 op oppervlakken rond het woonperceel nodig. Deze volgt uit de spraydrift modellering.

4.2.2.5 Orale blootstelling door sabbelen op objecten waarop spraydrift is gedeponeerd (pad-code S5)

Kleine kinderen kunnen worden blootgesteld door het sabbelen op objecten waarop werkzame stoffen zijn gedeponeerd. De blootstelling hangt af van de depositie van de werkzame stof op het object ($C_{dep.opp.}$). Vervolgens wordt de orale blootstelling bepaald uit de grootte van het contactoppervlak tussen mond en object, de overdrachtsefficiëntie en (eventueel) de blootstellingsduur. Er zijn twee modellen beschikbaar.
Het voorkeursmodel is het EFSA OPEX model 'Children's object-to-mouth transfer' (EFSA 2014, 2022 en 2025; zie bijlage 3, vergelijking 12).
Een iets verfijnder model is het 'Post-application Object-to-Mouth Exposure Algorithm' (US EPA, 2012, zie bijlage 3, vergelijking 13). Dit model is verfijnder in vergelijking met OPEX door het inbrengen van extra modelparameters, maar deze brengen per parameter wel extra onzekerheden met zich mee.

De depositie op een object ($C_{dep.opp.}$) in mg/cm^2 volgt uit de spraydrift modellering

4.2.3 Beperkingen en onzekerheden

Als de luchtconcentraties van werkzame stof gegeven zijn (door de emissie en verspreidingsmodellen), zijn er nog onzekerheden in de berekening van de geïnhaleerde dosis. Deze zitten vooral in de bronroute definitie en dan met name in het gedrag van de blootgestelde persoon.
Voor de dermale depositie van spraydrift geldt hetzelfde. Gegeven de depositie van druppels op een verticaal vlak, die uit de spraydrift modellen volgt, zit de grootste onzekerheid in het gedrag van de blootgestelde persoon.
Voor de onzekerheid in persoonsgedrag geldt dat er in de regel conservatieve aannames worden gemaakt die ertoe zullen leiden dat de geschatte blootstelling de werkelijke blootstelling zal overschatten.

Voor de modellering van de transfer van gedeponeerde spraydrift van oppervlakken naar de huid zijn twee factoren met name onzeker: de transfer efficiëntie van oppervlak naar de huid voor een stof, en het oppervlak waarmee dermaal contact plaatsvindt. De transfer efficiëntie hangt sterk af van het type oppervlak en de stof. De defaultwaarden die in bijlage 3 worden voorgesteld zijn gebaseerd op conservatieve aannames zoals die gemaakt worden om te beoordelen of een GBM kan worden toegelaten in de EU (een toelatingsbeoordeling). Naar verwachting zullen deze aannames leiden tot een overschatting van de werkelijke blootstelling.

De blootstellingsberekening voor de orale belasting door hand-mond contact kent in principe dezelfde onzekerheden als die in de dermale transfer van oppervlakken, omdat de dermale transfer het uitgangspunt is voor de orale blootstelling. Daarnaast is er mogelijk nog onzekerheid in parameters als hand-mond contactfrequentie, contactoppervlak tussen hand en mond, et cetera. Voor deze parameters zijn default waarden voorgesteld die worden gebruikt in de risicobeoordeling bij de toelating van GBM. Het is te verwachten dat deze parameterwaarden conservatief zijn, maar dat is in dit onderzoek niet onderzocht.

Voor de orale blootstelling van kleine kinderen door het sabbelen op objecten waarop werkzame stof is gedeponeerd zijn met name twee aspecten onzeker: de object-mond contact parameters en de transfer efficiëntie van oppervlakken naar speeksel. Voor object-mond contact parameters als frequentie van contact en contactoppervlak worden in de toelatingsbeoordeling default waarden voorgesteld. Het is aannemelijk dat deze conservatief zijn en de feitelijke blootstelling zullen overschatten, maar in welke mate dat het geval is, is hier niet onderzocht. De transfer efficiëntie van stoffen van objecten naar speeksel is sterk afhankelijk van object materiaal en stof. Ook voor deze parameters worden default waarden gebruikt in de toelating. Er is, ook voor deze defaults, niet onderzocht in welke mate deze conservatief zijn.

4.3 Blootstelling in het binnenmilieu

4.3.1 Inleiding

Blootstelling in het binnenmilieu vindt plaats nadat GBM van buiten de woning of ander gebouw naar binnen is getransporteerd. Dit transport kan plaatsvinden door:

- uitwisseling tussen de binnen- en buitenlucht door ventilatie van het gebouw (druppels, deeltjes en damp);
- inloop van bodemdeeltjes die (werkzame stoffen uit) GBM bevatten.

Binnen kunnen de middelen of stoffen zich verspreiden over verschillende compartimenten als lucht, oppervlakken en huisstof. Blootstelling vindt plaats door contact van de bewoners met deze compartimenten.

In deze sectie geven we kort weer welke methoden gebruikt kunnen worden om de verspreiding van middelen van het buitenmilieu naar binnen een gebouw in te schatten. Een gedetailleerde beschrijving is te vinden in bijlage 4.

4.3.2 Verspreiding van het buitenmilieu naar het binnenmilieu

Verspreiding van het buitenmilieu naar het binnenmilieu kan plaatsvinden via twee routes:

- met de lucht door ventilatie;
- door inloop van bodemdeeltjes uit de omgeving waarop werkzame stoffen terecht zijn gekomen.

Bij het transport via de lucht wordt een middel of werkzame stof zowel in dampvorm als in de vorm van druppels of deeltjes verspreid. Het voornaamste aspect dat het transport bepaalt is het luchtventilatiedebiet (m^3 per uur); het luchtvolume dat per uur wordt uitgewisseld tussen buiten- en binnenlucht. Daarnaast speelt mogelijk een rol dat damp of deeltjes maar beperkt met de lucht mee naar binnen bewegen en deels worden afgevangen. Dit speelt met name een rol bij mechanische ventilatie. Dit aspect kan kwantitatief beschreven worden door de filter-effectiviteit.

Voor het luchtventilatiedebiet zijn veel gegevens beschikbaar op basis waarvan realistische scenario's te kwantificeren zijn. Ook voor de filter-effectiviteit kunnen in principe representatieve schattingen gemaakt worden. Het ligt echter voor de hand om er hiervoor in eerste instantie vanuit te gaan dat dit effect verwaarloosbaar is.

Met behulp van het luchtventilatiedebiet en de filtereffectiviteit kan een eenvoudig massabalans model worden geformuleerd dat het transport van GBM met de lucht van buiten naar binnen beschrijft. Onder verwaarlozing van de filtereffectiviteit voorspelt een dergelijk model dat gemiddeld over de tijd de concentraties in de binnen- en buitenlucht gelijk zijn. Voor scenario's die sterk variëren in de tijd volgt de concentratie in de binnenlucht die in de buitenlucht met enige vertraging. Voor details, zie bijlage 4.

Voor de inloop van bodemdeeltjes zijn weinig gegevens beschikbaar. Het humane blootstellingsmodel CSOIL wordt toegepast binnen het regulatoire kader van De Omgevingswet voor het maken van een schatting van in hoeverre stoffen in verontreinigde bodem het binnenmilieu bereiken. Ook dit model beschrijft echter geen rekenmethode voor het bepalen van de hoeveelheid bodem die wordt binnengelopen. In plaats daarvan wordt aangenomen dat huisstof voor 80% van de massa bestaat uit binnengelopen bodem (Van Breemen et al., 2020). Dit lijkt een redelijk conservatieve schatting. Op basis van deze schatting, en beschikbare gegevens over typische oppervlakteconcentraties van huisstof (g/m^2) kan een schatting gemaakt worden van de grootte van de inloop van bodemdeeltjes. Met behulp van een schatting van de hoeveelheid werkzame stof uit een GBM die deponeert op de bodem rond de woning kan dan een schatting gemaakt worden van de hoeveelheid werkzame stof die via deze route per uur de woning binnenkomt.

4.3.3 Verspreiding in het binnenmilieu

Een werkzame stof uit een GBM kan in verschillende vormen een woning of ander gebouw binnenkomen (zie bijlage 4). Deze vormen zijn medebepalend voor de verdere verspreiding in het binnenmilieu, omdat druppels kunnen deponeren op oppervlakten terwijl stoffen in de dampfase zich meer verdelen tussen lucht en andere compartimenten. Daarbij zijn er in het binnenmilieu verschillende media en oppervlakten van objecten aanwezig waar verschillende uitwisselingsprocessen met de binnenlucht kunnen plaatsvinden, zoals bijvoorbeeld partitiegedrag met huisstof, maar bijvoorbeeld ook depositie, filmvorming en vervluchtiging vanaf vloeren, meubels en kleding en andere objecten. De eigenschappen van de werkzame stof (zoals vluchtigheid en affiniteit met organisch materiaal) én de eigenschappen van de objecten (zoals ruwheid en materiaalsamenstelling) zijn van invloed op de snelheden van deze uitwisselingsprocessen en dus hoe gemakkelijk de werkzame stoffen zich hechten aan de verschillende oppervlakken of compartimenten. Voor de beschrijving van deze processen zijn verschillende modellen ontwikkeld. Een beknopt overzicht van deze modellen wordt gegeven in bijlage 4. In deze bijlage wordt een beschouwing of de modellen van de verspreidingsprocessen worden beschreven in (i) OBOmod het rekenmodel om de gemeten concentraties in woningen van het OBO-onderzoek te verklaren, (ii) CSOIL, een model voor het schatten humane blootstelling aan stoffen in verontreinigde bodem dat wordt toegepast binnen het regulatoire kader van De Omgevingswet, (iii) ConsExpo een rekenmodel dat wordt toegepast in het regulatoire kader van Europese veiligheidsbeoordeling van chemische stoffen voor het schatten van humane blootstelling aan stoffen die vrijkomen uit consumentenproducten naar de binnenlucht, op binnenoppervlakken of bij direct contact met het product en (iv) een basis van modellen voor verspreidingsprocessen in het binnenmilieu beschreven in wetenschappelijke literatuur.

Het samenbrengen van deze individuele modellen tot één geheel vraagt echter om een veelvoud van informatie over de stof en karakterisering van het binnenmilieu, waardoor er een grote mate van onzekerheid heerst bij het precies en specifiek schatten van de verspreiding van GBM in het binnenmilieu. Daarnaast kennen deze modellen ook grote onzekerheden in zowel de modelformulering als in de parameters die nodig zijn om deze modellen te gebruiken. De onzekerheden worden zo groot geacht dat een gedetailleerde modellering van de verspreiding binnenshuis niet haalbaar is.

Als versimpeling wordt voorgesteld om het binnenmilieu als een enkel, homogeen luchtcompartiment op te vatten waarin al het naar binnen verspreide middel (met werkzame stof) zich bevindt. Deze benadering zal redelijk nauwkeurig zijn voor vluchtige stoffen. Voor minder vluchtige of semi-vluchtige stoffen zal deze versimpeling een grote overschatting geven van de werkelijke blootstelling, omdat wordt aangenomen dat al het GBM vrij beschikbaar is voor de meest effectieve blootstellingsroute (inademing) door bewoners of andere gebruikers van het gebouw.

Voor niet-vluchtige stoffen (die nauwelijks verdampen) kan dit model nog aangepast worden door aan te nemen dat de met bodem naar binnen gebrachte chemische stof op oppervlakken blijft liggen en niet in de lucht terecht komt. Blootstelling via deze oppervlakken vindt dan plaats door overdracht van het oppervlak naar de huid, opname door de huid en eventueel inslikken na hand-mond contact.

4.3.4 Beperkingen en onzekerheden

De grootste onzekerheden in de verspreidingsmodellen voor het binnenmilieu zitten in het maken van een plausibele inschatting van de inloop van bodemdeeltjes en in de modellering van verspreiding van een middel of werkzame stof tussen de verschillende compartimenten van het binnenmilieu. De onzekerheid in de inloop heeft twee aspecten: de mate waarin gronddeeltjes naar het binnenmilieu worden getransporteerd, en de vertaling van de op de bodem gedeponeerde hoeveelheid middel of stof naar een concentratie daarvan in de bodem.

De methode om de inloop van gronddeeltjes te bepalen levert naar verwachting een zeer conservatieve schatting, die de feitelijke inloop sterk zal overschatten. Een inschatting van de concentratie middel of stof in bodem kan pas gemaakt onder specifieke scenariocondities, waarbij het depositie(bodem)oppervlak vastgesteld is.

De onzekerheid in de verspreiding in het binnenmilieu geeft aanleiding tot de formulering van een sterk versimpeld model voor de binnenmilieuconcentraties. Dit model zal in de regel een sterk conservatieve schatting van de mogelijke binnenmilieublootstelling geven. De mate van overschatting is afhankelijk van de vluchtigheid van het middel; voor vluchtigere stoffen zal de overschatting afnemen.

4.4 Andere bronnen

Als omwonenden van landbouwpercelen in contact komen met een specifieke werkzame stof uit een GBM, kan dat het gevolg zijn van het gebruik van een middel met deze werkzame stof op landbouwpercelen in de omgeving, maar blootstelling kan ook plaatsvinden via andere bronnen. Voorbeelden zijn GBM die niet-professioneel worden gebruikt (bijvoorbeeld in de eigen tuin), biociden (bijvoorbeeld insecticiden of insectenwerende middelen die dezelfde werkzame stoffen kunnen bevatten), en residuen in voedsel. Ook kan er sprake zijn van additionele blootstelling aan dezelfde werkzame stof, bijvoorbeeld door de toepassing van een ander GBM met dezelfde werkzame stof, of de toepassing van hetzelfde middel op een andere locatie (aanpalend perceel) of op een ander moment.

Additionele blootstelling vanuit voedsel
GBM worden toegepast op voedselgewassen (groente en fruit) en voedergewassen (voer voor bijvoorbeeld koeien, varkens en kippen). Hierdoor kunnen er residuen van de werkzame stoffen achterblijven op consumptiegewassen en via het geoogste ruwe agrarische product ook terechtkomen in bijvoorbeeld brood (via meel van tarwekorrels), appeltaart (via appels) en via voederbieten overgedragen worden naar melk- en vleesproducten (https://www.rivm.nl/voeding/voedselveiligheid/chemische-voedselveiligheid).

Op basis van toepassing, gemeten concentraties (KAP, 2026) en consumptiepatronen uit de Nederlandse Voedselconsumptiepeiling (van Rossum et al., 2023) zijn er voldoende gegevens beschikbaar om de blootstelling van werkzame stoffen in GBM vanuit voedsel te kunnen schatten. Bijvoorbeeld het model PRIMo (Pesticide Residue Intake Model; EFSA, 2019) of de meer geavanceerde modellen voor acute en chronische blootstellingschatting in MCRA (Monte Carlo Risk Assessment; MCRA, 2026) kunnen hiervoor worden gebruikt. Dit wordt zoals aangegeven (in de afbakening) in deze verkenning niet verder uitgewerkt.

5 Bepaling van gezondheidsrisico's

5.1 Inleiding

Omwonenden kunnen door de toepassing van gewasbeschermingsmiddelen (GBM) op nabijgelegen gewaspercelen worden blootgesteld aan de werkzame stoffen uit deze middelen. Voor een toxicologische beoordeling van de gezondheidsrisico's van blootstelling voor omwonenden aan de werkzame stoffen uit GBM zijn in hoofdzaak twee typen gegevens van belang. Ten eerste is een schatting van de blootstelling nodig, en ten tweede zijn gezondheidskundige grenswaarden nodig om het risico van de geschatte blootstelling te kunnen bepalen (Ctgb 2023, 2026; EFSA, 2022; US-EPA, 2026).

5.2 Blootstellingsschatting

Voor het schatten van de blootstelling zijn met name de volgende gegevens van belang:

- de *blootstellingsroute* waarlangs de blootstelling plaats vindt, i.e. inhalatoire, dermale of orale blootstelling;
- de *blootstellingsdosis* (blootstellingsconcentratie) van de werkzame stoffen van de GBM;
- gegevens over de *blootstellingsduur* (en -frequentie).

5.2.1 Blootstellingsroute

Blootstelling aan de werkzame stoffen uit GBM kan plaatsvinden via de inhalatoire route (door inademing), via de dermale route (door de huid), en via de orale route (inname via de mond). De modellen die de blootstelling aan werkzame stoffen schatten (zie voorgaande hoofdstukken), berekenen meestal de inhalatoire en dermale blootstelling, en in sommige gevallen orale blootstelling (bijvoorbeeld vanwege hand-mond contact). De blootstelling vanuit de verschillende routes moet bij elkaar worden opgeteld tot een systemische blootstelling, d.w.z. de hoeveelheid werkzame stof die totaal in de bloedbaan terechtkomt en zich zo door het lichaam verspreidt. Bij de berekening van de systemische blootstelling wordt gebruik gemaakt van dermale en orale absorptiefactoren om de *externe* blootstelling via de huid of mond te corrigeren naar een *interne* blootstelling; bij inhalatoire blootstelling wordt niet gecorrigeerd voor absorptie. Het berekenen van een systemische blootstelling is van belang zodat de totale blootstelling via verschillende routes (en bronnen) bij elkaar kan worden opgeteld en worden vergeleken met (systemische) gezondheidskundige grenswaarden, die voor werkzame stoffen van GBM zijn afgeleid (Ctgb 2023, 2026).

5.2.2 Blootstellingsdosis

Bij de beoordeling van het risico van de blootstelling aan GBM wordt, zoals hierboven uitgelegd, uitgegaan van een systemische blootstelling in mg/kg lichaamsgewicht (lg) (per tijdseenheid), omdat dat de eenheid is waarin gezondheidskundige grenswaarden voor de werkzame stoffen in GBM zijn afgeleid). Om vanuit een blootstelling een dosis te bepalen is ook nadere informatie over de blootstellingsduur (en verloop van de blootstellingsdosis in de tijd) van belang, inclusief de frequentie van blootstelling.

5.2.3 Blootstellingsduur

Voor de duur van de blootstelling aan GBM worden gebruikelijk (binnen het kader van de beoordeling van GBM) drie periodes van blootstelling onderscheiden:

- acute blootstelling: eenmalig of van korte duur (tijdens een eenmalige gebeurtenis of handeling, een dag, of tot twee weken), met directe effecten;
- semi-chronisch (korte termijn) blootstelling: langer dan twee weken maar korter dan een jaar (bijvoorbeeld een teeltseizoen), doorgaans herhaalde blootstelling;
- chronische (lange termijn) blootstelling: langer dan een jaar.

Bij de blootstelling van omwonenden aan GBM kan zowel sprake zijn van acute, semi-chronische als chronische blootstelling. De acute blootstelling zal doorgaans de hoogste blootstelling zijn, gedurende de toepassing van het GBM of relatief kort daarna. Van semi-chronische blootstelling is sprake als blootstelling alleen (meerdere keren) gedurende een teeltseizoen optreedt (maar niet het gehele jaar door). Chronische blootstelling betreft de blootstelling aan de werkzame stof gedurende het hele jaar.

Het ligt voor de hand om voor omwonenden sowieso de acute blootstelling te bepalen, de semi-chronische blootstelling indien er sprake is van meerdere blootstellingen maar enkel gedurende een teeltseizoen, en de chronische blootstelling als gedurende het hele jaar blootstellingen vanuit bespuitingen plaats kunnen vinden.
Deze drie scenario's kunnen als volgt worden gekarakteriseerd:

- de *acute* blootstellingsduur betreft een bepaalde periode; typisch de gemiddelde blootstelling gedurende een korte periode waarbij de blootstelling het hoogst is, of een 'high end' waarde voor een blootstelling gemiddeld over een dag voor acute blootstelling. Voor de dosis van omwonenden tijdens het acute blootstellingsscenario kan een totale blootstellingsdosis over 1 dag worden bepaald;
- de *semi-chronische* blootstellingsduur betreft typisch die gedurende een seizoen (3 maanden), ook voor omwonenden;
- voor de *chronische* blootstelling van omwonenden kan de blootstelling gedurende een jaar worden aangehouden.

5.2.4 Blootstelling uit andere bronnen

Als omwonenden van landbouwpercelen in contact komen met een specifieke werkzame stof uit een GBM, kan dat het gevolg zijn van het gebruik van een middel met deze werkzame stof op landbouwpercelen in de omgeving, maar blootstelling kan ook plaatsvinden via andere bronnen (zie 4.4). Bij de reguliere beoordeling van GBM wordt geen rekening gehouden met blootstelling aan de werkzame stof vanuit andere bronnen, of met de toepassing van andere GBM (met dezelfde of andere werkzame stoffen).

Juist bij omwonenden kan, naast de blootstelling vanwege het nabijgelegen behandelde perceel, de indirecte blootstelling uit bepaalde andere bronnen eveneens hoger zijn dan bij personen die niet in de nabijheid van landbouwpercelen wonen. Dat kan bijvoorbeeld komen door drift die terechtkomt op gewassen in de eigen groentetuin, of op was die hangt te drogen.

5.3 Gezondheidskundige grenswaarden

Er zijn gezondheidskundige grenswaarden nodig voor de bepaalde werkzame stoffen om het risico te kunnen beoordelen. Bij de beoordeling van het risico van de blootstelling heeft de blootstellingsduur effect op de keuze van de juiste gezondheidskundig grenswaarde. De standaard gezondheidskundige grenswaarden voor GBM waarvan gebruik kan worden gemaakt, en die voor elke toegelaten werkzame stof zijn afgeleid, zijn terug te vinden in de EU Pesticide database (https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/start/screen/active-substances). Meestal worden de volgende grenswaarden onderscheiden (Ctgb 2023, 2026):

- AOEL (mg/kg lg/dag): Acceptable Operator Exposure Level (of AEL: Acceptable Exposure Level - voor niet-professionele toepassingen).
  De AOEL wordt gedefinieerd als de maximale hoeveelheid van een werkzame stof waaraan de toepasser (inclusief werknemers in behandelde gewassen) kan worden blootgesteld zonder dat er nadelige gevolgen voor de gezondheid worden verwacht. Er kunnen verschillende AOEL's zijn of worden vastgesteld voor acute (tegenwoordig 'AAOEL' genoemd), semi-chronische of chronische blootstelling. Doorgaans is de vastgestelde AOEL een semi-chronische norm. Een chronische AOEL kan worden afgeleid van een chronische studie uit het registratiedossier, of, bij gebrek aan zo'n studie met een veiligheidsfactor bepaald op basis van de semi-chronische AOEL. Nota bene, lokale toxicologische effecten zoals inhalatie-effecten, huidirritatie, oogirritatie en huidsensibilisatie worden niet als uitgangspunt genomen voor het afleiden van een systemische AOEL - deze worden meegenomen in het risicomanagement door middel van gevaarsaanduidingen (H-zinnen; Hazard statements) en voorzorgsmaatregelen (P-zinnen; Precautionary statements) op de verpakking (Ctgb, 2022).
- ARfD (mg/kg lg): Acute Reference Dose.
  De maximale hoeveelheid van een werkzame stof (via voedsel of drinkwater) die gedurende een dag kan worden ingenomen zonder noemenswaardig gezondheidsrisico. (NB dit is dus geen

systemische grenswaarde maar een orale; nodig voor de beoordeling bijvoorbeeld blootstelling vanuit voedsel).

- AAOEL (mg/kg lg): Acute Acceptable Operator Exposure Level.
  De maximale hoeveelheid van een werkzame stof waaraan een toepasser (operator) gedurende een dag kan worden blootgesteld, zonder dat dit nadelige effecten heeft op de gezondheid.
  Het verschil met de ARfD is dat de AAOEL, net als de AOEL een grenswaarde voor systemische blootstelling is, die bovendien geen rekening houdt met acute effecten behorende bij de orale inname.
- ADI (mg/kg lg/dag): Acceptable Daily Intake.
  De hoeveelheid van een stof (zoals additieven of GBM) in voedsel of drinkwater die iemand (uit de algemene bevolking) dagelijks, levenslang kan binnenkrijgen zonder merkbaar gezondheidsrisico. (N.B.: Dit is dus geen systemische grenswaarde; nodig voor de beoordeling van bijvoorbeeld blootstelling vanuit voedsel).

Doorgaans wordt de AOEL gebruikt om een veilige grens (‘acceptabel risico’, volgens de EFSA guidance (EFSA, 2022)) te bieden voor mensen die direct of indirect in contact komen met de werkzame stof(fen). Zoals hierboven beschreven is een AOEL afgeleid voor systemische blootstelling, en in de praktijk meestal afgeleid op basis van een orale dierstudie. Bij de afleiding van de AOEL kan daarom gecorrigeerd worden voor (beperkte) orale opname (in het geval dat de orale absorptiefactor (A) <80% is) (Ctgb, 2026). Dit betekent dus dat de AOEL een interne gezondheidskundige waarde is.
In principe wordt ervan uitgegaan dat de blootstellingsperiode van de toepasser niet langer is dan 3 maanden per jaar (een teeltseizoen). Dit betekent dat de berekening van de AOEL doorgaans is gebaseerd is op semi-chronisch toxiciteitsonderzoek. Indien blootstelling gedurende een periode langer dan 3 maanden per jaar niet kan worden uitgesloten op basis van het toepassingsscenario kan chronisch toxiciteitsonderzoek worden uitgevoerd.

De AOEL wordt afgeleid op basis van het meest kritische toxicologische effect in een voorgeschreven aantal toxiciteitsstudies voor verschillende toxicologische eindpunten (specifieke toxicologische effecten) op basis van de hoogste dosis waarbij geen schadelijk effecten worden waargenomen (No Observed Adverse Effect Level (NOAEL)) met gebruikelijk een correctiefactor van 100 (10×10). De basis voor deze aanpak is een factor 10 voor verschillen binnen de diersoort (*intraspecies*) en een factor 10 voor verschillen tussen diersoorten (*interspecies*). Deze eerste factor compenseert voor de grotere variatie in gevoeligheid binnen de populatie van blootgestelde toepassers en werknemers in vergelijking met de relatief kleine (en relatief homogene) groep blootgestelde proefdieren: De tweede factor voor de verschillen tussen mens en dier (Ctgb 2023, 2026).

AOEL (mg/kg lg/dag) = ($NOAEL_{oral}$ × A) / 100

De ADI wordt op soortgelijke wijze afgeleid op basis van de NOAEL uit doorgaans chronische orale toxiciteitsstudies, met in de meeste situaties een correctiefactor van 100 (10 voor intraspecies, 10 voor interspecies):

ADI (mg/kg lg/dag) = $NOAEL_{oral}$ / 100

N.B.: De ADI is een *externe* gezondheidskundige grenswaarde.

Als een stof acute toxische eigenschappen heeft, wordt een ARfD afgeleid uit de beschikbare toxicologische studies, eveneens gebaseerd op de dosering waarbij geen nadelig effect plaatsvindt bij meest gevoelige acute toxicologische eindpunt dat relevant is voor de mens. Ook hier wordt een correctiefactor van 100 toegepast:

ARfD (mg/kg lg) = NOAEL / 100

Op soortgelijke wijze kan de AAOEL worden afgeleid, waarbij dan echter ook rekening wordt gehouden met de orale absorptiefactor (A):

AAOEL (mg/kg lg) = ($NOAEL_{oral}$ × A) / 100

5.4 Beoordeling van gezondheidsrisico's

De hierboven beschreven gezondheidskundige AOEL grenswaarden (bepaald voor de toepasser) worden in het wettelijk kader voor de toelating van GBM ook gebruikt bij de beoordeling van de risico's voor omstanders en omwonenden bij het spuiten van GBM. De geschatte blootstelling wordt daarbij vergeleken met (gedeeld door) de AOEL (of andere gezondheidskundige grenswaarde die van toepassing is), hetgeen leidt tot een Risico Index (RI). Indien deze Risico Index kleiner is dan 1 dan is het risico 'acceptabel' (EFSA, 2022; Ctgb, 2026).

De in de EU vastgestelde AOEL waaraan de blootstelling aan GBM wordt vergeleken is vaak semi-chronisch. Als de blootstelling langduriger is kan een andere AOEL worden afgeleid. In Nederland is dat ook de procedure bij de risicobeoordeling voor de toelating van GBM voor de toepasser indien het voorgestelde gebruik in Nederland niet onder de semi-chronische EU-AOEL valt (Ctgb, 2025b) – dit kan voorkomen bijvoorbeeld bij continue systemen in kassen of bepaalde toepassingen uitgevoerd door contractarbeiders. Een chronische AOEL kan worden afgeleid op basis van de gegevens in het (EU) dossier van de werkzame stof. Met behulp van een additionele veiligheidsfactor (doorgaans 2, zie bijvoorbeeld de ECHA Guidance on information requirements and chemical safety assessment Chapter R.8) kan eventueel ook een semi-chronische AOEL worden gecorrigeerd (gedeeld door de veiligheidsfactor) tot een chronische AOEL.

Om voor de blootstelling aan dezelfde stof vanuit andere bronnen te corrigeren, wordt soms een allocatiefactor toegepast, bijvoorbeeld bij de afleiding van wettelijke normen in speelgoed, of bij het vaststellen van normen in drinkwater (Hermans et al., 2024). Het gebruik van een allocatiefactor zou bijvoorbeeld ook kunnen worden verkend voor het vaststellen van grenswaarden voor de blootstelling van omwonenden. In principe zou een allocatiefactor kunnen worden gebruikt, tenzij kan worden aangetoond dat de toepassing van het GBM de enige bron is of alleen worden gebruikt wanneer er bewijs is dat omwonenden ook via andere bronnen aan dezelfde werkzame stof blootstaan.

5.4.1 Cumulatieve blootstelling

Eveneens kan er blootstelling aan meerdere werkzame stoffen vanuit hetzelfde of uit verschillende GBM plaatsvinden. De blootstelling aan een mengsel van werkzame stoffen wordt cumulatieve blootstelling genoemd. Het eventuele gezondheidseffect van deze gecombineerde mengselblootstelling aan verschillende stoffen/middelen wordt ook wel het 'cocktaileffect' genoemd (Ctgb, 2025a). Bij de beoordeling van het risico van de toepassing van GBM wordt momenteel voor de toepasser (en omwonenden) geen rekening gehouden met mengselblootstelling anders dan door verschillende werkzame stoffen vanuit hetzelfde middel (indien daar sprake van is) tijdens de toepassing daarvan (Ctgb, 2025a). In dat geval worden de Risico Indexen van de afzonderlijke werkzame stoffen doorgaans bij elkaar opgeteld (als eerste laag (Tier) in een getrapte risicobeoordeling); indien het resultaat kleiner is dan 1 dan is het risico 'acceptabel'. Als de som hoger is dan 1, kan op basis van de werkingsmechanismes en de kritische toxicologische effecten van de werkzame stoffen worden bepaald of combinatietoxiciteit inderdaad waarschijnlijk is.

De werkwijze waarbij een Risico Index wordt afgeleid bij de beoordeling van het risico van verschillende werkzame stoffen in één GBM (product), kan in principe ook worden toegepast bij de beoordeling van de blootstelling aan verschillende werkzame stoffen afkomstig uit verschillende GBM. Wel zullen in de praktijk bij het bepalen van die cumulatieve blootstelling problemen naar voren komen t.a.v. de blootstellingsgegevens (zoals duur en frequentie) bij de beoordeling van de (gelijktijdige) blootstelling. Ook zal het vaak moeilijk te bepalen zijn of (en welke) werkzame stoffen op basis van hun werkingsmechanisme moeten worden gegroepeerd.

Verschillende werkzame stoffen kunnen elkaars effect beïnvloeden, bijvoorbeeld versterken (synergistische werking) of verzwakken (antagonistische werking). Voor het beoordelen van dergelijke wisselwerkingen bestaat geen algemeen toepasbare methode.

5.4.2 Kwetsbare groepen

Zoals beschreven, wordt voor de extrapolatie van de NOAEL van dierproeven naar de AOEL doorgaans een veiligheidsfactor van 100 toegepast. Deze veiligheidsfactor bevat een factor 10 voor variatie voor de heterogene aard van de algemene bevolking die de oorzaak kan zijn van grote verschillen in gevoeligheid. In principe vallen hieronder jonge, oude, zwangere, zieke personen en mensen die vanwege een genetisch variatie gevoeliger zijn (Ctgb, 2022; Renwick, 1993). Daarnaast bevat de veiligheidsfactorfactor een factor 10 voor de extrapolatie voor verschillen tussen diersoorten (de factor van dier naar mens). Een hogere veiligheidsfactor kan worden overwogen en toegepast wanneer de ernst van effecten of de gevoeligheid (kwetsbaarheid) van specifieke groepen in de bevolking daar aanleiding toe geven (Ctgb, 2023).
Wat betreft de blootstelling van kinderen, dient er voldoende rekening mee te worden gehouden dat de fysiologische verschillen van kinderen (zoals lager lichaamsgewicht, hoger ademvolume, relatief groter huidoppervlak, lichaamshoogte) worden meegenomen in de blootstellingsschatting en risicobeoordeling, net als ook de verschillen in gedrag (meer hand-mond contact, kruipen over behandelde oppervlakten, spelgedrag, etc.) (OECD, 2019).

5.4.3 Neurodegeneratieve effecten

De gezondheidskundige grenswaarden die hierboven beschreven zijn, houden rekening met de gezondheidseffecten die vallen onder het huidige wettelijk toelatingskader. Daarmee zijn in principe alle gezondheidseffecten afgedekt, behalve neurodegeneratieve aandoeningen zoals de ziekte van Parkinson (Ctgb, 2025a; Heusinkveld et al., 2021). Er bestaat op dit moment nog te veel onduidelijkheid over een directe relatie tussen specifieke werkzame stoffen en neurodegeneratieve effecten. Daarom zijn deze niet meegenomen bij deze verkenning (zie ook afbakening). Bij de toepassing van de gezondheidskundige grenswaarde kan, wanneer het kritische effect van bijzonder belang wordt geacht, zoals neurotoxische of immunotoxische effecten op de ontwikkeling, een verhoogde veiligheidsmarge worden overwogen en zo nodig worden toegepast (Ctgb, 2023).

5.5 Samenvatting en conclusies

Om een risicobeoordeling uit te kunnen voeren is een blootstellingsschatting nodig, en gezondheidskundige grenswaarden om het risico te kunnen bepalen. Voor de blootstellingsschatting zijn met name gegevens over de blootstellingsroute, de blootstellingsdosis en de juiste blootstellingsduur van belang. De geschatte (systemische) blootstelling (in mg/kg lichaamsgewicht (lg)) kan worden vergeleken met bepaalde gezondheidskundige grenswaarden die beschikbaar zijn voor toegelaten werkzame stoffen.
Omwonenden kunnen ook via andere bronnen aan (dezelfde) werkzame stoffen uit GBM worden blootgesteld, bijvoorbeeld via residuen in voedsel (achtergrondblootstelling). Er zijn gegevens beschikbaar waarmee een dergelijke achtergrond zou kunnen worden geschat (voor de algemene bevolking). In de risicobeoordeling zou in principe ook een allocatiefactor kunnen worden toegepast om te anticiperen op de blootstelling vanuit verschillende bronnen. Dit is beide in deze verkenning niet verder uitgewerkt.

Bij de beoordeling van het risico van de toepassing van GBM wordt momenteel geen rekening gehouden met blootstelling vanuit verschillende GBM tezamen. Het optellen van verschillende Risico Indexen is een zeer pragmatische methode die hiervoor zou kunnen worden gebruikt bij wijze van een eerste, grove schatting van het risico, maar in de praktijk zal dit moeilijk te bepalen zijn.

De gezondheidskundige grenswaarden die voor de werkzame stoffen beschikbaar zijn houden in principe voldoende rekening met kwetsbare groepen. Bij de blootstellingsschatting dient voldoende rekening te worden gehouden met de fysiologische verschillen en gedragsverschillen van kinderen t.o.v. volwassen.
Bepaalde gezondheidseffecten kunnen bij de beoordeling van het risico van de werkzame stoffen in GBM niet volledig worden meegenomen, bijvoorbeeld voor neurodegeneratieve aandoeningen. Deze effecten van de werkzame stoffen uit GBM zijn niet meegenomen bij deze verkenning.

6 Discussie haalbaarheid, conclusies en advies

Het onderzoek richtte zich op de haalbaarheid van een rekenmethode waarmee gemeenten de gezondheidsrisico's van blootstelling aan gewasbeschermingsmiddelen (GBM) kunnen inschatten. Deze methode zou gemeenten kunnen helpen om een spuitzonering voor een specifieke lokale situatie wetenschappelijk te onderbouwen.

Het onderzoek laat zien dat de ontwikkeling van een dergelijke methode op zichzelf haalbaar is, maar dat er wel een aantal onzekerheden zijn, die nader moeten worden onderzocht.
Wij bevelen een vervolgonderzoek aan dat beoordeelt of de rekenmethode in de praktijk, met voldoende nauwkeurigheid, inzicht geeft in de gezondheidsrisico's voor omwonenden.

Binnen dit vervolgonderzoek adviseren wij de volgende stappen te ondernemen:

- Voor het karakteriseren van onzekerheidsmarges moet onderzoek worden gedaan naar onderliggende datasets voor parameters en naar monitoringsgegevens of studies die inzicht geven in de nauwkeurigheid van modelcomponenten.
- Voor het bepalen van de impact van de verschillende onzekerheden moeten gevoeligheidsanalyses worden uitgevoerd waarbij wordt onderzocht in hoeverre afzonderlijke onzekerheden in onderdelen van de rekenmethode bijdragen aan de totale onzekerheid in het bepaalde gezondheidsrisico.
- Voor de evaluatie van de impact van wonen in de nabijheid van gewaspercelen op de gezondheidsrisico's verdient het aanbeveling deze risico's af te zetten tegen risico's ten gevolge van blootstelling uit andere bronnen, zoals bijvoorbeeld voedsel.
- Om de praktische haalbaarheid van de methode goed te kunnen bepalen adviseren wij een toetsend onderzoek te doen aan de hand van een aantal praktijkcasussen met gemeenten. Hierbij wordt de methode, zoals die in dit rapport is voorgesteld, naast de eisen gelegd die uit concreet beoogde toepassingen volgen. Dit vergelijk kan kwalitatief gebeuren en eventueel ook kwantitatief , met het daadwerkelijk uitvoeren van een risicoberekening. Bij deze toetsing kan een beeld geschetst worden van wat de rekenmethode kan leveren in een concrete casus. Dit kan vervolgens ook gebruikt worden om de juridische houdbaarheid van de uitkomsten van de methode te beoordelen.
- De onderzochte en voorgestelde methode kan nu al juridisch worden getoetst.

Bovenstaande stappen moeten het effect van de hieronder genoemde onzekerheden inzichtelijk maken. Dit is nodig om een adequate schatting van de risico's te maken, en vooral ook om tot een robuuste evaluatie van het effect van de afstand tussen woon- en gewasperceel op het gezondheidsrisico van omwonenden te komen.

Het onderzoek naar de haalbaarheid van de methode laat een aantal onzekerheden zien. Deze staan hieronder per onderdeel weergegeven.
Verspreiding van kleine spuitdruppels en damp

- Tijdens het spuiten van GBM verwaaien er druppels op grotere afstand. Het model dat dit inzichtelijk maakt is gevalideerd tot 25 meter. Extrapolatie van de uitkomst van dit model is mogelijk maar wordt onzekerder naarmate de afstand groter wordt. Echter, de druppeldrift op afstanden groter dan 25 meter is laag. De impact van deze onzekerheid op de geschatte blootstelling zal daarmee beperkt zijn.
- Bij de verspreiding van damp en druppels is de invloed van de bebouwde omgeving onzeker.
- Door onzekerheid in met name stofgegevens is de berekende concentratie van damp op een bepaalde afstand onzeker. Deze onzekerheid wordt ingeschat op ongeveer een factor 10.

Blootstelling in het buitenmilieu

- Het modelleren van huidcontact met druppeltjes, en de rol van het menselijk gedrag daarbij zijn onzeker.
- De overdracht van residu van oppervlakken naar de huid is een belangrijke factor in de blootstelling na huidcontact met besmette oppervlakken. Deze overdracht is sterk afhankelijk van het type oppervlak en hechteigenschappen werkzame stof, maar de precieze relatie tussen transfer en stof- en oppervlakeigenschappen is niet goed bekend.
- Voor veel factoren die een rol spelen bij de orale blootstelling na hand-mond contact door kleine kinderen ontbreken goede gegevens.
- De blootstelling van kleine kinderen bij het sabbelen op besmette objecten is zowel afhankelijk van stofeigenschappen als van gedrag. Voor beide aspecten zijn maar beperkt gegevens beschikbaar.

Verspreiding naar en in het binnenmilieu

- GBM dalen neer op omliggende grond buiten het gewasperceel. Deze grond kan via inloop mee naar binnen worden genomen. De concentratie werkzame stof in deze hoeveelheid grond is onzeker, evenals de hoeveelheid bodem die dagelijks naar binnen wordt gelopen.
- De verspreiding van stoffen in het binnenmilieu is zeer complex. Het vereenvoudigde model dat in dit werk wordt voorgesteld zal, naar verwachting, de mogelijke blootstelling (sterk) overschatten. In welke mate is op dit moment niet duidelijk. Deze zal ook van de fysisch-chemische eigenschappen van de werkzame stof afhangen.

Algemeen

- Wat de optelsom van eerdergenoemde onzekerheden met de betrouwbaarheid van de rekenmethode doet, is onduidelijk.

Literatuur

Bedos, C., S. Génermont, E. Le Cadre, L. Garcia, E. Berriuso & P. Cellier, 2009. Modelling pesticide volatilization after soil application using the mechanistic model Volt'Air. Atmospheric Environment, 43, 3630-3639, DOI 10.1016/j.atmosenv.2009.03.024.

Bedos, C., E. Fuentes-Ferragud, B. Samia, M. Djouhri, L. Mayer, R. Teysseire, S. Cirelli, P. Colomer-Vidal, J.-P. Douzals, B. Loubet, J. Muñoz-Arnanz, F. Botta, C. Coscollà Raga, F. Couvidat, B. Jiménez, G. Lammel, A. Muñoz, T. Vera, M. R. Vuolo, H. Wortham, C. Zetzsch & K. Kuppe, 2026. Pesticide fate and transport in the atmosphere and implications for risk assessment. Journal of Hazardous Materials, 510, 141769, DOI 10.1016/j.jhazmat.2026.141769.

Te Biesebeek JD, Nijkamp MN, Bokkers BHG. Wijnhoven SWP. 2014. General Fact Sheet. General default parameters for estimating consumer exposure - Updated version 2014. RIVM Report 090013003/2014.

Boonupara, T., P. Udomkun, E. Khan & P. Kajitvichyanukul, 2023. Airborne Pesticides from Agricultural Practices: A Critical Review of Pathways, Influencing Factors, and Human Health Implications. Toxics, 11, 858, DOI 10.3390/toxics11100858.

Borrelli, P., E. Lugato, L. Montanarella & P. Panagos, 2017. A new assessment of soil loss due to wind erosion in European agricultural soils using a quantitative spatially distributed modelling approach. Land Degradation and Development, 28, 335–344, DOI 10.1002/ldr.2588.

Brunekreef, B., & S.T. Holgate, 2002. Air Pollution and Health. The Lancet, 360, 1233-1242, DOI 10.1016/S0140-6736(02)11274-8.

Cessna, A.J., F.J. Larney, L.A. Kerr & M.S. Bullock, 2006. Transport of trifluralin on wind-eroded sediment. Canadian Journal of Soil Science, 86(3), 545-554. DOI 10.4141/S04-075.

Debler, F., N. Abrantes, P. Harkes, I. Campos & J. Gandrass, 2024. Occurrence and distribution of pesticides and transformation products in ambient air in two European agricultural areas. Science of The Total Environment, 940, 173705, DOI 10.1016/j.scitotenv.2024.173705.

Degrendele, C., K. Okonski, L. Melymuk, L. Landlová, P. Kukučka, O. Audy, J. Kohoutek, P. Čupr & J. Klánová, 2016. Pesticides in the atmosphere: a comparison of gas-particle partitioning and particle size distribution of legacy and current-use pesticides. Atmospheric Chemistry and Physics, 16, 1531-1544, DOI 10.5194/acp-16-1531-2016.

Ctgb, 2022. Evaluation Manual for the Authorisation of plant protection products according to Regulation (EC) No 1107/2009. EU Part. Plant protection Products. Chapter 4 Human toxicology; mammalian toxicity dossier. Version 2.5; April 2022.

Ctgb, 2023. Evaluation Manual for the Authorisation of plant protection products according to Regulation (EC) No 1107/2009. EU part. Plant Protection Products. Chapter 4 Human toxicology; risk operator, worker bystander and resident. Version 2.4; January 2023.
Ctgb, 2025a. Position paper Ctgb – van toelating naar afweging. Beleidsnota. https://www.ctgb.nl/documenten/2025/12/08/position-paper-van-toelating-naar-afweging.

Ctgb, 2025b. Evaluation Manual for the Authorisation of Plant protection products according to Regulation (EC) No 1107/2009. NL part. Plant protection products. Chapter 3 Human toxicology; risk operator, worker and bystander. version 2.5; October 2025.

Ctgb, 2026. Evaluation Manual for the Authorisation of plant protection products according to Regulation (EC) No 1107/2009. EU part. Plant Protection Products. Chapter 3 Human toxicology; mammalian toxicity dossier. Version 2.6; January 2026.

EFSA, 2019. Pesticide Residue Intake Model- EFSA PRIMo revision 3.1 (update of EFSA PRIMo revision 3). EFSA supporting publication 2019:EN-1605. 15 pp. doi:10.2903/sp.efsa.2019.EN-1605

EFSA, 2022. Guidance on the assessment of exposure of operators, workers, residents and bystanders in risk assessment of plant protection products. EFSA Journal, 20(1), e07032, DOI 10.2903/j.efsa.2022.7032

Europese Unie. 2009. 'Verordening (EG) Nr. 1107/2009 van het Europees Parlement en de Raad van 21 oktober 2009 betreffende het op de markt brengen van gewasbeschermingsmiddelen en tot intrekking van de Richtlijnen 79/117/EEG en 91/414/EEG van de Raad.' *Publicatieblad van de Europese Unie* L 309/1. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/NL/TXT/PDF/?uri=CELEX:32009R1107&from=IT

Europese Unie. 2012. 'Verordening (EU) Nr. 528/2012 van het Europees Parlement en de Raad van 22 mei 2012 betreffende het op de markt aanbieden en het gebruik van biociden.' *Publicatieblad van de Europese Unie* L 167/1. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/NL/TXT/PDF/?uri=CELEX:32012R0528&from=sl

Figueiredo, D.M., J. Duyzer, A. Huss, E.J.M. Krop, M.G. Gerritsen-Ebben, Y. Gooijer & R.C.H. Vermeulen, 2021. Spatio-temporal variation of outdoor and indoor pesticide air concentrations in homes near agricultural fields. Atmospheric Environment, 262, 118162, DOI 10.1016/j.atmosenv.2021.118612.

Figueiredo, D.M., R.C.H. Vermeulen, C. Jacobs, H.J. Holterman, J.C. van de Zande, F. van den Berg, Y.M. Gooijer, L. Lageschaar, D. Buijtenhuijs, E. Krop, A. Huss & J. Duyzer, 2022. OBOMod - Integrated modelling framework for residents' exposure to pesticides. Science of the Total Environment, 875, 153789, DOI 10.1016/j.scitotenv.2022.153798.

Galon, L., L. Bragagnolo, E.P. Korf, J.B. Dos Santos, G.M. Barroso & V.H.V. Ribeiro, 2021. Mobility and environmental monitoring of pesticides in the atmosphere — a review. Environmental Science and Pollution Research, 28, 32236-32255, DOI 10.1007/s11356-021-14258-x.

Gezondheidsraad 2014: Gewasbescherming en omwonenden. Nr. 2014/02. https://www.gezondheidsraad.nl/documenten/adviezen/2014/01/29/gewasbescherming-en-omwonenden

Gezondheidsraad 29 juni 2020: Vervolgadvies gewasbescherming en omwonenden. Nr. 2020/10. https://www.gezondheidsraad.nl/documenten/adviezen/2020/06/29/vervolgadvies-gewasbescherming-en-omwonenden

Gilbert, A.J., 1999. Regulatory risk assessment of pesticide residues in air. Water, Air, and Soil Pollution, 115, 183-194, DOI 10.1007/978-94-017-1536-2_8.

Godaert, R., I. Zwertvaegher, S. Hornetz, P. Verboven & D. Nuyttens, 2023. Dust drift during mechanical and pneumatic wheat sowing and insights into the physicochemical characteristics of the abraded dust. Pest Management Science, 79, 1987-1998, DOI 10.1002/ps.7372.

Goossens, D., P. Harkes, B. Van Stratum & M. Rezaei, 2026. Atmospheric dynamics of glyphosate and AMPA in agricultural areas. Environmental Science and Pollution Research, 33, 1215-1236, DOI 10.1007/s11356-026-37409-4.

Guillaume, K., O. Cesbron, N. Bonvallot & O. Le Bihan, 2026. From application in the fields to dispersion in the atmosphere: A narrative review on airborne pesticides and their monitoring in France. Atmospheric Pollution Research, 17, 102820, DOI 10.1016/j.apr.2025.102820.

Hermans, E., W. Brand, S. Wijnhoven, & M. Woutersen, 2024. Aggregate exposure – exploring the use of an allocation factor in risk assessment. RIVM letter report 2024-0127, DOI 10.21945/RIVM-2024-0127.

Heusinkveld, H., G. Wolterink, E. de Jong, & E. Hessel, 2021. Gewasbeschermingsmiddelen en neurodegeneratieve ziekten: mogelijkheden om de toelatingsvereisten te verbeteren. RIVM-briefrapport 2021-0153, DOI 10.21945/RIVM-2021-0153.

IPCS (International Programme on Chemical Safety), IPCS Risk Assessment Terminology. World Health Organization, Geneva, 2004. https://www.who.int/publications/i/item/9241562676

KAP (2026. (Kwaliteitsprogramma Agrarische Producten), 2026. https://www.rivm.nl/chemkap

Kooi, E., G. Thorkelsdottir, P. Meijer, J. Stocker, W. Lefebvre, A. Vigier, A.S. Lansø, M. Krol, C. Jacobs, A. van Pul & R. Wichink Kruit, 2025. Differences in calculations of concentration and deposition of ammonia and nitrogen oxides at local scale. A comparison of eight atmospheric transport models. RIVM rapport 2025-0047, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, www.rivm.nl, DOI 10.21945/RIVM-2025-0047.

Kooi, E., , G. Thorkelsdottir, P. Meijer, J. Stocker, W. Lefebvre, A. Vigier, A.S. Lansø, M. Krol, M. Sterk, C. Jacobs, S. Jonkers, A. van Pul & R. Wichink Kruit, 2026. Modelling reactive nitrogen concentrations and deposition on a local scale. Comparison of eight models and their ensembles with three measurement campaigns. RIVM rapport 2026-0041, DOI 10.21945/RIVM-2026 0041.

Krahner, A., U. Heimbach, M. Stähler, G. Bischoff & J. Pistorius, 2021. Deposition of dust with active substances in pesticides from treated seeds in adjacent fields during drilling: disentangling the effects of various factors using an 8-year field experiment. Environmental Science and Pollution Research, 28, 66613–66627, DOI 10.1007/s11356-021-15247-w.

Majewski, M.S., & P.D. Capel, 1995. Pesticides in the atmosphere; distribution, trends, and governing factors. U.S. Geological Survey Open-File Report 94-506, xiii, DOI 10.3133/ofr94506.

MCRA (Monte Carlo Risk Assessment), 2026. Chemical exposure, hazard and risk assessment. https://mcra.rivm.nl/mcra/#/

Montforts, M.H.M.M., C.W.M. Bodar, J.M. Wezenbeek & A.G. Rietveld, 2019. Bestrijdingsmiddelen en omwonenden. Samenvattend rapport over blootstelling en mogelijke gezondheidseffecten. RIVM Rapport 2019-0052, DOI 10.21945/RIVM-2019-0052.

Nascimento, M.M., G.O. da Rocha & J.B. De Andrade, 2017. Pesticides in fine airborne particles: from a green analysis method to atmospheric characterization and risk assessment. Scientific Reports, 7, 2267, DOI 10.1038/s41598-017-02518-1.

Nuyttens, D., W. Devarrewaere, P. Verboven & D. Foqué, 2013. Pesticide-laden dust emission and drift from treated seeds during seed drilling: a review. Pest Management Science, 69, 564-575, DOI 10.1002/ps.3485

OBO, 2019. Research on exposure of residents to pesticides in the Netherlands (Onderzoek Bestrijdingsmiddelen en Omwonenden). Wetenschappelijk rapport, beschikbaar via https://www.rivm.nl/sites/default/files/2019-04/Onderzoeksrapport%20OBO.pdf (adres bezocht op 6 mei 2026).

OECD, 2019. Considerations when assessing children's exposure to chemicals from products. OECD Series on Testing and Assessment No. 310. DOI 10.1787/8f984d20-en.

Renwick, A.G., 1993. Data-derived safety factors for the evaluation of food additives and environmental contaminants. Food Additives and Contaminants, 10(3), 275-305, DOI 10.1080/02652039309374152.

Socorro, J., A. Durand, B. Temime-Roussel, S. Gligorovski, H. Wortham & E. Quivet, 2016. The persistence of pesticides in atmospheric particulate phase: An emerging air quality issue. Scientific Reports, 6, 33456, DOI 10.1038/srep33456.

Teysseire R., G. Manangama, I. Baldi, C. Carles, P. Brochard, C. Bedos, & F. Delva, 2020. Assessment of residential exposures to agricultural pesticides: A scoping review. PLoS One, 15(4), e0232258. DOI 10.1371/journal.pone.0232258.

Theobald, M. R., P. Løfstrøm, J. Walker, H.V. Andersen, P. Pedersen, A. Vallejo & M.A. Sutton, 2012. An intercomparison of models used to simulate the short-range atmospheric dispersion of agricultural ammonia emissions. Environmental Modelling Software., 37, 90-102, DOI 10.1016/j.envsoft.2012.03.005.

Tournebize, J., C. Bedos, M.-F. Corio-Costet, J.-P. Douzals, V. Gouy, F. Le Bellec, A.-L. Achard & L. Mamy, 2025. Prevention and management of plant protection product transfers within the environment: A review. Environmental Science and Pollution Research, 32, 3032-3059, DOI 10.1007/s11356-024-35496-9.

US-EPA, 2026. Standard Operating Procedures for Residential Pesticide Exposure Assessment. https://www.epa.gov/pesticide-science-and-assessing-pesticide-risks/standard-operating-procedures-residential-pesticide#sops

Van den Berg, F.K.R.B., R. Kubiak, W.G. Benjey, M.S. Majewski, S.R. Yates, G.L. Reeves, J.H. Smelt & A.M.A. Van der Linden, 1999. Emission of pesticides into the air. Water, air, and soil pollution 115, 195-218, DOI 10.1023/A:1005234329622.

Van den Berg, F., C.M.J. Jacobs, M.C. Butler Ellis, P. Spanoghe, K. Doan Ngoc & G. Fragkoulis, 2016. Modelling exposure of workers, residents and bystanders to vapour of plant protection products after application to crops. Science of the Total Environment, 573, 1010-1020, DOI 10.1016/j.scitotenv.2016.08.180.

Van Jaarsveld, H.A. & W.A.J. van Pul, 1999. Modelling of atmospheric transport and deposition of pesticides. Water, air, and soil pollution, 115, 167-182, DOI 10.1023/A:1005217828714.

Van Pul, W.A.J., T.F. Bidleman, E. Brorström-Lunden, P.J.H. Builtjes, S. Dutchak, J.H. Duyzer, S.-E. Gryning, K.C. Jones, H.F.G. Van Dijk & J.A. Van Jaarsveld, 1999. Atmospheric Transport and Deposition of Pesticides: an Assessment of Current Knowledge. Water, Air and Soil Pollution, 115, 245-256, DOI 10.1023/A:1005238430531.

Van Rossum, C.T.M., E.L. Sanderman-Nawijn, H.A.M. Brants, C.S. Dinnissen, M. Jansen-van der Vliet, M.H. Beukers & M.C. Ocké, 2023. The diet of the Dutch. Results of the Dutch National Food Consumption Survey 2019-2021 on food consumption and evaluation with dietary guidelines. RIVM Report 2022-0190. DOI 10.21945/RIVM-2022-0190.

Verklarende woordenlijst

Blootstellingsroute	De weg waarlangs een chemische stof in het lichaam wordt opgenomen. In de regel worden inhalatie (inademing), opname door de huid (dermaal) en via het maagdarmkanaal (oraal) onderscheiden.
Bronroute	Route van blootstelling (inhalatie, dermaal en oraal) ten gevolge van de emissieroute (spuitdruppels en damp).
Cumulatieve blootstelling	De blootstelling aan een mengsel van (werkzame) stoffen. Deze kunnen uit hetzelfde GBM of uit verschillende GBM komen.
EU Pesticide Database	Europese database met informatie over werkzame stoffen.
Emissieroute	De verspreiding die kan plaatsvinden in de vorm van spuitdruppels, damp en/of opwaaiend stof.
Spuitzonering	Het instellen van een ruimtelijke scheiding tussen activiteiten waarbij gewasbeschermingsmiddelen toegepast worden via bespuitingen en hiervoor gevoelige functies (met name woningen en tuinen). Het betreft de zone tussen perceelrand en het gevoelige gebied (woningen, tuinen).
Toelatingendatabank	Databank College voor de toelating van gewasbeschermingsmiddelen en biociden (Ctgb) welke alle dossiers en toepassing van gewasbeschermingsmiddelen toegestaan in Nederland bevat.
Transferable residue	Deel van oppervlakteconcentratie die overgaat naar de huid bij huidcontact
Werkzame stof	Werkzame bestanddeel van een gewasbeschermingsmiddel die het middel zijn werkzaamheid geeft.

Afkortingenlijst

A	Orale absorptiefactor
AAOEL	Acute Acceptable Operator Exposure Level; interne acute grenswaarde voor blootstelling van toepassers, werkers, omstanders en omwonenden
ADI	Acceptable Daily Intake; externe chronische grenswaarde voor blootstelling via voeding
ADMS	Atmospheric Dispersion Modelling System. Atmosferisch verspreidingsmodel; beschikbaar in verschillende varianten, zoals ADMS-urban voor gebruik in stedelijk gebied
AERMOD	American Meteorological Society (AMS)/EPA Regulatory Model; atmosferisch verspreidingsmodel.
AOEL	Acceptable Operator Exposure Level; interne semi-chronische (short term) grenswaarde voor blootstelling van toepassers, werkers, omstanders en omwonenden
ARfD	Acute Reference Dose; externe acute grenswaarde voor blootstelling via voeding
AUSTAL	Ausbreitungsrechnung nach TA Luft (Verspreidingsberekeningen volgens TA Luft); voorkeursmodel bij berekeningen aan luchtkwaliteit in het kader van Duitse vergunningverlening
BREAM	Bystander and Resident Exposure Assessment Model
BROWSE	Bystanders, Residents, Operators and Workers Exposure models for plant protection products
BW	Body Weight; lichaamsgewicht
BZK	Ministerie Binnenlandse Zaken en Koninkrijksrelaties
$C_{buitenlucht}$	Buitenluchtconcentratie van werkzame stof
$C_{dep.opp}$	Oppervlakteconcentratie van GBM gedeponeerd op oppervlakken rondom de woning
$C_{huidopp}$	Gedeponeerde hoeveelheid GBM op de onbedekte huid
CALPUFF	California Puff model; atmosferisch verspreidingsmodel
DA	Dermale Absorptie; fractie van de werkzame stof die door opname via de huid bijdraagt aan de interne blootstelling
$D_{bl.st.}$	Interne dermale blootstelling
DE_{tot}	Totale externe dermale blootstelling
DRD	Driftreducerende doppen
DRP	Fractie werkzame stofoverdracht tijdens sabbelen op objecten
DRT	Driftreducerende techniek
ECHA	Europees Agentschap voor chemische stoffen
EFSA	Europese Autoriteit voor Voedselveiligheid
EFSA OPEX	Geharmoniseerde Europese richtlijn/model voor blootstellingsschatting van toepassers, werkers, omstanders en omwonenden bij het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen
E_F	Bloostellingsfrequentie in aantal keren per dag
EMA	European Medicines Agency; Europees Geneesmiddelenbureau
EPA	Environmental Protection Agency

ET	Blootstellingstijd in uur per dag
$F_{aihands}$	Fractie oppervlak van twee handen t.o.v. het totale onbedekte lichaamsoppervlak
$Freq_{htm}$	De frequentie van de hand naar de mond tijdens hand-mond-contact
Freq_OtM	De frequentie van object naar de mond tijdens het sabbelen
F	Fractie (deel) werkzame stof residu beschikbaar voor overdracht
F_D	Fractie (deel) werkzame stof welke per dag z'n werking verliest (inactief wordt)
FAO	Food and Agriculture Organization; de Voedsel- en Landbouworganisatie van de Verenigde Naties
F_M	Fractie van het oppervlak van de hand in de mond
F_O	Fractie werkzame stofoverdracht tijdens sabbelen op objecten
GAP	Good Agricultural Practices; goed landbouwkundig gebruik
GBM	Gewasbeschermingsmiddel(en)
GIS	Geografisch Informatie Systeem
$hand_{opp}$	Oppervlakte van de hand (vingers) in de mond
$I_{bl.st.}$	Interne inhalatie blootstelling
IA	inhalatie absorptie: fractie van de werkzame stof die door inhalatie bijdraagt aan de interne blootstelling
IDEFICS	IMAG program for Drift Evaluation for Field sprayers by Computer Simulation
InhR	inademingssnelheid (het volume debiet) (m^3/uur)
KNMI	Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut
lg	Lichaamsgewicht
LVVN	Ministerie van Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur
MCRA	Monte Carlo Risk Assessment; webgebaseerd platform met diverse modellen waarmee gebruikers de blootstelling aan en gezondheidsrisico's van individuele chemicaliën en chemische mengsels in specifieke populaties kunnen worden beoordeeld
N_Replen	Aantal keer per uur opladen van de hand of object
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level; hoogste dosis waarbij geen schadelijk effecten worden waargenomen in een proefdierstudie
NPK-PUFF	Nationaal Plan voor de Kernongevallenbestrijding – KNMI/RIVM puff model
OA	Orale absorptie: fractie van de werkzame stof die door ingestie bijdraagt aan de interne blootstelling
$object_{opp}$	Gesabbeld objectoppervlak
OBO	Onderzoek Blootstelling en Omwonenden
$O_{bl.st.htm}$	Interne orale blootstelling t.g.v. hand-mond-contact
$O_{bl.st.obj}$	Interne orale blootstelling t.g.v. het sabbelen op objecten
OECD	Organisatie voor Economische Samenwerking en Ontwikkeling

OPS-ST	Operational Priority Substances model – Short Term; atmosferisch verspreidingsmodel voor berekeningen met een hoog oplossend vermogen in de tijd (typisch een uur).
OR	Concentratie werkzame stof op het object
PEARL	Pesticide Emission Assessment at Regional and Local scales; kan gebruikt worden om vervluchtiging te berekenen
PELMO	Pesticide Leaching Model; kan gebruikt worden om vervluchtiging te berekenen
PEM	Pesticide Emission Model; model om vervluchtiging te berekenen
PloVo	Pesticide loss via Volatilization model; vervluchtigingsmodel.
PPDB	Pesticides Properties DataBase; bevat chemisch/fysische informatie van werkzame stoffen
PRIMo	Pesticide Residue Intake Model; standaard model dat op EU-niveau wordt gebruikt voor de risicobeoordeling van residuen van werkzame stoffen voor consumenten
RI	Risico Index
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
SA	Huidoppervlak (onbedekt lichaamsdeel) in contact met werkzame stof
SA_H	Oppervlak van één hand
SE	Speeksel extractie factor; percentage werkzame stof aanwezig op het oppervlak van de hand die na contact komt met de mond, door speeksel wordt opgenomen en doorgeslikt
SPEXUS	Spray Drift Exposure for Upward and Sideways Applications
SPRINT	Sustainable plant protection transition; door EU gefinancierd onderzoek (Horizon 2020)
SURFATM	Surface-atmosphere exchange model; model voor de berekening van de uitwisseling van diverse stoffen tussen het aardoppervlak en de atmosfeer, toegepast op de veldschaal (ook voor vervluchtigingsberekeningen)
TC	Transfer Coëfficiënt; beschrijft de mate van contact met het besmette oppervlak waarmee omwonenden/omstanders per uur in contact komen
TCT	Technische Commissie Techniekbeoordeling; deze commissie beoordeelt de toelating van driftreducerende (spuit)doppen (DRD) en driftreducerende technieken (DRT) in Nederland
TTR	Turf Transferable Residue; Afveegbare werkzame stoffractie van gras
VNG	Vereniging Nederlandse Gemeenten
Volt'air	Volatilization from soil to air; model om vervluchtiging te berekenen
VRO	Ministerie van Volkshuisvesting en Ruimtelijke Ordening
WUR	Wageningen University & Research

Bijlage 1 Verwaaiing van spuitdruppels

B1.1 Inleiding

Tijdens de toediening van een gewasbeschermingsmiddel (GBM) op een akker of in een fruitboomperceel, kunnen omwonenden worden blootgesteld aan druppeldrift. Daarbij moet onderscheid worden gemaakt in neerwaarts bespoten gewassen (akkerbouwmatige teelt) en op- en zijwaarts bespoten gewassen (fruitboomgaarden of laanboomteelt). Ook is er een enorme verscheidenheid van spuittechnieken, ieder met hun eigen mate van druppeldrift. Druppeldrift leidt tot driftdepositie op de grond naast het bespoten perceel; de driftdepositie neemt af met toenemende afstand tot de perceelrand. De kleinste druppeltjes in de driftwolk dalen slechts langzaam en kunnen langere tijd min of meer blijven zweven in de lucht. Dit deel van de druppelwolk verplaatst zich zodoende horizontaal met de wind mee; dit is de (druppel)drift naar de lucht. Deze drift naar de lucht kan vooral op verticale oppervlakken neerslaan. Dat geldt dus ook voor omwonenden die benedenwinds van een bespoten gewasperceel staan.

Voor de kwantificering van de blootstelling aan driftdepositie of drift naar de lucht zijn verschillende driftmodellen beschikbaar. Onderstaande tabel geeft een overzicht van Nederlandse driftmodellen, per teelttype en gescheiden naar driftdepositie en drift naar de lucht. Sommige modelvarianten zijn momenteel in ontwikkeling; deze zijn tussen haakjes aangegeven.

Tabel B1.1 Overzicht van Nederlandse driftmodellen voor gebruik bij blootstelling van omwonenden aan druppeldrift van gewasbeschermingsmiddelen.

druppeldrift	neerwaarts bespoten (akkerbouw)	op- en zijwaarts bespoten (fruitteelt, laanbomenteelt)
driftdepositie op de grond	IDEFICS, PROSPEX	SPEXUS
drift naar de lucht	IDEFICS, (PROSPEX)	(SPEXUS)

IDEFICS is een mechanistisch model dat druppelbanen door de lucht berekent, van spuitdop tot waar de druppel terecht komt, op basis van fysische rekenregels. PROSPEX is een metamodel van IDEFICS, om driftberekeningen te kunnen doen waarbij alleen de belangrijkste invloedfactoren worden meegenomen. SPEXUS is een regressiemodel afgeleid van driftmetingen bij bespuitingen in fruitboomgaarden. Verder details van deze modellen staan in de volgende paragraaf.

B1.2 IDEFICS driftmodel voor neerwaarts bespoten gewassen

Het IDEFICS driftmodel (Holterman et al., 1997) is een 3D model dat de banen en uiteindelijke depositie op de grond of op een verticaal vlak bepaald, zie figuur B1.1. Het model heeft de volgende invoerparameters:

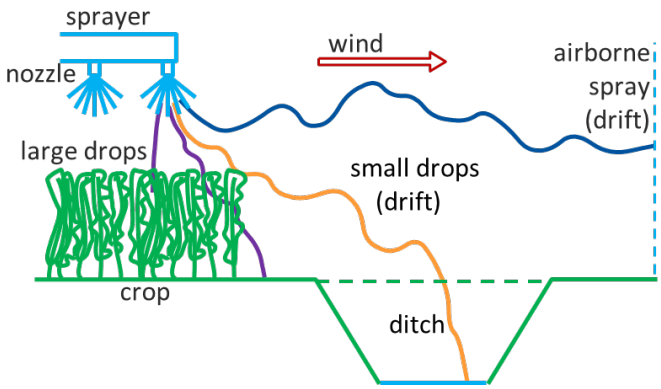
- Gewasparameters:
  - Gewashoogte
- Spuitparameters:

  - Spuitboomhoogte
  - Spuitdoptype (met diverse karakteristieken zoals onder benoemd)
  - Vloeistofdruk
  - Rijsnelheid van de spuit
  - Horizontale positie van spuitdoppen ten opzichte van de gewasrand
  - Concentratie van middel in de spuitvloeistof (formulering + additieven)
- Meteorologische parameters:
  - Gemiddelde windsnelheid (en windprofiel met de hoogte)
  - Temperatuur
  - Relatieve luchtvochtigheid
  - Atmosferische stabiliteit

Van het gewas is alleen de hoogte relevant. De dichtheid van het gewas is nauwelijks van belang voor druppeldrift, aangezien de druppels die benedenwinds wegwaaien naar buiten het perceel nooit het bespoten gewas bereiken en dus ook niet door de structuur van het gewas beïnvloed zullen worden.
In contrast daarmee zijn er veel relevante spuitparameters. Gewoonlijk bevindt de spuitboom zich 30-50 cm boven het gewas. De absolute spuitboomhoogte boven de grond hangt daarmee ook af van de gewashoogte. Er zijn legio typen spuitdoppen; alleen doppen die op de DRD-lijst staan (Drift Reducerende Doppen; TCT, 2026a) zijn toegestaan in Nederland, bij de in deze lijst opgenomen spuitdrukken. De spuitdoppen produceren druppels van allerlei groottes. Deze druppelgrootteverdeling (of druppelspectrum) hangt af van het doptype en van de spuitdruk. Voor elk doptype geldt, hoe hoger de spuitdruk, des te fijner het druppelspectrum (dat wil zeggen: des te meer kleine druppels geproduceerd worden). Kleine druppels zorgen voor een betere verdeling op het gewas en een hogere bedekkingsgraad, maar kunnen ook gemakkelijk door de wind meegevoerd worden en dan bijdragen aan druppeldrift. Ook de dopafgifte (hoeveelheid verspoten vloeistof per tijdseenheid voor één dop) wordt bepaald door het type spuitdop en de toegepaste spuitdruk. Dopafgifte bepaalt samen met de afstand tussen spuitdoppen aan de spuitboom en de rijsnelheid de totale vloeistofdosering op het perceel (dat is het uitgebrachte volume per oppervlakte-eenheid). Verder spelen ook de tophoek van de spuitkegel, de uittreesnelheid van druppels uit de spuitdop en het eventueel naar voren of achteren kantelen van de spuitdop een rol. Een hogere rijsnelheid verkort de totale spuittijd, waarbij bovendien met een doptype gespoten kan worden dat een hogere afgifte heeft, en daarmee vaak een grover druppelspectrum. Dit zou een verlagend effect op druppeldrift kunnen hebben. Maar bij een hogere rijsnelheid kunnen kleine druppels gemakkelijker uit de spuitkegel onder de dop waaien, wat kan leiden tot een verhoging van druppeldrift. Het effect van rijsnelheid op druppeldrift is dus niet eenduidig. De laatste spuitparameter is de totale concentratie van middelen in de spuittank. Dat is het geformuleerde product samen met eventuele additieven. Het zijn de stoffen in de tankvloeistof die niet-water zijn, en tijdens de bespuiting niet zullen verdampen omdat hun dampspanning veel lager is dan die van het oplosmiddel (water).

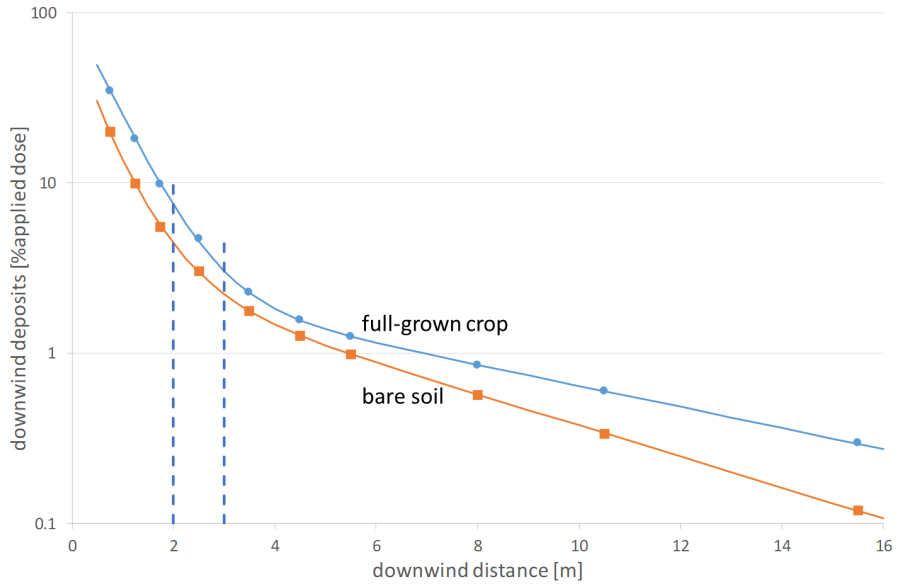
Tot slot de relevante meteorologische parameters. Windsnelheid is veruit de belangrijkste, omdat wind de kleine druppels meeneemt die bijdragen aan druppeldrift. In IDEFICS wordt een logaritmisch windprofiel aangenomen; de gemiddelde windsnelheid neemt toe met de hoogte boven de grond. Temperatuur en relatieve luchtvochtigheid bepalen de verdampingssnelheid van het water in de druppeltjes. Voor zeer kleine druppels zou al het water kunnen verdampen voordat de druppeltjes ergens terecht komen. Wat dan overblijft is een klein deeltje (vloeistof of vaste stof) dat in principe alleen uit de niet-water bestanddelen bestaat. Atmosferische stabiliteit kan de mate van verticale dispersie vergroten of verkleinen ten opzichte van neutrale omstandigheden. Het effect op druppeldrift is meestal gering, maar kan vooral bij drift naar de lucht invloed hebben op de concentratieverdeling met de hoogte.

Figuur B1.1 Schematische weergave van druppelbanen in het IDEFICS driftmodel. Wegwaaiende druppels (druppeldrift) kunnen neerkomen op de grond naast het perceel (driftdepositie) of langere tijd in de lucht blijven zweven (drift naar de lucht). In het laatste geval wordt hun verdeling op een zekere afstand in het verticale vlak bepaald (rechts in de figuur).

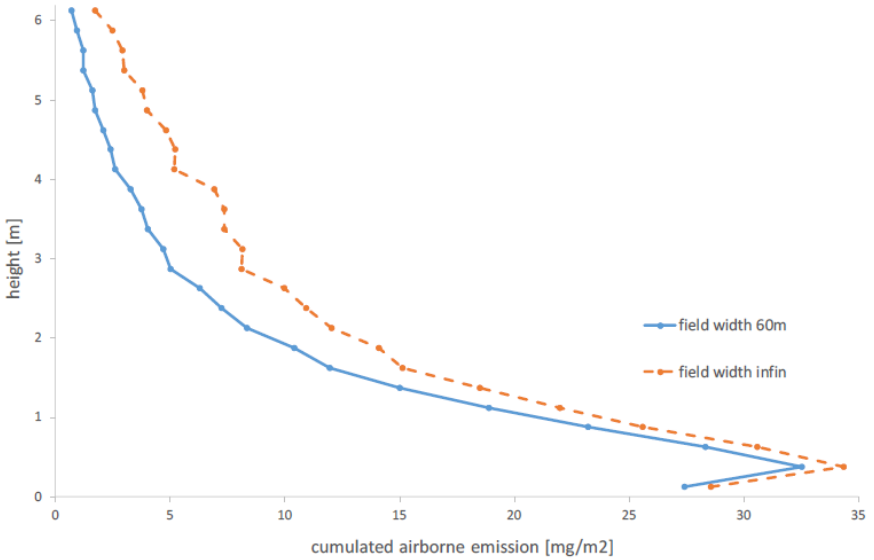


In figuren B1.2 en B1.3 staan voorbeelden van het verloop van respectievelijk driftdepositie op de grond en drift naar de lucht.

Figuur B1.2 Voorbeeld van curves van driftdepositie als functie van de afstand buiten de perceelrand, zoals gebruikt in de WUR Drift Calculator (Holterman & van de Zande, 2021). De blauwe curve geeft de driftdepositie voor een vol gewas (aardappel, 50 cm hoog); de oranje curve de driftdepositie bij een bespuiting op kale grond; beide bij een windsnelheid van ca. 3 m/s (op 2 m hoogte gemeten). De stippellijnen geven de globale ligging van een standaardsloot aan (2-3 m vanaf het gewas), voor de bepaling van driftdepositie op oppervlaktewater zoals in de toelating van GBM wordt gebruikt.



Figuur B1.3 Voorbeeld van een profiel van drift naar de lucht, als functie van de hoogte boven de grond; uit een testcase van OBO-1 (Holterman & Van de Zande, 2019), voor een volveldsbespuiting in akkerbouw; driftprofiel berekend met IDEFICS op 5 m afstand buiten het perceel.



Gewoonlijk ligt de piekwaarde net onder de absolute spuitboomhoogte. De driftwaarden nemen snel af met de hoogte, maar toch moet ook op 6

m hoogte (en daarboven) rekening gehouden worden met relevante driftwaarden.

B1.3 PROSPEX-driftmodel voor neerwaarts bespoten gewassen

In principe is het IDEFICS-driftmodel geschikt voor de bepaling van driftdepositie en drift naar de lucht bij bespuitingen in de akkerbouw. Het model is in OBO-1 (Onderzoek Bestrijdingsmiddelen en Omwonenden; zie voor een korte beschrijving bijlage 3) hiervoor gebruikt. Voor specifieke ruimtelijke situaties met één of enkele velden is IDEFICS goed bruikbaar. Bij het op grotere schaal toepassen van het model (bijvoorbeeld regionaal), gaat de benodigde rekentijd mogelijk nadelig worden. Daarnaast is IDEFICS door het grote aantal invoerparameters en mogelijke instellingen minder toegankelijk voor gebruik door derden. Mede voor dergelijke grootschalige toepassingen waarbij ook de eenvoudige toegankelijkheid essentieel was, is het metamodel PROSPEX ontwikkeld, een regressiemodel afgeleid van een groot aantal situaties die met IDEFICS zijn gesimuleerd. PROSPEX is geïmplementeerd in het DRAINBOW-blootstellingsmodel van oppervlaktewater voor een landelijk dekkende risico-evaluatie (Wipfler et al., 2026) dat in de nabije toekomst door het Ctgb gebruikt zal worden in de toelating van GBM. Op dit moment is PROSPEX alleen voor driftdepositie op horizontale oppervlakken nabij de grond beschikbaar (dat wil zeggen, kale grond of bovenkant van een kort gewas, zoals gras). Een uitbreiding van dit metamodel voor drift naar de lucht (de verticale verdeling ervan) is mogelijk en wordt voorbereid in het OBO-2 programma (een vervolg op OBO-1; zie ook bijlage 3), maar zal pas in een vervolgonderzoek voltooid kunnen worden.
Aan de hand van vergelijkende driftmetingen met spuittechnieken die minder druppeldrift geven, zijn zogenaamde driftreductiecurves afgeleid. Deze curves geven de reductie van driftdepositie als functie van de afstand buiten het perceel. Er zijn driftreductiecurves voor bespuitingen op kale grond en laag gewas (<20 cm hoogte) en voor een vol gewas (50 cm hoogte). Deze driftreductiecurves zijn geïmplementeerd in de WUR Drift Calculator (Holterman & van de Zande, 2021) en in het PROSPEX-model. Driftreducties worden verderop in meer detail besproken, zie onder.

B1.4 SPEXUS-driftmodel voor op- en zijwaarts bespoten gewassen

Het SPEXUS-driftmodel is ontwikkeld om driftdepositie op de grond naast een fruitboomgaard te kunnen bepalen. Het is een regressiemodel gebaseerd op een groot aantal driftmetingen bij een standaardbespuiting in de fruitteelt (Holterman et al., 2017, 2018). SPEXUS is geïmplementeerd in het bovengenoemde DRAINBOW-blootstellingsmodel van oppervlaktewater voor landelijk dekkende risico-evaluatie (Boesten et al., 2021). Het is in eerste instantie opgezet voor de veelgebruikte standaard dwarsstroomspuit. De volgende parameters spelen een rol:

- windsnelheid;
- temperatuur;
- perceelgrootte (d.w.z. breedte in windopwaartse richting);
- ventilatorstand ven de spuit;
- dichtheid van gebladerte van de boom.

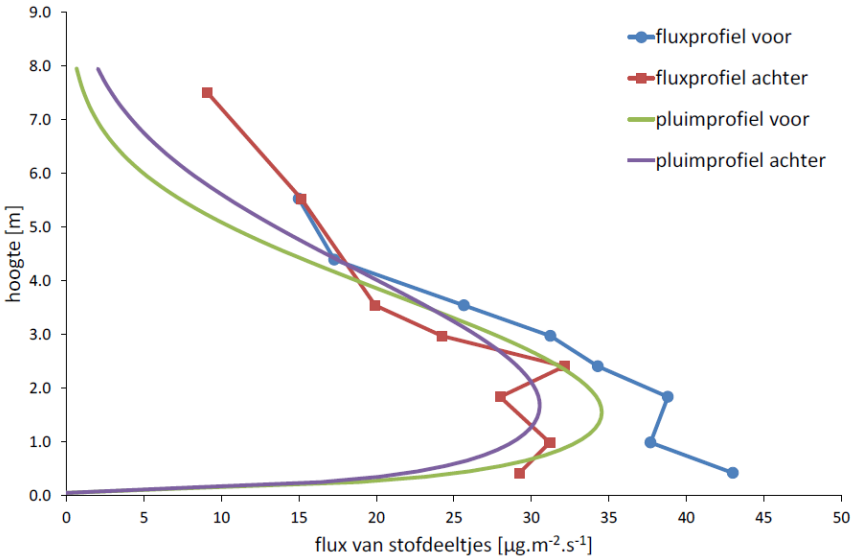
Windsnelheid en temperatuur behoeven weinig toelichting; evenals bij neerwaartse bespuitingen spelen deze twee meteorologische parameters een belangrijke rol. Opvallend is dat relatieve luchtvochtigheid geen essentiële parameter bleek te zijn. De belangrijkste reden was dat temperatuur en luchtvochtigheid te sterk gecorreleerd waren in de metingen om ze als onafhankelijke parameters te kunnen beschouwen. Omdat druppeldrift bij fruitteelt gewoonlijk hoger is dan bij akkerbouw, bleek ook dat de breedte van de boomgaard een relevante parameter was. Maar naarmate de boomgaard breder is, zal het effect van de ver windopwaarts gelegen bomenrijen op druppeldrift minder worden.
Omdat SPEXUS in eerste instantie ontwikkeld is op basis van metingen met een standaard dwarsstroomspuit, waar instellingen grotendeels vastliggen, was er geen effect van de spuitmachine, behalve wat betreft de ventilatorstand. Bij fruitteeltspuiten worden de druppels richting de bomen geblazen met lucht, geproduceerd door een ventilator. In kale bomen en bomen met heel weinig blad wordt een ‘lage’ stand van de ventilator ingesteld, om te voorkomen dat alle druppel door de boom heen geblazen worden. Voor bomen die vol in blad staan, is meer lucht nodig om de druppels ook binnen in het gebladerte van de bomen te krijgen; dit is de zogenaamde 'hoge’ ventilatorstand.
In de huidige toelating van GBM wordt een situatie met kale bomen verondersteld in de periode vóór 1 mei; vanaf 1 mei wordt een volblad situatie verondersteld. In het SPEXUS-model is deze onrealistische situatie losgelaten en is op basis van groeistadia (BBCH-code; BBCH, 2001), waargenomen op diverse datums gedurende een jaar, een bladdichtheidsfactor bepaald als functie van de dag in het jaar. Hiermee was het mogelijk om druppeldrift als continue functie van bladdichtheid van de bomen te beschrijven, zonder de sprong in bladdichtheid op 1 mei.
Ook voor bespuitingen in de fruitteelt zijn uit vergelijkende metingen driftreductiecurves vastgesteld, die de reductie in driftdepositie geven als functie van de afstand buiten het perceel. Deze driftreductiecurves zijn in het SPEXUS-model geïntegreerd, zodat het model ook kan rekenen met driftreducerende maatregelen (Holterman et al., 2018).
Omdat SPEXUS bedoel was voor driftdepositie op de grond en op oppervlaktewater, zoals in de huidige toelating van GBM, is het model momenteel nog niet bruikbaar voor een inschatting van drift naar de lucht. In het kader van het OBO-2 programma wordt momenteel aan de uitbreiding van SPEXUS voor drift naar de lucht gewerkt.

B1.5 Druppeldrift en afstand buiten het perceel

De bovengenoemde driftmodellen zijn in eerste instantie ontwikkeld voor de bepaling van driftdepositie op de grond en op oppervlaktewater van een perceelsloot. In de achterliggende veldmetingen is niet alleen depositie op de grond gemeten, maar vaak ook de drift naar de lucht (op een of twee afstanden). Veelal is de driftdepositie niet verder dan ca. 25 m buiten het bespoten perceel gemeten. Vaak was de driftdepositie op die afstand niet of nauwelijks significant vast te stellen. Dat betekent dat gebruik van de driftmodellen voor afstanden verder dan 25 m alleen op basis van extrapolatie kan plaatsvinden. Extrapolatie leidt altijd tot vergroting van de onzekerheid, weliswaar onzekerheid in (soms extreem) lage driftwaarden. Dit geldt zowel voor driftdepositie als drift naar de lucht. In het OBO-1 programma is de extrapolatie naar

grotere benedenwindse afstanden opgelost door een combinatie van IDEFICS met het dispersiemodel OPS: de drift naar de lucht op 5 m afstand werd met IDEFICS vastgesteld, waarna het OPS-model de verdere dispersie op zich nam voor grotere afstanden (tot 250 m buiten het bespoten perceel). Binnen het OBO-2 programma wordt een alternatieve aanpak onderzocht voor het fruitdriftmodel SPEXUS, waarbij een geschikt dispersiemodel geïmplementeerd wordt direct in dit driftmodel, zodat de drift naar de lucht ook berekend kan worden voor afstanden verder dan 25 m vanaf het bespoten perceel. Een soortgelijke implementatie van een dispersiemodel zal ook voor PROSPEX mogelijk zijn, in een mogelijk vervolgonderzoek.
Een Gaussisch pluimmodel is een geschikt dispersiemodel om de verspreiding van kleine deeltjes of druppeltjes op grotere afstand te volgen. Als voorbeeld zijn in Figuur B1.4 gemeten en berekende fluxprofielen te zien van stofdeeltjes met diameters tussen 3 en 14 µm op een afstand van 30 m en 37 m benedenwinds van de deeltjesbron (Pronk et al., 2012). Het Gaussisch pluimmodel gaf hierin een goede benadering van de gemeten profielen. Daarbij is ook meteen duidelijk dat drift naar de lucht op deze afstanden nog duidelijk meetbaar is.

Figuur B1.4. Gemeten en berekend fluxprofiel van stofdeeltjes (diameters 3-14 µm) uit veldproeven met kunstmatig fijnstof. Voor de berekeningen is een Gaussisch pluimmodel toegepast. Gemeten werd op twee verticale masten: 'voor' stond op 30 m vanaf de deeltjesbron, 'achter' stond nog 7 m verder benedenwinds. Uit: Pronk et al, 2012.

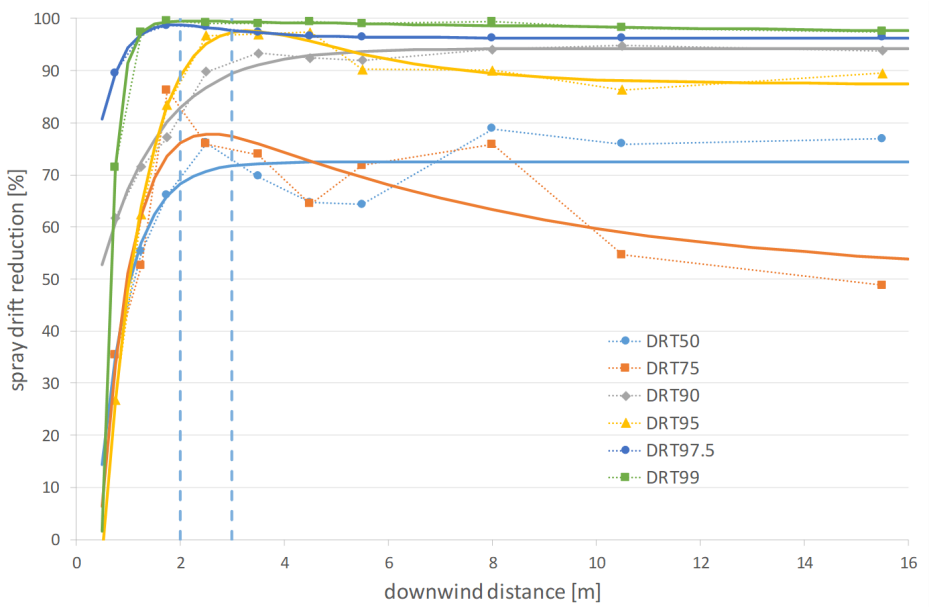


B1.6 Driftreductie en afstand

Voor de classificatie van spuitdoppen en spuittechnieken zijn verschillende driftreductieklassen vastgesteld (TCT, 2017). Zoals eerder genoemd, lag de focus in het beleid vooral op de driftdepositie op het wateroppervlak van een naastgelegen perceelsloot. Om die reden zijn de driftreductieklassen voor spuitdoppen (DRD-klassen) en spuittechnieken (DRT-klassen) gebaseerd op een mogelijke reductie van driftdepositie op een standaardsloot (Huijsmans et al., 1997); in de volgende paragraaf worden de DRD- en DRT-classificaties in meer detail besproken. De

positie van het wateroppervlak van de standaardsloot is voor deze classificaties vastgelegd op een afstand 2-3 m vanaf het gewas voor akkerbouwmatige teelten, en op 4,5-5,5 m voor fruitteelt (TCT, 2017). Dat betekent dat bijvoorbeeld een DRT75 techniek voor akkerbouwmatige teelten ten minste 75% minder driftdepositie geeft op de grond, 2-3 m naast het gewas. In principe wordt geen uitspraak gedaan voor de driftreductie op andere afstanden of voor drift naar de lucht. Als voorbeeld laat Figuur B1.5 zien hoe driftreducties kunnen variëren met de afstand tot het gewas, voor neerwaartse bespuitingen in een vol akkerbouwgewas (Holterman & van de Zande, 2021). Binnen de beoogde uitbreidingen van PROSPEX en SPEXUS voor drift naar de lucht zal ook de bijbehorende driftreductie voor de verschillende DRT-klassen meegenomen moeten worden. Dat wil zeggen, vastleggen wat de driftreductie naar de lucht is voor een spuittechniek met een bepaalde DRT-classificatie die bepaald is op basis van driftdepositie op een perceelsloot.

Figuur B1.5. Driftreductiecurves voor vol gewas bij neerwaartse bespuiting, als functie van de afstand. Voor driftreductieklassen DRT50 t/m DRT99. De evaluatiestrook voor de DRT-klassen ligt op afstand 2-3 m, aangegeven door de gestreepte lijnen. Dit komt overeen met de positie van het wateroppervlak van de standaardsloot bij akkerbouwmatige teelten (Holterman & van de Zande, 2021).



B1.7 Classificatie van driftreducerende technieken en spuitdoppen

Volgens het Besluit Activiteiten Leefomgeving (BAL, 2025) mogen bespuitingen met GBM in de open lucht alleen plaatsvinden met een techniek die ten minste 75% driftreducerend is (DRT75) ten opzichte van een vastgestelde referentietechniek. Toegestane spuittechnieken zijn ingedeeld in verschillende DriftReducerende Techniek-klassen (DRT) en opgenomen in de zogenaamde DRT-lijst (TCT, 2026b), die regelmatig geüpdatet wordt. Van oudsher was er vooral aandacht voor blootstelling van oppervlaktewater aan GBM. Zodoende zijn DRT-klassen gebaseerd op de driftreductie op het wateroppervlak van een standaardsloot (Huijsmans et al., 1997). De volgende indeling van DRT-klassen is

gemaakt: DRT75, DRT90, DRT95, DRT97.5 en DRT99 voor respectievelijk 75%, 90%, 95%, 97.5% en 99% driftreducerende spuittechnieken (TCT, 2017). Daarbij geeft elke klasse de ondergrens aan: bijvoorbeeld een techniek in klasse DRT75 moet ten minste 75% driftreducerend zijn, maar ten hoogste 89%. Er zijn verschillende DRT-lijsten voor neerwaartse spuittechnieken (apart voor akkerbouw en onkruidbestrijding in fruit- en boomteelt) en op- en zijwaartse spuittechnieken (apart voor fruitteelt en diverse stadia in laanbomenteelt) (TCT, 2026b).
Naast de DRT klasse-indeling voor spuittechnieken is er ook een DRD klasse-indeling voor spuitdoppen (TCT, 2021). Analoog aan de methodiek voor spuittechnieken, worden spuitdoppen ingedeeld in reductieklassen DRD50, DRD75, DRD90, DRD95, DRD97.5 en DRD99. In Nederland toegestane spuitdoppen moeten ingedeeld zijn in een van deze klassen en vermeld staan op de zogenaamde DRD-lijst (TCT, 2026a), die regelmatig geüpdatet wordt.
De basis van driftreductie is het verminderen van de drift van kleine druppels. Dit is mogelijk door enerzijds het ontstaan van kleine druppels te beperken, of anderzijds het wegwaaien van de kleine druppels tegen te gaan. De eerste categorie omvat het gebruik van grove spuitdoppen (die vooral grotere druppels en weinig kleinere druppels produceren; zie DRD klasse-indeling (TCT, 2026a)). De tweede categorie kan veel specifieke methoden omvatten; zie DRT klasse-indeling (TCT, 2026b). Voor akkerbouwmatige teelten zijn o.a. als DRT's beschikbaar: afscherming van de spuitboom, verlaagde spuitboom, en luchtondersteund spuiten. Voor fruitteelt zijn andere DRT's beschikbaar: o.a. tunnelspuit, reflectiespuit, toepassing van windhagen. Door combinaties van spuittechnische aanpassingen en gebruik van driftreducerende doppen zijn soms hoge DRT-klassen mogelijk (TCT, 2026b).

B1.8 Blootstellingstijd druppeldrift

Een akkerbouwgewas op een perceel van 1 ha kan met een gangbare spuitboom (ca. 30 m breed) bij een gangbare rijsnelheid van 6 km/h geheel bespoten worden in zo'n 10 min. Dat betekent dat druppeldrift alleen gedurende deze 10 min optreedt. Voor fruitteelt, waar de spuitmachine in elk pad tussen twee bomenrijen zal spuiten, is de benodigde tijd langer, ca. 30-45 min voor 1 ha. Steeds zal de driftwolk als een pluim starten bij de spuitmachineboom en windafwaarts wegwaaien en zich verspreiden. Dat betekent ook dat een persoon die zich op een vaste positie naast het perceel bevindt, niet continu gedurende de gehele spuittijd wordt blootgesteld aan druppeldrift, maar effectief veel korter. De hoogste blootstelling aan druppeldrift treedt op bij de bespuiting van de buitenste werkgang aan de benedenwindse kant. De druppeldrift van meer windopwaarts gelegen werkgangen is lager, daarbij is de concentratie in de bijbehorende driftwolk ook lager door de verdunning ten gevolge van dispersie bij de toegenomen afstand tussen werkgang en benedenwindse locatie.
De driftmodellen geven de drift naar de lucht weer als hoeveelheid GBM per oppervlakte-eenheid op een (denkbeeldig) verticaal vlak. Dit is de driftwaarde gecumuleerd over de spuittijd. Voor dermale depositie is deze cumulatieve driftwaarde vermoedelijk voldoende. Voor blootstelling door inhalatie is echter de concentratie in de lucht en werkelijke

blootstellingstijd belangrijker. Onder bepaalde aannames kan deze concentratie en werkelijke blootstellingstijd geschat worden uit de driftwaarden naar de lucht, de spuittechnische parameters en de gemiddelde windsnelheid.

B1.9 Druppeldrift en huidige regelgeving

In Europa is de blootstelling aan druppeldrift opgenomen in het OPEX-model (EFSA, 2022). De daartoe benodigde parameters voor driftblootstelling van omwonenden worden berekend met behulp van het BREAM-model (Kennedy et al., 2012). Deze parameters zijn in OPEX vastgelegd en een herleiding tot de oorspronkelijke invoer in het BREAM-model is niet te achterhalen, terwijl deze blootstelling afhankelijk is van vele factoren. In Nederland worden voor driftdepositie (op sloten en niet-doelwit zones, NTA/NTP) de eigen landspecifieke driftwaarden gehanteerd, en door het Ctgb gebruikt binnen de toelatingsbeoordeling voor GBM. Hiertoe wordt de WUR Drift Calculator gebruikt (WDC; Holterman & van de Zande, 2021); zie onder. Daarmee wordt dus afgeweken van de Europese driftcijfers (gebaseerd op de Ganzelmeier-Rautmann driftcurves; Rautmann et al., 2001), Deze laatste driftwaarden zijn significant lager dan die met de WUR Drift Calculator worden bepaald voor de Nederlandse situatie. Op grond van deze beide overwegingen (nl. onduidelijkheid in OPEX, en aansluiting bij huidige toelatingsprocedure GBM) is het zinvol om voor de blootstelling van omwonenden in Nederland ook de Nederlandse driftcijfers te gebruiken, behorende bij de in Nederland toegestane spuittechnieken.

B1.10 De WUR Drift Calculator (WDC)

De WDC is een empirisch model dat een aantal regressiecurves omvat voor driftdepositie als functie van de benedenwindse afstand buiten het bespoten perceel; voor akkerbouw, fruitteelt en laanbomenteelt, voor alle DRT-klassen. Deze driftcurves zijn alle bepaald bij gemiddelde weersomstandigheden en windrichting dwars op de perceelrand. De WDC is specifiek gericht op depositie op de standaardsloot naast het bespoten perceel. In het huidige spuitzoneringsproject kan de WDC niet gebruikt worden voor de driftroute, omdat (1) de drift naar de lucht niet beschreven wordt, (2) meteorologische effecten niet meegenomen worden.

B1.11 Referenties

BAL (Besluit activiteiten leefomgeving), 2025. https://iplo.nl/regelgeving/omgevingswet/inhoud/besluit-activiteiten-leefomgeving/

BBCH, 2001. Growth stages of mono- and dicotylodonous plants, Version 2. Braunschweig, Federal Biological Research Centre for Agriculture and Forestry. 158 pp.

Boesten JJTI, Adriaanse PI, Holterman HJ, Ter Horst MMS, Tiktak A, Van der Zande JC & Wipfler L, 2021. Scenarios for exposure of aquatic organisms to plant protection products in the Netherlands: Part 2: Sideways and upward spraying in Dutch fruit crops (final report). (Wageningen Environmental Research report; No. 3100). Wageningen Environmental Research. https://doi.org/10.18174/549658

EFSA (European Food Safety Authority), Charistou A, Coja T, Craig P, Hamey P, Martin S, Sanvido O, Chiusolo A, Colas M and Istace F, 2022. Guidance on the assessment of exposure of operators, workers, residents and bystanders in risk assessment of plant protection products. EFSA Journal 2022;20(1):7032, 134 pp. https://doi.org/10.2903/j.efsa.2022.7032

Holterman HJ, Van De Zande JC, Porskamp HAJ & Huijsmans JFM, 1997. Modelling spray drift from boom sprayers. Computers and Electronics in Agriculture. 19, 1-22. https://doi.org/10.1016/S0168-1699(97)00018-5
Holterman HJ & Van de Zande JC, 2021. WUR Drift Calculator user manual; belonging to software version 2.6. Wageningen Research, Report WPR-877, 44 pp. https://doi.org/10.18174/538877

Holterman HJ, van de Zande JC, Huijsmans JFM & Wenneker M, 2017. An empirical model based on phenological growth stage for predicting pesticide spray drift in pome fruit orchards. Biosystems Engineering 154, 46-61, https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2016.08.016 .
Holterman HJ, van de Zande JC, Huijsmans JFM & Wenneker M, 2018. Development of a spray drift model for spray applications in orchards. Wageningen Research. Report WPR-566, 72 pp. https://doi.org/10.18174/442091

Holterman HJ & Van de Zande JC. 2019. Spray drift simulations to estimate the exposure of residents to pesticides close to a sprayed field. Report WPR-878, 69 pp. https://doi.org/10.18174/467149

Huijsmans JFM, Porskamp HAJ & van de Zande JC, 1997. Drift(beperking) bij de toediening van gewasbeschermingsmiddelen: Evaluatie van de drift van spuitvloeistof bij bespuitingen in de fruitteelt, de volveldsteelten en de boomteelt (stand van zaken december 1996). (Rapport IMAG-DLO; No. 97-04). DLO Instituut voor Milieu- en Agritechniek (IMAG-DLO). https://edepot.wur.nl/550162

Kennedy MC, Butler Ellis MC & Miller PCH, 2012. BREAM: a probabilistic bystander and resident exposure assessment model of spray drift from an agricultural boom sprayer. Computers and Electronics in Agriculture, 88, 63–71. https://doi.org/10.1016/j.compag.2012.07.004

Pronk AA, Holterman HJ, Hofschreuder P, Lovink E, Ploegaert JPM & de Visser W, 2012. Onderzoek naar de interceptie van fijnstof door opgaande gewassen. Wageningen: Plant Research International. Rapport PRI-474, 90 p. https://edepot.wur.nl/221633

Rautmann D, Streloke M & Winkler R, 2001. New basic drift values in the authorization procedure for plant protection products. In: R. Forster & M. Streloke, Workshop on Risk Assessment and Risk Mitigation measures in the context of the authorization of plant protection products (WORMM) 27.-29. September 1999. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Berlin-Dahlem, Heft 381. 2001. 133-141.
TCT (Technische Commissie Techniekbeoordeling), 2017. Meetprotocol voor het vaststellen van de driftreductie van neerwaartse en op- en zijwaartse spuittechnieken. Versie 1 juli 2017. Ministerie van Infrastructuur en Milieu. 13 pp. https://iplo.nl/thema/water/afvalwater-activiteiten/agrarische-activiteiten/vaststellen-driftreductie-spuittechnieken/

TCT (Technische Commissie Techniekbeoordeling), 2021. Meetprotocol voor het vaststellen van de driftreductie van spuitdoppen voor neerwaartse en op- en zijwaartse bespuiting. Versie 2 november 2021. Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat. 15 pp. https://iplo.nl/thema/water/afvalwater-activiteiten/agrarische-activiteiten/vaststellen-driftreductie-spuittechnieken/

TCT (Technische Commissie Techniekbeoordeling), 2026a. DRD-lijst. Versie 16 februari 2026. https://iplo.nl/thema/water/afvalwater-activiteiten/agrarische-activiteiten/vaststellen-driftreductie-spuittechnieken/

TCT (Technische Commissie Techniekbeoordeling), 2026b. Lijst met indeling van spuittechnieken in DriftReducerende Techniek-klassen (DRT-klassen). DRT-lijst. Versie 16 februari 2026. https://iplo.nl/thema/water/afvalwater-activiteiten/agrarische-activiteiten/vaststellen-driftreductie-spuittechnieken/

Wipfler EL, Holterman HJ, Ter Horst MMS, Adriaanse PI & Van de Zande JC, 2026. Scenarios for exposure of aquatic organisms to plant protection products in the Netherlands. Repair of the scenarios for downward spray applications in field crops. Wageningen Environmental Research, Report in preparation.

Bijlage 2 Verspreiding na verdamping

B2.1 Inleiding

Een deel van een gewasbeschermingsmiddel (GBM) dat tijdens toepassing de planten of de bodem heeft bereikt kan daarna door vervluchtiging als damp in de lucht terecht komen. Eenmaal in de lucht kunnen stoffen in de dampvorm dan alsnog verwaaien en verspreiden en direct (contact via de lucht) of indirect (contact via deponeerde damp en deeltjes) tot blootstelling van omwonenden aan een GBM leiden. De vervluchtiging kan dagen tot weken aanhouden (Bedos et al., 2009; Van den Berg et al., 2016a; Figueiredo et al., 2022; Bedos et al., 2026). De totale fractie vervluchtigde stof vanaf een behandeld perceel kan uiteindelijk oplopen tot enkele tientallen procenten van de toegepaste hoeveelheid (Van den Berg et al., 1999; Bedos et al., 2009, 2026; Boonupara et a. 2023; Guillaume et al., 2026).
Het onderzoek naar blootstelling van omwonenden aan GBM die gebruikt worden in de bollenteelt (OBO-1) bevestigde het belang van deze route voor blootstelling van omwonenden. De resultaten van OBO-1 lieten zien dat blootstelling aan damp tot de belangrijkste blootstellingsroutes behoorde voor omwonenden die binnen 250 m van een behandeld bollenveld wonen. Voor deze route werd ook een relatie met afstand tot behandelde percelen vastgesteld (OBO, 2019; Montforts et al., 2019; Figueiredo et al., 2022). Daarbij moet wel worden opgemerkt dat toepassing plaats vond op momenten dat de wind niet in de richting van de nabijgelegen woningen stond, waardoor blootstelling aan drift tijdens toepassing vermeden is. Ook betekende zelfs de hoogste gemeten concentratie in de lucht bij de woningen bij lange na geen overschrijding van de momenteel bij toelating gebruikte grenswaardes (Montforts et al., 2019).
Blootstelling aan damp is één van de zogenoemde directe routes van blootstelling van omwonenden aan GBM (Gezondheidsraad, 2014). Deze directe routes zijn alle gerelateerd aan de - onbedoelde en vaak indirecte - uitstoot van GBM naar de atmosfeer. De uitstoot die tot blootstelling aan damp leidt, wordt veroorzaakt door de vervluchtiging (verdamping) van het middel. Benedenwinds van een behandeld perceel leidt de uitstoot tot een verhoogde concentratie van middelen in de lucht. Normaal gesproken neemt de concentratie van een naar de atmosfeer uitgestoten stof snel af met de afstand vanaf de bron (Seinfeld en Pandis, 2006), in dit geval een met GBM behandeld perceel. De effectiviteit van spuitzonering voor het verminderen van blootstelling van omwonenden aan GBM (het “afstandseffect”) is deels dus direct te relateren aan de route via vervluchtiging.
Er zijn verschillende methodes om blootstelling van omwonenden aan GBM te schatten. Deze appendix gaat over methodes om blootstelling van omwonenden aan GBM als gevolg van verspreiding via de lucht te schatten als functie van de afstand tot een met GBM behandeld perceel. Daarbij evalueren we de mogelijkheden om uit de schattingen iets af te leiden over de blootstelling via de atmosfeer, of meer specifiek aan GBM in dampvorm, en als functie van de afstand. Als ondersteuning van deze evaluatie beschrijft B2.2 eerst kort de belangrijkste aspecten van de route.

B2.2 Korte beschrijving van de vervluchtigingsroute

B2.2.1 Vervluchtiging

Na toepassing kunnen GBM vervluchtigen vanuit de bodem of vanaf het gewas (Van den Berg et al., 1999) en soms ook vanuit water waarin een middel tijdens of na bespuiting terecht is gekomen (FOCUS, 2008; Jacobs en Adriaanse, 2012). Deze vervluchtiging omvat naast het verdampings- of desorptieproces zélf ook het transport van een stof via bodem of plant naar de atmosfeer (Bedos et al., 2002; Galon et al., 2021). De snelheid van de vervluchtiging hangt af van de fysisch-chemische eigenschappen en de formulering van de toegepaste middelen in samenhang met eigenschappen en de toestand van bodem, water en atmosfeer (Lichiheb et al., 2016; Van den Berg et al., 2016a; Galon et al., 2021; Boonupara et al., 2023; Bedos et al., 2026). De totale sterkte van de vervluchtiging (emissievracht) wordt daarnaast ook bepaald door de dosering (toegepaste hoeveelheid stof per oppervlakte-eenheid, bijvoorbeeld in g per m^2 of in kg per hectare) van het GBM op het perceel (Felkers et al., 2022a,b).

Belangrijke eigenschappen van de stoffen zijn, naast formulering, de dampdruk, oplosbaarheid in water, en mate van hechting aan organisch materiaal (Boonupara et al., 2023; Guillaume et al., 2026). Ook persistentie en de snelheid waarmee stoffen opgenomen worden in plant of bodem spelen een belangrijke rol (Van den Berg et al., 2016a; Guillaume et al., 2026). De mate waarin deze eigenschappen de vervluchtiging beïnvloeden hangt samen met een scala aan factoren die de toestand van de bodem (bijvoorbeeld temperatuur, vochtgehalte, hoeveelheid organisch materiaal, etc.) en van de plant (bijvoorbeeld bladprofiel, dikte en eigenschappen van de waslaag van een blad, bladnat-toestand) bepalen, en van het weer (met name windsnelheid, temperatuur en luchtvochtigheid, zonnestraling en neerslag) (Galon et al., 2021; Boonupara et al., 2023; Guillaume et al., 2026).

Vervluchtiging vanaf planten is doorgaans sterker dan die vanaf bodem (FOCUS, 2008; Guillaume et al., 2026).

Laag-vluchtige stoffen verdampen in principe nauwelijks (FOCUS, 2008). Toch worden van laag-vluchtige stoffen niet per se lagere concentraties in de lucht gevonden dan van semi-vluchtige stoffen (Felkers et al., 2022a). Voor GBM kan het samenspel tussen de bovengenoemde factoren tot relatief snelle, uur-tot-uur-veranderingen van de vervluchtigingssnelheid leiden. De relatie tussen vervluchtiging en de resulterende concentratie in de lucht met dampspanning en de andere hiervoor genoemde factoren is dan ook complex en vaak niet één op één terug te zien in metingen in de buitenlucht (Felkers et al., 2022a). De vervluchtiging kan dagen tot weken aanhouden en soms een maximum bereiken enkele dagen ná toepassing van een middel (Bedos et al., 2009; Van den Berg et al., 2016a; Figueiredo et al., 2022; Bedos et al., 2026). In totaal kunnen enkele tientallen procenten (30-50 %) van een toegepast middel op deze manier "verdwijnen" (Van den Berg et al., 1999; Guillaume et al., 2026) en in extreme gevallen soms tot wel 90% (Bedos et al., 2009).

Moleculen van stoffen die in dampvorm in de lucht terechtkomen kunnen zich hechten aan, of opgenomen worden door, in de lucht aanwezige deeltjes, of zelf uitgroeien tot deeltjes. De verdeling over de dampfase en de deeltjesfase is afhankelijk van de aard van de stof en meteorologische omstandigheden (Van Pul et al., 1999; Debler et al.,

2024), in combinatie met de periode waarin stoffen worden toegepast (Degrendele et al., 2016; Guo et al., 2026). Veel semi-vluchtige componenten komen zowel in de deeltjesfase als in de dampfase voor (Bedos et al., 2002; Guo et al., 2026). De uiteindelijke verdeling over damp en deeltjes van verschillende grootte is van belang voor risicoschattingen (Brüggemann et al., 2024) en beïnvloedt de hierna besproken verwijderingsprocessen (Van Pul et al., 1999; Bedos et al., 2026). Over de korte tot zeer korte afstanden die we hier beschouwen zijn de reactie- en vormingstijden waarschijnlijk te kort en nemen we aan dat vervluchtigde stoffen in eerste instantie als damp kunnen worden beschouwd (Gilbert, 1999).

B2.2.2 Atmosferisch transport van damp, verspreiding en verwijdering

Zodra GBM via vervluchtiging in dampvorm in de atmosfeer zijn gekomen waaien ze mee met de wind. Dit leidt tot verhoogde concentraties van een middel benedenwinds van een behandeld perceel. Tijdens het transport in de lucht wordt de concentratie echter ook verlaagd door verspreiding via horizontale en verticale wervelingen in de lucht (dispersie door turbulentie). Deze verdunning leidt meestal tot een snel afnemende concentratie met toenemende afstand tot een specifieke bron (Seinfeld en Pandis, 2006). Dit afstandseffect is ook voor GBM terug te zien in metingen van concentraties in de lucht. Dat is zelfs het geval wanneer sprake is van verschillende aanvoerrichtingen (draaiende wind), waardoor mogelijk verschillende bronnen in de omgeving een rol spelen en er een grote spreiding in de meetgegevens te zien is (Figueiredo et al., 2021a). Menging in de atmosfeer kan echter beperkt zijn onder zogenoemde stabiele omstandigheden. Deze ontstaan vaak ’s nachts, bij lage windsnelheid en sterke afkoeling van de lucht vanaf het aardoppervlak. Bij stabiele omstandigheden is het afstandseffect beperkt, en kan een relatief lage vervluchtiging tot relatief hoge concentraties in de lucht leiden (Van den Berg et al., 2016a).
De concentratie van middelen in de lucht kan ook afnemen door verwijderingsprocessen tijdens transport (depletie). Stoffen kunnen via depositie en chemische omzetting of afbraak uit de atmosfeer verdwijnen. Atmosferische depositie kan plaatsvinden via neerslag (natte depositie) of zonder tussenkomst van neerslag (droge depositie) (Van Pul et al., 1999; Seinfeld en Pandis, 2006; Bedos et al., 2026). Met name zeer goed oplosbare stoffen kunnen soms vlak bij de bron ingevangen worden door neerslag en zo neerkomen door natte depositie (uitwassen). Op jaarbasis is in Nederland de kans op neerslag in een specifiek uur en op een specifieke plek echter relatief klein, tussen 5 en 10 %, en kleiner in het zomerseizoen (KNMI, 2026). Zodra een stof in aanraking komt met wolken kan die ook opgenomen worden in de zich vormende neerslagdeeltjes en na enige tijd neerslaan op het aardoppervlak (uitregenen). Beide vormen van natte depositie zijn sterk afhankelijk van de neerslagkarakteristiek (aard, intensiteit, druppelgrootte e.d.) in combinatie met fysisch-chemische eigenschappen van de stoffen. Voor stoffen in de dampfase zijn met name oplosbaarheid en dampdruk bepalend. Voor stoffen die aan deeltjes zijn gehecht is vooral ook de deeltjesgrootteverdeling bepalend voor de efficiëntie van het natte-depositieproces (Van Pul et al., 1999). Stoffen kunnen via turbulentie het aardoppervlak (bodem, water en/of vegetatie) bereiken en zich daaraan hechten, zonder tussenkomst van neerslag. Voor dampvormige verbindingen hangt deze droge depositie

sterk af van de toestand van de atmosfeer, met name de intensiteit van de turbulentie (mate van wervelingen) die de snelheid van transport in de onderste lagen van de atmosfeer bepaalt. Daardoor hangt de droge depositiesnelheid ook af van de oppervlakte-eigenschappen, vooral ruwheid, en van de stabiliteit van de atmosfeer, omdat deze de mate van turbulentie beïnvloeden (Wesely en Hicks, 2000). De afhankelijkheid van oppervlakte-eigenschappen wordt versterkt door eigenschappen die bepalen in hoeverre stoffen zich kunnen hechten aan, of opgenomen worden door, een specifiek oppervlak (gras, bos, water, kale bodem). Naast de eigenschappen van het desbetreffende oppervlak (hoeveelheid blad en bladverdeling, vochtigheid, temperatuur, etc.) zijn hiervoor ook weer de fysisch-chemische eigenschappen van een stof cruciaal (oplosbaarheid in water of vet; Van Pul et al., 1999; Boonupara et al., 2023). Voor aan deeltjes gehechte stoffen is de deeltjesgrootteverdeling cruciaal (Van Pul et al., 1999) mede in verband met het uitzakken van deeltjes onder invloed van zwaartekracht (Wesely en Hicks, 2000) en opname door vegetatie (Hicks et al., 2016).
Depositie van GBM kan leiden tot een opbouw van de concentratie in bodem, planten of water. Dit kan op zijn beurt leiden tot her-vervluchtiging (re-emissie) van stoffen zodra de concentratie in de lucht lager wordt dan de evenwichtsconcentratie het oppervlakte-medium (Jacobs en van Pul, 1996; Van Pul et al., 1999). Depositiemetingen zijn lastig uit te voeren (Bedos et al., 2026) en uitkomsten van depositieberekeningen zijn zeer onzeker (vgl. Kooi et al., 2025, 2026). Gerapporteerde depositiehoeveelheden variëren zeer sterk en laten soms een vrijwel verwaarloosbare bijdrage van droge depositie aan de totale depositie zien, soms een significante bijdrage. De meeste studies betreffen grootschalige depositie en maken geen onderscheid tussen deeltjes en damp (Bedos et al., 2026).
Voorlopig gaan we ervan uit dat (droge) depositie van damp op korte afstand van een behandeld perceel vele malen kleiner is dan die van druppels en in die zin verwaarloosbaar. Op wat grotere afstand is de bijdrage van beide atmosferische routes wellicht vergelijkbaar of in sommige, specifieke situaties zelfs groter (zie bijvoorbeeld de berekeningen van Asman et al. (2003) en Bedos et al. (2013) voor oppervlaktewater naast behandelde percelen). We gaan er hier echter van uit dat op deze wat grotere afstanden de direct aan een toepassing te relateren bijdrage van beide routes aan de indirecte blootstelling via atmosferische depositie verwaarloosbaar is geworden in de context van de huidige probleemstelling.
Tijdens transport kunnen stoffen ook afgebroken worden via chemische omzetting of fotolytische afbraak. Verschillende stoffen kennen een sterk verschillende gevoeligheid voor afbraak in de atmosfeer. De diverse mechanismen die hierbij een rol spelen maken dit verwijderingsproces ook afhankelijk van de samenstelling van de atmosfeer en de weersomstandigheden, inclusief dag-nacht ritme. Daarnaast speelt de verdeling van een stof over gasfase versus deeltjes een rol (Atkinson et al., 1999; Bedos et al., 2026). Hechting aan deeltjes kan ervoor zorgen dat de afbraak in de atmosfeer minder snel verloopt. Daardoor kunnen ze over grotere afstanden getransporteerd worden (Socorro et al., 2016) en bijdragen aan een achtergrondconcentratie (Debler et al., 2024).

B2.3 Kwantificeren van blootstelling van omwonenden aan gewasbeschermingsmiddelen

Er zijn verschillende methodes om blootstelling van omwonenden aan GBM te schatten. Aan de hand van in de wetenschappelijke literatuur verschenen methodebeschrijvingen evalueren we de mogelijkheden om uit de schattingen iets af te leiden over de blootstelling via de atmosfeer, of meer specifiek blootstelling aan GBM in dampvorm, en als functie van de afstand.

B2.3.1 Methode

Belangrijk uitgangspunt van het literatuuronderzoek was een bestaande scoping review (Teysseire et al., 2020), met een uitgebreide analyse van methodes om blootstelling van omwonenden aan GBM vast te stellen als functie van afstand tot brongebieden. Op basis van de bevindingen in die review is een beperkt aanvullend literatuuronderzoek uitgevoerd. Het aanvullende literatuuronderzoek was expliciet gericht op schatting van concentratie in de lucht door vervluchtiging van GBM, en daaropvolgende blootstelling van omwonenden, als functie van de afstand tot het perceel. Daarbij is het accent gelegd op berekeningen met deterministische modellen. Verder is gebruik gemaakt van een aantal andere, recente reviews waarin naar Teysseire et al. (2020) verwezen is, en relevante daarin geciteerde literatuur ("sneeuwbalmethode").
Het aanvullende literatuuronderzoek is uitgevoerd in PubMed (pubmed.ncbi.nlm.nih.gov), Web of Science Core Collection (WoS;webofscience.com/wos/woscc/) en SCOPUS (scopus.com).
Het gebruikte zoekalgoritme, toegepast op 4 maart 2026, was:

(pesticide OR herbicide* OR insecticide* OR fungicide*) AND (exposure AND resident*) AND ((atmospher* OR air) AND concentra*) AND (vapo* OR volatili*)*

In tegenstelling tot het in Teysseire et al. (2020) gebruikte algoritme worden hiermee studies geïdentificeerd die naar verwachting expliciet aandacht besteden aan blootstelling van omwonenden via de vervluchtigingsroute. Gevonden records (65 in totaal) werden geïmporteerd in Endnote.
Na verwijderen van dubbele records uit de verschillende databases en één Russischtalig artikel bleven 41 unieke records over. Deze artikelen zijn vervolgens verder gescreend op inhoudelijke relevantie aan de hand van de titel en het abstract. In totaal 22 artikelen werden na screening uitgesloten. In 11 gevallen was de reden dat de focus uitsluitend of vrijwel helemaal op concentraties en emissies binnenshuis lag. Een andere reden was een focus op stoffen die niet in een agrarische setting voor gewasbescherming worden toegepast, zoals verfproducten of PCB's. Het ontbreken van een agrarische component of was ook de reden voor 10 andere uitsluitingen. Denk daarbij aan emissies vanaf vuilnisbelten of uit fabrieksschoorstenen. Ten slotte viel nog 1 artikel af omdat dit in feite over transport via bodemdeeltjes ging.
De snelle screening leverde nog twee extra, mogelijk relevante artikelen op die niet waren gevonden op basis van het zoekalgoritme.
Binnen de overblijvende set van 21 artikelen is gezocht naar beschrijvingen die expliciet een relatie lijken te leggen met afstand tot

een behandeld perceel of met een bufferstrook. Dit is gedaan via de toevoeging "AND (distanc* OR proxim* OR buffer)" aan het zoekalgoritme. Deze set bevatte 9 artikelen. In één geval ging het om een beschrijving en evaluatie van het EFSA-reviewproces met betrekking tot de risicobeoordeling van Tri-allate. Hierin werd het ontbreken van gegevens over blootstelling van omwonenden als een punt van zorg genoemd, maar het artikel ging niet in op een relevante schattingsmethode voor blootstelling via de lucht. Ten slotte bleek een relevant stuk uit een proefschrift ook als wetenschappelijk artikel in een tijdschrift te zijn verschenen. Dit werd als een overlappend record beschouwd. Van de 7 overblijvende referenties bleken er uiteindelijk 4 daadwerkelijk een aanvulling op Teysseire et al. (2020).

B2.3.2 Resultaten

B2.3.2.1 Algemeen

Het aantal studies naar blootstelling van omwonenden aan GBM en de mogelijke gevolgen daarvan is met name in de afgelopen 10 à 15 jaar sterk toegenomen (Teysseire et al., 2020). Ondanks deze toegenomen belangstelling voor het onderwerp is er relatief weinig bekend over blootstelling van omwonenden aan middelen in de dampvorm. In de eerste plaats is het aantal studies naar blootstelling via de lucht al relatief beperkt (Boonupara et al., 2023) en is daarbinnen traditioneel meer aandacht besteed aan druppeldrift (Van Dijk et al., 1999). Verder is op grond van de meeste tot nu toe gebruikte methodes op zichzelf geen onderscheid te maken tussen de verschillende atmosferische routes (via druppeldrift, damp of stofdeeltjes). Een uitgebreide en uitgekiende onderzoeksopzet met een combinatie van methodes is nodig om dat wel te kunnen doen (Dereumeaux et al., 2020). Al met al wordt in een relatief beperkt deel van de studies naar blootstelling van omwonenden expliciet aandacht besteed aan blootstelling aan GBM in dampvorm.

Kwantificering van de blootstelling van omwonenden aan GBM kan op veel manieren gebeuren (Chang et al., 2014; Teysseire et al., 2020). De gekozen methode is sterk afhankelijk van het doel van een studie. Teysseire et al. (2020) stelden vast dat verreweg de meeste blootstellingsschattingen plaatsvinden in de context van epidemiologische studies. Deze studies onderzoeken een mogelijk verband met één of meer gezondheidseffecten, maar geven over het algemeen geen of weinig specifieke, kwantitatieve informatie over specifieke bijdrages van bronnen en routes. Wel is het -afhankelijk van de methode om blootstelling te kwantificeren- mogelijk om "afstand" als factor in de analyses te betrekken, zij het vrij grof. Van de studies die een verband tussen blootstelling en effecten rapporteerden (70) vond ongeveer 7 % een significante associatie met afstand tot 100 m, bijna 24 % tot 500 m, 14 % tot 1000 m en 4 % op nog grotere afstanden. In 50 % van de gevallen was afstand niet als parameter beschikbaar.

B2.3.2.2 Metingen

In een minderheid van de door Teysseire et al. (2020) gevonden studies waren blootstellingsschattingen gebaseerd op metingen. Hiertoe behoren ook studies op basis van biomonitoring, zoals een analyse van concentraties van stoffen of hun afbraakproducten in urine (bijv. Oerlemans et al., 2021), haar of bloed (bijv. Çelik et al., 2021). Biomonitoring wordt vaak toegepast en soms als een gouden standaard

in kwantificering van blootstelling beschouwd (Chang et al., 2014). Met biomonitoring wordt echter het totaal van alle routes in kaart gebracht en dus kunnen bijdrages van verschillende blootstellingsroutes niet worden onderscheiden. Wel is het soms mogelijk om een relatie te leggen met afstand tot de bron (of nabijheid van potentiële bronnen) (Teysseire et al., 2020), maar deze informatie is waarschijnlijk te grof in de context van evaluatie van spuitzonering op korte afstanden.
Een ander deel van de op metingen gebaseerde studies betrof omgevingsmetingen. Voor de bepaling van blootstelling van omwonenden vallen hieronder met name metingen van het gehalte aan GBM in huisstof en op oppervlakken in of rond het huis. Verder wordt soms ook de concentratie in de buitenlucht en in de lucht binnenshuis bepaald (Teysseire et al., 2020). Met name, gelijktijdig uitgevoerde metingen in de lucht, op verschillende afstanden van een behandeld perceel, kunnen inzicht verschaffen in het afstandseffect (Gibbs et al., 2017; Figueiredo et al., 2021a). Of de afzonderlijke bijdrages van de verschillende atmosferische routes uiteindelijk te onderscheiden zijn hangt af van het meetprotocol (Figueiredo et al., 2021b), met name van de timing van het begin van de meting in relatie tot toepassing en weersomstandigheden, middelingsperiode en aanvullende metingen zoals metingen aan depositie van druppeldrift (Brüggemann et al., 2024).

B2.3.2.3 GIS-nabijheidsmodellen

Uit de analyse van Teysseire et al. (2020) komt naar voren dat blootstellingsschattingen in het grootste deel van de studies tot nu toe zijn afgeleid uit geografische analyses (GIS, aardobservatie), soms in combinatie met zelfrapportages door omwonenden over blootstelling. Zulke analyses gebruiken een zoekgebied rond een doel (receptor) en bepalen daarbinnen meestal in hoeverre er sprake is van potentieel gebruik van middelen. Soms wordt ook de afstand tot potentiële bronnen bepaald. Naast het feit dat op deze manier geen onderscheid gemaakt worden tussen verschillende blootstellingsroutes rijst de vraag in hoeverre potentiële blootstelling een goede maat is voor actuele blootstelling. Met name met nabijheidsmodellen is het wel mogelijk een relatie te leggen tussen (potentiële) blootstelling en afstand, maar deze informatie lijkt voorlopig te grof voor analyses op de schaal van enkele meters tot decameters, zoals in deze verkenning gewenst is. De zoekradius varieert in de door Teysseire et al. (2020) bekeken studies van 0 tot 8 km rond een potentiële receptor, met in iets meer dan de helft van de gevallen 500 m of minder.
Ondanks de snelle ontwikkelingen van de geografische methodes (El Afandi & Ifran, 2024) blijft de indruk bestaan dat de daaruit voortkomende blootstellingsschattingen te grof zijn voor kwantificering van een afstandseffect op de schaal die nodig is voor evaluatie van de effectiviteit van spuitzonering. Zelfs een ruimtelijke resolutie in de orde van enkele tientallen meters (Wan, 2015) voldoet niet in dit opzicht. Bovendien gaan zulke methodes impliciet uit van een blootstelling met gelijke bijdrages uit alle windrichtingen. Constanzini et al. (2018) lieten zien dat dit kan leiden tot een sterke onderschatting van de blootstelling. Deze onderzoekers pasten een vereenvoudigde versie van het Amerikaanse verspreidingsmodel AERMOD toe en dreven dit aan met gedetailleerde, op GIS gebaseerde gegevens over de ligging van bronnen en receptoren. Verder gebruikten ze realistische, op metingen

gebaseerde meteorologische gegevens. Daardoor hielden ze niet alleen rekening met variaties in windrichting, maar ook met mogelijk daaraan gekoppelde effecten van andere meteorologische factoren. Ze vergeleken de uitkomsten van dit verspreidingsmodel met een meer klassiek op GIS gebaseerd nabijheidsmodel. Het verspreidingsmodel leverde een duidelijk ruimtelijk patroon in mogelijke blootstellingsbijdrages op. Het aantal blootgestelde omwonenden was duidelijk hoger volgens berekeningen met het verspreidingsmodel: 54 %, tegen 4 % volgens berekeningen met het GIS-nabijheidsmodel.

B2.3.2.4 Deterministische modellen voor risicobeoordeling

Een beperkt aantal blootstellingsschattingen in het kader van risicobeoordeling is beschreven. Een meerderheid van deze studies gebruikte hiervoor een of meerdere modellen. Modellen waren meestal deterministisch van aard (bijv. Figueiredo et al., 2022), of een op deterministische modellen gebaseerd meta-model (bijv. Kennedy et al., 2012). Soms waren de modellen gericht op een specifiek onderdeel van de blootstelling, zoals drift (Butler Ellis & Miller, 2010) of damp (Van den Berg et al., 2016a). In andere studies werd een keten van modellen beschreven (Butler Ellis et al., 2017; Figueiredo et al., 2022).
De meeste in ieder geval deels deterministische modellen en modellenketens die ontwikkeld zijn voor risicobeoordeling waren direct of indirect gelinkt aan de Europese BROWSE studie (Teysseire et al., 2020). In BROWSE is een keten van modellen ontwikkeld om blootstelling via druppeldrift en damp te berekenen (Butler Ellis et al., 2017). In het Nederlandse OBO-1 project is daaraan nog een module toegevoegd om de overdracht van buitenlucht naar binnenlucht te berekenen en is het BREAM spray-drift model (Butler Ellis, 2010) vervangen door het IDEFICS-model (Figueiredo et al., 2022). Daarbij werd IDEFICS offline gekoppeld aan het verspreidingsmodel voor damp (OPS-ST), onder de aanname dat de driftdruppels benedenwinds, op 5 m van de perceelrand, in overgrote meerderheid zo klein zijn geworden, dat ze zich qua verspreiding gedragen als een gas (OBO, 2019). Zulke modellenketens berekenen concentraties in de lucht, die vervolgens omgerekend moeten worden naar interne blootstelling (dosis). De ketens bieden de mogelijkheid om bijdrages van verschillende atmosferische afzonderlijk te berekenen en kunnen tot op zeer korte afstand van een perceel berekeningen aan verspreiding van damp uitvoeren (Van den Berg et al., 2016a; Figueiredo et al., 2022). Ook de bijdrage van de meer indirecte atmosferische route via depositie van middelen in druppel- en dampvorm kan op grond van de resultaten desgewenst berekend worden, zij het met een grote onzekerheid. Bovendien is de vraag hoe zinvol dat zou zijn voor blootstellingsschattingen (zie B2.2).
Tegenover de hiervoor geschetste mogelijkheden staan ook nadelen. Afgezien van de mogelijk grote onzekerheid bij berekeningen aan sommige stoffen zijn veel gegevens nodig voor de aansturing van dergelijke modellenketens. Voor gebruik van de OBO1 keten was bovendien relatief veel specialistische kennis nodig (OBO, 2019), maar dit is waarschijnlijk op te lossen via automatisering en directe (online) koppeling van de modellen in de keten.

B2.3.2.5 Blootstelling in de gebouwde omgeving.

Bij evaluatie van het effect van een bufferzone op blootstelling van omwonenden aan GBM in de context van een inrichtingsopgave is per definitie sprake van een mogelijk effect van gebouwen op luchtstroming en dus op dispersie- en concentratiepatronen (Oke et al., 2017), met bijbehorende, zeer onzekere effecten op blootstelling aan GBM in dampvorm. Dit aspect komt niet terug in de door Teysseire at al. (2020) uitgevoerde review of in andere reviews. In andere wetenschappelijke artikelen over blootstelling van omwonenden wordt hier hoogstens zijdelings op ingegaan, in termen van een factor die mogelijk bijdraagt aan onzekerheid van de modelberekeningen (bijv. Figueiredo et al., 2022). Verder merken Bedos et al. (2026) meer in het algemeen op dat weinig tot niets bekend is over het effect van dit soort landschapskenmerken op blootstelling aan GBM. We komen hierop terug in B2.4.

B2.3.2.6 Evaluatie

De in de literatuur beschreven blootstellingsschattingen zijn in meerderheid gebaseerd op technieken die op zichzelf geen onderscheid mogelijk maken tussen de bijdrage van verschillende routes aan de totale blootstelling van omwonenden aan GBM. Het betreft hier met name zowel biomonitoring als de huidige op GIS gebaseerde technieken. GIS (en aardobservatie) technieken zijn vaak statistisch van aard en ongevoelig voor windrichting en andere relevante meteorologische effecten. In zoverre ze in staat zijn om een relatie tussen afstand tot een behandeld perceel en de blootstelling te leggen is deze relatie in de huidige context waarschijnlijk te grof voor evaluatie van de effectiviteit van een spuitzonering, dan wel het afstandseffect op zeer korte afstand van de bron (minder dan 50 m).

Een uitgekiende set van metingen rondom verblijfplekken van omwonenden maakt – eventueel in combinatie met de eerdergenoemde technieken of met deterministische modellen – analyse van blootstelling aan damp (en deeltjes) als functie van afstand tot een behandeld perceel wellicht mogelijk. Bij een inrichtingsopgave waarbij toekomstige verblijfplaatsen voor omwonenden gepland worden zijn locatie-specifieke metingen echter per definitie onmogelijk.

Al met al achten we het gebruik van deterministische modellen een kansrijke optie voor de bepaling van blootstelling aan damp (en deeltjes) van GBM en het bijbehorende effect van afstand op deze blootstelling (zie B2.4). Zulke modellen zijn al toegepast en soms ook geëvalueerd in de context van risicoanalyses en -schatting. Aandachtspunt bij gebruik van deze modellen om te komen tot een realistische, locatie-specifieke schatting van blootstelling aan damp en het afstandseffect is het effect dat gebouwen kunnen hebben op luchtstroming en daarmee op concentratiepatronen. Dit effect is onzeker en in welke mate het de onzekerheid in blootstellingsschattingen met deterministische modellen beïnvloedt is onbekend.

Voor de volledigheid gaan we ook nog in op de huidige methode voor het vaststellen van concentraties van GBM in dampvorm voor risicobeoordeling. In de huidige EFSA *guidance* (EFSA, 2022) is de schatting van de concentratie ruw uitgewerkt in vergelijking met die van drift, althans in Tier 1. Voor alle semi-vluchtige verbindingen (met een dampdruk tussen 5 en 10 mPa, bij 20 of 25 °C) wordt voor blootstellingsberekeningen een vaste, 24-h gemiddelde concentratie in

de lucht voorgeschreven van 15 µg/m^3. Voor laag-vluchtige verbindingen (met een dampdruk lager dan 5 mPa) is dat 1 µg/m^3. Als alternatief is het gebruik van de verzadigingsdampspanning als schatting van de concentratie mogelijk; voor hoog-vluchtige stoffen (dampdruk groter dan 10 mPa) moet sowieso de verzadigingsdampspanning gebruikt worden (EFSA (2022) geeft daarbij ook aan hoe dampdruk in verzadigingsdampspanning omgerekend moet worden). Bij twijfels over de methode mag een zogenoemde ad-hoc methode worden toegepast, bijvoorbeeld een door wetenschappelijk onderzoek erkend model. EFSA merkt ook op, dat schattingen van blootstelling aan damp gebaat zouden zijn bij extra meetgegevens en modelberekeningen (EFSA, 2022).
Het huidige voorschrift wordt door EFSA (2022) consistent geacht met een worst-case scenario. Montforts et al. (2019) kwamen tot de conclusie dat de in OBO-1 gemeten concentraties inderdaad in alle gevallen veel lager waren dan EFSA-waardes.
Werken met een vaste concentratie biedt uiteraard geen mogelijkheid om een afstandseffect te bepalen. Afgezien daarvan zijn er sterke aanwijzingen dat de gebruikte criteria voor dampdruk een twijfelachtige wetenschappelijke onderbouwing hebben (FOCUS, 2008). Volgens Felkers et al. (2022a,b) is de relatie tussen dampspanning en concentratie in de lucht in de praktijk dan ook zeer zwak, mede door de vele interacties die een rol spelen in de opbouw van de concentratie (zie ook B2.2). Verder laten deze auteurs zien dat rekening gehouden zou moeten worden met de hoeveelheid toegediende stof (dosering); EFSA (2022) doet dat niet. Ook het feit dat geen rekening gehouden wordt met de karakteristieken van de toediening benoemen ze als een zwakte. Voorbeelden van zulke karakteristieken zijn injectie in de grond versus bespuiting op een oppervlak, of toediening bij een gewas dat vol in blad staat versus bespuiting bij een net opkomend gewas.

B2.4 Modelleren van blootstelling aan damp voor risicobeoordeling bij bufferzones

B2.4.1 Algemeen

De in B2.2 beschreven componenten van blootstelling aan GBM in dampvorm laten zien dat een modelmatige inschatting van de blootstelling voor risicobeoordeling impliciet of expliciet twee hoofdcomponenten omvat:

1. Een beschrijving van de emissie door vervluchtiging (hierna kortweg: "vervluchtiging")
2. Een beschrijving van verspreiding in, en verwijdering uit de atmosfeer (hierna kortweg: "atmosferische verspreiding")

Dit moet leiden tot een schatting van de concentratie in de lucht op een voor de risicobeoordeling gewenste, dan wel voorgeschreven, positie (Gilbert, 1999; Butler Ellis et al., 2017).
De eisen die aan deze modelcomponenten gesteld worden hangen nauw samen met de context van de studie. Hierbij is met name de ruimtelijke schaal (afstand) waarop de berekeningen plaatsvinden belangrijk (Van Jaarsveld en Van Pul, 1999; FOCUS, 2008). Deze ruimtelijke schaal hangt direct samen met de tijdschaal (Van Jaarsveld en Van Pul, 1999; Seinfeld en Pandis, 2006).

Voor beoordeling van de effectiviteit van bufferzones om blootstelling aan damp te reduceren is een evaluatie op korte tot zeer korte afstand van de bron nodig, soms een afstand tot op enkele tientallen meters benedenwinds van de rand van een behandeld perceel. Dit valt duidelijk binnen de categorie korte-afstands-transport (Van Jaarsveld en Van Pul, 1999; FOCUS 2008).

B2.4.2 Vervluchtiging

Een realistische schatting van de concentratie in de lucht en dus de blootstelling aan damp berust in de eerste plaats op een realistische schatting van de bronsterkte (Van den Berg et al., 2016a): hoeveel van de toegepaste stof komt via vervluchtiging terecht in de atmosfeer? Zoals besproken in B2.2 hangt deze bronsterkte sterk af van stofeigenschappen in relatie tot eigenschappen van het substraat (plant, bodem, water) waaruit de stoffen vervluchtigen (Van den Berg et al., 1999; Boonupara et al., 2023) en het weer (Bedos et al., 2009; Van den Berg et al., 2016a).
Omdat de modeluitkomsten erg gevoelig zijn voor de fysisch-chemische eigenschappen van de stoffen (Taylor et al., 2020; Ghosh et al., 2023) zal de onzekerheid van de modeluitkomsten ook sterk afhangen van de onzekerheid in de ingevoerde stofeigenschappen (Figueiredo et al., 2022). Daarbij zorgt de relatie met weersomstandigheden en atmosferische verspreiding (Bedos et al., 2009; Van den Berg et al., 2016a,b), vaak voor sterke, soms schijnbaar onverklaarbare variaties in concentraties (Figueiredo et al., 2021a; Felkers et al., 2022a). We merken daarbij op, dat voor een risicobeoordeling ook gewerkt kan worden met worst-case scenario’s, waarbij de bronsterkte opzettelijk enigszins te hoog wordt ingeschat (Van den Berg et al., 2016a; Butler Ellis et al., 2023); dit kan ook een manier zijn om met onzekerheden om te gaan.
Sommige criteria voor risicobeoordeling zijn gebaseerd op relatief snelle variaties van de concentratie in de lucht. Een vervluchtigingsmodel moet de bovengenoemde processen dus kunnen beschrijven op korte tijdschaal, in de orde van een uur, om ook niet-lineaire effecten op daggemiddelde concentraties goed te kunnen inschatten.

B2.4.2.1 Voorbeelden van vervluchtigingsmodellen

In Nederland is het PEARL model ontwikkeld door Wageningen UR en RIVM (Van den Berg et al., 2016b). Dit model beschrijft onder andere vervluchtiging vanaf begroeide landoppervlakken. Het behoort tot een set van internationaal erkende “lotgevallen”-modellen die in Nederland en op EU-niveau gebruikt worden in registratieprocedures voor GBM (Pesticidemodels, 2026). PEARL is ook gebruikt als onderdeel van de BROWSE modellenketen (Butler Ellis et al., 2017, 2023) en van de OBO-1 modellenketen (Figueiredo et al., 2022).
Andere in de wetenschappelijke literatuur beschreven mechanistische vervluchtigingsmodellen, deels of helemaal in het buitenland ontwikkeld, zijn Volt’air (Bedos et al., 2009; Garcia et al., 2014) en PELMO (Ferrari et al., 2005), die vervluchtiging vanaf kale bodem beschrijven, en PEM (Scholtz et al., 2002), SURFATM (Lichiheb et al., 2016) en PloVo (Taylor et al., 2020) voor vervluchtiging vanaf begroeide percelen.

B2.4.3 Atmosferische verspreiding

B2.4.3.1 Uitgangspunten

Het feit dat afstandsschaal en tijdschaal bij atmosferische transport gekoppeld zijn (Seinfeld & Pandis, 2006) heeft implicaties voor de keuze van, of eisen aan, de te beschrijven atmosferische processen in het kader van de risicobeoordeling. Bij afstanden tot 100 meter van de bron hoort een tijdschaal van seconden tot een minuut (Gilbert, 1999). Dit is als volgt gemakkelijk na te gaan.
Een lage gemiddelde windsnelheid in het binnenland van Nederland is 1 m/s (1 Bft; KNMI, 2006). Bij deze windsnelheid heeft een luchtdeeltje (waaronder GBM in de dampfase) slechts 50 seconden nodig om een afstand van 50 m te overbruggen. Dit heeft met name gevolgen voor de modellering van verwijderingsprocessen (zie B2.2). Deze processen zijn namelijk relatief langzaam. Dat betekent dat ze pas over grotere afstanden van de bron een merkbaar effect op de concentratie zullen hebben (Van Jaarsveld en Van Pul, 1999; Van Pul et al., 1999). Dit wordt ondersteund door recente modelstudies naar verspreiding van ammoniak, dat een relatief snel deponerend gas is (Kooi et al.; 2025; Sterk et al., 2025). Voor risicoschattingen op de korte afstand, gebaseerd op atmosferische concentratie, is droge depositie dan ook van ondergeschikt belang voor GBM in de dampvorm (Gilbert, 1999). Dit staat in schril contrast met druppeldrift, waar depositie van druppels onder invloed van zwaartekracht een merkbaar effect heeft op de concentratie bij toenemende afstand vanaf een perceel (OBO 2019). Zoals beargumenteerd in B2.2 gaat we er voorlopig van uit, dat alleen (droge) depositie van druppels tijdens toepassing relevant is voor blootstellingsschattingen in het kader van risicobeoordeling. Verwacht wordt, dat op korte afstand van de bron de droge depositie van damp normaal gesproken veel kleiner is dan de depositie van druppels die verwaaien tijdens toepassing, maar de verhoudingen zijn sterk afhankelijk van de stofeigenschappen in combinatie met de oppervlakte-eigenschappen (bijv. water versus gras; vgl. Asman et al., 2003; Bedos et al., 2013). Voortdurende droge depositie kan op langere termijn wel tot ophoping in oppervlakte-media leiden en uiteindelijk resulteren in re-emissie (van Pul et al., 1999). Voor depositie van damp is daarbij vooral de achtergrondconcentratie sturend.

Ook *natte depositie* heeft op korte afstand naar verwachting geen groot effect op de concentratie in de lucht. Doorgaans levert het uitregenproces (via neerslagvorming in wolken) de grootste bijdrage aan de verwijdering, maar dit proces wordt pas op grotere afstand van de bron relevant (Sauter et al., 2025). Omdat op een gegeven positie in Nederland gemiddeld maar in 5-10 % van de uren neerslag optreedt (KNMI, 2026) is de bijdrage aan verwijdering door het uitwasproces (zie B2.2) ook voor goed oplosbare stoffen naar verwachting klein. Ondanks het feit dat er aanwijzingen zijn voor een mogelijke onderschatting van de bijdrage van het uitwasproces aan depletie (Yao et al., 2024) gaan we ervan uit dat natte depositie van GBM in de dampfase niet tot in grote mate van detail beschreven hoeft te worden voor een evaluatie van de effectiviteit van een bufferzone op korte afstand van de bron. Merk ook op, dat een zeer efficiënt uitwasproces niet tot een afstandseffect op concentratie zou leiden op de schaal waar we het hier over hebben. In het extreme geval zou alle in de atmosfeer aanwezige

massa van een stof tussen bron en receptor deponeren, waarbij de concentratie dus abrupt daalt en niet geleidelijk over de afstand.
Verwijdering via *chemische processen* (inclusief fotolytische afbraak) vergt tijd. De halfwaardetijd van een reactie (tijd die nodig is om de concentratie (massa van de stof) tot de helft van de oorspronkelijke waarde te reduceren) is voor de meeste GBM in dampvorm typisch in de orde van 1 uur of langer (Atkinson et al., 1999; Bedos et al., 2026). Dit betekent dat na 1 minuut het overgrote deel van de uitgestoten massa nog aanwezig zou zijn. Verwijdering door chemische processen is dus nauwelijks van belang voor risicoschatting op de korte afstand en kan verwaarloosd worden (Gilbert, 1999).
We gaan ervan uit dat overgang van de dampfase naar de deeltjesfase met een vergelijkbare snelheid verloopt als chemische afbraakprocessen. Dit betekent dat aangenomen mag worden dat een vervluchtigde stof na ~1 minuut nog in de dampfase verkeert en zich gedraagt als een gas (Gilbert, 1999).
De belangrijkste component van de modellering van het aan atmosferische verspreiding van damp gekoppeld afstandseffect over korte afstanden is dus een beschrijving van atmosferisch transport en de bijbehorende dispersie zelf. Hiervoor zijn legio modellen beschikbaar. In de huidige context zijn de volgende overwegingen leidend om te komen tot een advies over een te gebruiken model voor atmosferische verspreiding van GBM in dampvorm op korte afstand van de bron:

- Bij een risicobeoordeling moeten eventueel verhoogde concentraties van middelen in de lucht geschat kunnen worden op de voor de beoordeling relevante posities en afstanden. Deze concentraties in de lucht zijn het uitgangspunt om tot een verder analyse van de interne blootstelling te komen (Gilbert, 1999; Butler Ellis et al., 2017), inclusief vergelijking met bijdragen van andere blootstellingsroutes.
- Omdat de default spuitzonering in Nederland momenteel 50 m bedraagt is een zinvolle evaluatie van een risico bij afwijkende (kleinere) afstanden alleen mogelijk wanneer het ruimtelijk oplossend vermogen van de schatting minimaal 5 à 10 m is, liefst nog beter.
- Een realistische schatting van de concentratie in de lucht hangt nauw samen met de schatting van de bronsterkte (Van den Berg et al., 2016a): hoeveel van de toegepaste stof komt via vervluchtiging terecht in de atmosfeer onder gegeven weersomstandigheden? Het atmosferische model en het vervluchtigingsmodel moeten dus goed op elkaar af te stemmen zijn. Vanwege sterke, niet-lineaire effecten van de weersomstandigheden op zowel vervluchtiging als atmosferische verspreiding (Van den Berg et al., 2016a) is met name koppeling van de weersgegevens nodig.
- Wegens de niet-lineaire koppelingen tussen de processen en de vele denkbare combinaties van omstandigheden moeten langere weerreeksen doorgerekend kunnen worden om representativiteit te waarborgen. Modellen moeten die binnen een redelijke tijd kunnen doorrekenen.
- Voor gebruik in de alledaagse praktijk moet niet te veel specialistische kennis nodig zijn.

B2.4.3.2 Modelleren van atmosferische verspreiding

Er bestaat een scala aan atmosferische verspreidingsmodellen (zie bijv. Holmes & Morawska, 2006; El-Harbawi, 2013; Johnson, 2022; Snoun et al., 2023; SPRINT, 2026). Zulke modellen zijn ontwikkeld voor de beschrijving van atmosferische concentratie en depositie van verontreinigingen in deeltjes- of dampvorm (De Leeuw et al., 2000), waaronder GBM (SPRINT, 2026). Maar niet alle modellen zijn geschikt voor berekeningen waarbij een hoge resolutie in ruimte en tijd nodig is. Daarbij komt, dat het gebruik van deze modellen niet altijd even eenvoudig is en soms specialistische kennis vereist. Om tot een keuze te komen kijken we in eerste instantie vooral naar het modeltype.

Over het algemeen worden drie families van atmosferische verspreidingsmodellen onderscheiden, met de nodige overlappingen dan wel hybride vormen (o.a. Seinfeld en Pandis, 2006; Leelössy et al., 2014; Snoun et al., 2023):

1) Gaussische pluimmodellen
2) Euleriaanse modellen
3) Lagrangiaanse modellen

Soms worden ook stromingsmodellen (Computational Fluid Dynamics modellen; CFD) genoemd. Dit zijn leden van de Euleriaanse familie, waarvan ook weer verschillende vormen bestaan. In de context van de huidige studie gaan we hier ook kort op in (onder "Euleriaanse modellen").

B2.4.3.2.1 Gaussische pluimmodellen

Gaussische pluimmodellen zijn in feite een wiskundige, analytische oplossing van de natuurkundige principes waarop ook Euleriaanse en Lagrangiaanse modellen zijn gebaseerd, verkregen onder enkele vereenvoudigende aannames (Seinfeld en Pandis, 2006). Ze leveren concentratieberekeningen in 3 dimensies (x, y en z), waarbij een hoge mate van ruimtelijk detail mogelijk is. Met speciale voorzieningen (zoals koppeling van de berekeningen aan landgebruikskaarten) zijn ruimtelijk expliciete berekeningen van depositie mogelijk, zij het met een aanzienlijke onzekerheid (Kooi et al., 2026). Modelresultaten voor concentratie worden over het algemeen bevestigd door metingen (Hanna et al., 1982). Gaussische pluimmodellen vergen een relatief korte rekentijd en worden sinds lang en tot op vandaag vaak gebruikt bij vergunningverlening of screening van luchtkwaliteit en andere beleidskwesties, (Hanna et al., 1982; Snoun et al., 2023), ook in Nederland (Informatiepunt Leefomgeving, 2026).
Toepassing van Gaussische pluimmodellen vereist in principe homogeniteit (meteorologische omstandigheden mogen ruimtelijk niet te veel verschillen) en stationariteit (meteorologische omstandigheden mogen binnen het rekeninterval niet te sterk variëren). Dit geldt vooral voor de windsnelheid en -richting. Verder gaan deze modellen uit van een vaste bronsterkte (emissie) tijdens het rekeninterval, in ons geval ~een uur. Doorgaans wordt aan de voorwaarde van homogene en stationaire meteorologische omstandigheden redelijk voldaan voor tijdsintervallen tot een uur, soms tot enkele uren. Een windsnelheid van 5 m/s, een typisch gemiddelde in Nederlandse kustgebieden en op 10 m hoogte (KNMI, 2026) betekent een reisafstand van 18 km in één uur. Het afstandsbereik van Gaussische pluimmodellen is dus in principe

enkele tientallen tot maximaal ordegrootte honderd km. Door het verloop van het weer van uur tot uur te gebruiken en voor elk uur een nieuwe berekening uit te voeren met een Gaussisch pluimmodel kunnen ook voor langere periodes berekeningen worden uitgevoerd (zoals in Van den Berg et al., 2016a). Deze zogenoemde "uur-voor-uur" aanpak vergroot uiteraard de rekentijd.
Beperkingen van oorspronkelijke Gaussische Pluim Modellen zijn onder andere (Holmes en Morawska, 2006; Leelössy et al., 2014; Snoun et al., 2023): het ontbreken of een slechts zeer eenvoudige behandeling van chemische omzetting, een versimpelde beschrijving van turbulentie, met name in verticale richting, en beperkte nauwkeurigheid bij lage windsnelheid of erg dicht in de buurt van de bron. Sommige Gaussische modellen zijn aangepast om zulke tekortkomingen in ieder geval deels op te heffen (Holmes en Morawska, 2006; Leelössy et al., 2014). Dit heeft geleid tot een klasse van "geavanceerde Gaussische modellen" (Holmes en Morawska, 2006), waartoe ook het door RIVM ontwikkelde OPS-ST behoort (Van Pul et al., 2008; Theobald et al., 2012). Voor deze verkenning belangrijke aanpassingen in OPS-ST en andere geavanceerde Gaussische Pluim modellen zijn onder andere, dat rekening gehouden wordt met de dynamica van de menglaag (atmosferische grenslaag), met wind- en temperatuurprofielen in de buurt van het oppervlak, en dat gerekend wordt met (wiskundig) continue stabiliteitsfuncties, die nodig zijn om turbulentie te beschrijven (Stull, 1988). Ten opzichte van een standaard Gaussisch Pluim model leidt dit tot een sterke verbetering van de berekende concentratievelden, vooral in convectieve (onstabiele) omstandigheden (Theobald et al., 2012), waarbij turbulentie via het aardoppervlak gegenereerd wordt en sterke verticale bewegingen ontstaan (Stull, 1988).

B2.4.3.2.2 Euleriaanse modellen

De Euleriaanse aanpak beschrijft atmosferische verspreiding vanuit het perspectief van een waarnemer die een (deel van een) domein vanuit een vaste positie "bekijkt". Vergelijk dit met een thermometer op een weerstation, waarmee de temperatuur van langsstromende lucht wordt bepaald. Dispersiemodellen op basis van het Euleriaanse concept gebruiken een rooster (grid) van één of meer elementen (gridcel) waarin het domein wordt opgedeeld, zowel in horizontale als verticale richting (Johnson, 2022).
Van elk element in het rooster wordt een massabalans opgesteld op basis van emissies, aan- en afvoer door wind, een beschrijving van (foto)chemische omzettingen en depositie. Het ruimtelijk oplossend vermogen wordt bepaald door de gekozen grootte van de elementen. Kleinere elementen betekenen meer detail in de ruimte, maar een snel oplopende rekentijd.
Euleriaanse modellen worden momenteel veelvuldig toegepast bij luchtkwaliteitsberekeningen, in de vorm van een "Chemical Transport Model" (CTM) (zie bijvoorbeeld https://atmosphere.copernicus.eu; Marécal et al., 2015), maar zulke modellen worden voorlopig ongeschikt geacht voor berekeningen aan verspreiding vanuit een enkele bron en over de korte afstanden die relevant zijn bij evaluatie van spuitzonering. Dat komt omdat concentraties binnen een volume-element van het rooster per definitie uniform zijn. Dit betekent dat een gedetailleerd ruimtelijk beeld van concentratie rond individuele bronnen niet berekend

kan worden met een CTM, omdat de geëmitteerde massa meteen over de hele cel wordt verdeeld. Mogelijkheden om in te zoomen zijn in ontwikkeling (bijv. Hood et al., 2018) maar ook berekeningen aan één specifieke bron, in één enkele cel, vereisen dat het hele CTM gebruikt wordt. Dit leidt tot lange rekentijden. Om praktische redenen is deze optie nog niet haalbaar in de huidige context.
CFD-modellen zijn in feite een speciale categorie van Euleriaanse modellen, met een veel groter oplossend vermogen tot op centimeters, afhankelijk van het CFD modeltype. Voor CFD-modellen bestaat een breed scala aan toepassingen, afhankelijk van het type CFD-model, en ze zijn al sinds lange tijd in gebruik (Chowdhury, 2024), onder andere voor stromingsberekeningen in de gebouwde omgeving (Blocken, 2015). Vanwege de complexiteit van de modellen gaan we hier niet verder in op de verschillen tussen CFD modeltypes, maar in de huidige context lichten we er een belangrijk modeltype uit.
De zogenoemde Large Eddy Simulation (LES) modellen lossen bewegingen van, en transport door, relatief grote turbulente wervels ("eddies") op de schaal van de modelresolutie en groter expliciet op; kleinere wervels worden geparametriseerd (Stull, 1988). Deze modellen worden sinds enkele decennia toegepast in het veld van atmosferische studies, voor studies van turbulentie en dispersie in de onderste laag van de atmosfeer. Ze zijn van oudsher onder andere gebruikt om parametrisaties voor de beschrijving van turbulentie in eenvoudiger modellen af te leiden (Moeng, 1984; Holtslag & Moeng, 1991). Inmiddels worden ze veelvuldig toegepast voor verspreidingsberekeningen. Hun oplossend vermogen is voldoende om verspreiding vanuit puntbronnen te kunnen berekenen (bijv. Ražnjević et al., 2022). Ze kunnen ook worden toegepast voor verspreidingsberekeningen in een complexe omgeving (bijv. Geers et al., 2025) en in de huidige context kunnen ze nuttig zijn voor het bestuderen van stroming en verspreiding van dampen en deeltjes rond obstakels, zoals huizen en bomen (bijv. Witsenboer et al., 2025; Fellini et al., 2026; Jiao & Takemi, 2026). Onlangs is ook een LES model toegepast voor berekeningen aan verspreiding van glyfosaat en afbraakproduct aminomethylfosfonzuur (AMPA), en de rol van winderosie daarin (Goossens et al., 2026). LES modellen vergen op dit moment echter zoveel rekentijd, dat inzet voor berekeningen over langere periodes voorlopig niet haalbaar is.

B2.4.3.2.3 Lagrangiaanse modellen

Vanuit een Lagrangiaans perspectief worden luchtdeeltjes 'gevolgd' op hun pad door de atmosfeer. Vergelijk dit met metingen van temperatuur met een thermometer op een met de wind meegevoerde ballon. Het pad dat het deeltje volgt is de zogenoemde trajectorie. Soms worden Lagrangiaanse modellen daarom ook wel trajectoriemodellen genoemd (Lin, 2013). Een luchtpakket of -deeltje wordt opgevat als een klein luchtmonster van de atmosfeer. Het monster is groot genoeg om eigenschappen als luchtdruk, temperatuur, luchtvochtigheid en concentratie of massa te kunnen definiëren. Het is tegelijkertijd klein genoeg om het volume als een punt in de ruimte te kunnen behandelen (Seinfeld en Pandis, 2006; Lin, 2013).
De grenzen van een luchtpakketje vervagen door turbulente en moleculaire diffusie. Daarom worden soms veel luchtpakketjes samen

beschouwd. Dat kan in de vorm van een puff of een box, of als een grote verzameling van individuele kleine pakketjes.
Op grond van bovenstaande worden vier hoofdtypen Lagrangiaanse dispersiemodellen onderscheiden (Lin, 2013; Muhammad et al., 2024):

- Gemiddelde trajectorie-modellen volgen alléén de verplaatsing van een luchtpakket, ofwel de trajectorie op basis van gemiddelde windrichting en -snelheid. Deze zijn ongeschikt voor verspreidingsberekeningen, omdat dispersie ontbreekt: elk op een gegeven positie losgelaten deeltje zal dezelfde baan volgen.
- Lagrangiaanse box modellen volgen een grote verzameling pakketjes in de vorm van een "doos", die in horizontale of verticale richting in omvang mag variëren. Deze zijn alleen geschikt voor berekeningen aan transport en de massabalans over grote afstanden, mede omdat ook hier de geëmitteerde massa over de hele box gemengd wordt.
- Puffmodellen volgen een grote verzameling luchtpakketjes (de puff). De puff volgt de wind en via uitzetting van de puff in drie dimensies wordt rekening gehouden met het effect van turbulentie op dispersie. Dat is meestal op basis van Gaussische verdelingen van het type dat ook in Gaussische Pluimmodellen gebruikt wordt (Lin, 2013). Puffmodellen kunnen ook depositie berekenen. Ze kunnen worden toegepast op korte afstand van de bron, maar de nauwkeurigheid is daar beperkt. Voordelen ten opzichte van een Gaussische Pluimmodel zijn dat puffmodellen beter kunnen omgaan met variaties in tijd (veranderende weersomstandigheden en bronsterkte, ook binnen een uur) en ruimte (veranderende stoomlijnen), in principe ook in een complexe omgeving. Ze kunnen namelijk per kortdurend tijdsinterval een nieuwe "puff loslaten", die een nieuwe stroomlijn kan volgen.
- Lagrangiaanse deeltjesmodellen (LPDM's, Lagrangian Particle Dispersion Models) brengen de invloed van turbulentie op de trajectorie in rekening. Dat doen ze door een groot aantal deeltjes individueel te volgen. Dat kan vanuit een gegeven punt. Elk deeltje krijgt bij een volgende stap een variatie op windsnelheid en -richting mee, via een willekeurige trekking uit een kansverdeling van windsnelheidsvariaties in een driedimensionale, turbulente atmosfeer. Ook als deeltjes vanaf eenzelfde positie starten volgen ze zo ieder hun eigen baan. Dit leidt tot dispersie. Bij emissie van talrijke deeltjes vanuit een puntbron leidt toepassing van een deeltjesmodel tot een pluim die tot op grote afstand van de bron gevolgd kan worden (Hegarty et al., 2013). Bij trajectorie-, box- en puffmodellen ontstaan verschillende trajectoriën van de gevolgde elementen alleen door een andere beginpositie te kiezen (Lin, 2013).

Lagrangiaanse modellen bieden net als Gaussische Pluim modellen de mogelijkheid om bron-receptorrelaties direct te bestuderen. Ze zijn geschikt voor berekeningen van de lokale tot de mondiale schaal, met bijbehorende tijdschaal (Stein et al., 2015; Andersen et al., 2024), mits de bijbehorende meteorologische velden beschikbaar zijn. LPDM kunnen in de buurt van bronnen veel realistische ruimtelijke details in concentratie laten zien en zijn in principe geschikt voor berekeningen in een complexe omgeving. Daar staat tegenover dat de parametrisatie

van de turbulente diffusie vlak bij de bron mogelijk onzeker is. Vooral bij deeltjesmodellen kan de rekentijd flink oplopen (Lin, 2013).

B2.4.3.3 Evaluatie

Op grond van de eerdergenoemde criteria zijn geavanceerde Gaussische Pluim modellen technisch geschikt voor berekeningen aan verspreiding van GBM in dampvorm over korte afstanden van de bron. Ze zijn daarvoor al veelvuldig ingezet, zoals ADMS (Butler Ellis et al., 2010), OPS-ST (Van den Berg et al., 2016a; Figueiredo et al., 2022) en AERMOD (Tao & Vidrio, 2019). Concentraties kunnen over langere periodes berekend worden met een hoge resolutie in tijd en ruimte, maar de onzekerheid in de uitkomsten kan een factor 2 tot 10 bedragen (bijv. Figueiredo et al., 2022). Dit modeltype wordt sinds lang en tot op vandaag vaak gebruikt bij vergunningverlening of screening van luchtkwaliteit en andere beleidskwesties (Hanna et al., 1982; Snoun et al., 2023), ook in Nederland (Informatiepunt Leefomgeving, 2026). Naast concentratie berekenen deze modellen meestal depositie, zij het met een relatief grote onzekerheid (Kooi et al., 2026). Deze onzekerheid in de depositie is in de context van de huidige probleemstelling geen groot bezwaar, omdat het effect op concentratie verwaarloosbaar is op korte afstand van de bron, en omdat depositie van damp klein is ten opzichte van depositie van spuitdruppels (zie B2.2). In veel gevallen is de onzekerheid in de uitkomsten van de concentratieberekeningen wel relatief groot op korte afstand van de bron (El-Harbawi, 2013; Leelössy et al., 2014), vooral tijdens de nacht (Holmes & Morawska, 2006). Verder levert gebruik in de gebouwde omgeving mogelijk complicaties op (zie hierna).

Ook een aantal verspreidingsmodellen uit de Lagrangiaanse familie is geschikt voor verspreidingsberekeningen en, wanneer gewenst, depositieberekeningen, op de hier gewenste schaal. Het in Duitsland voor vergunningverlening gebruikte model AUSTAL (AUSTAL, 2026) is een geavanceerd model uit deze familie. Het kan ook voor meer complexe situaties verspreidingsberekeningen uitvoeren (Richter, 2016; Johnson, 2022). Specifieke toepassingen op verspreiding van GBM zijn op dit moment niet bij ons bekend, maar AUSTAL is wel al op verspreiding van andere door landbouwactiviteiten geëmitteerde componenten toegepast (Fragkou et al., 2023). Een Lagrangiaans model van een iets andere aard is het Amerikaanse CALPUFF. Ook dit puffmodel is in principe geschikt voor berekeningen van verspreiding over korte afstanden in een complexe omgeving. Het is bijvoorbeeld al ingezet voor berekeningen aan verspreiding van GBM in een complexe omgeving met een Mediterraan klimaat (Zivan et al., 2016) en blootstelling aan zware metalen in een industriële omgeving (MacIntosch et al., 2010). Het door RIVM en KNMI ontwikkelde NPK-PUFF is een soortgelijk model dat al is ingezet voor verspreidingsberekeningen over korte afstanden, in dit geval voor radioactieve stoffen (Den Outer & De Bode, 2024).

B2.4.3.4 Invloeden van de gebouwde omgeving

Bij evaluatie van het effect van een bufferzone op blootstelling van omwonenden aan GBM in de context van een inrichtingsopgave is per definitie sprake van een mogelijke interactie tussen luchtstroming en gebouwen. Bezien vanuit de schaal van wijken tot steden worden vooral

de ruwheid en het windprofiel beïnvloed. Op meer lokale schaal kunnen wervels ontstaan met een sterke invloed op concentratiepatronen. Deze lokale interactie is zeer gevoelig voor de weersomstandigheden, met name windrichting- en snelheid (Belcher et al., 2015; Oke et al., 2017; Aristodemou et al., 2018), met als gevolg een mogelijk sterke en sterk variërende invloed op verspreiding en concentratiepatronen. Die invloed hangt ook af van de gebouwkenmerken, plaatsing ten opzichte van andere gebouwen en van andere, typisch urbane elementen zoals bomen (Fellini et al., 2026; Jiao & Takemi, 2026). Locaties met verlaagde en verhoogde concentraties kunnen naast elkaar bestaan (Rui et al., 2019). Simulaties en windtunnelmetingen suggereren dat concentratieverschillen tussen locaties kunnen oplopen tot een factor 20 en meer, maar dit soort simulaties en metingen is uitgevoerd voor een geïdealiseerde, typisch urbane setting, vaak voor een of meerdere straten met een of meer lijnbronnen (verkeersemissies) centraal in het domein (zie bijvoorbeeld Rui et al., 2019; Fellini et al., 2026).

In zoverre aan dit aspect aandacht is besteed bij studies naar blootstelling van omwonenden aan GBM is het impliciet of kwalitatief. Zo noemen Figueiredo et al. (2022) dit effect weliswaar als een mogelijke bron van onzekerheden in de modeluitkomsten, maar kwantificeren ze mogelijke effecten niet. In het algemeen is weinig bekend over hoe dergelijke door obstakels en andere landschapselementen beïnvloede patronen de blootstelling aan GBM mede bepalen (Bedos et al., 2026). In de context van risicoanalyse is ook onbekend hoe dergelijke patronen de daggemiddelde concentratie of – in samenhang met veranderde stromingspatronen - de overdracht tussen buiten- en binnenlucht bepalen. De patronen zijn zeer variabel en lastig te voorspellen.
In hoeverre dit relevant is voor risicobeoordeling is niet bekend. Bij risicobeoordeling op acute effecten zou een persistente wervel het daggemiddelde op een gegeven positie kunnen beïnvloeden, met zowel verhoogde concentratie, als verlaagde concentratie tot mogelijk gevolg, afhankelijk van de positie en de weersomstandigheden. Op wat langere termijn, relevant voor beoordeling van (semi-)chronische effecten zou het effect van de naar verwachting variabele lagere en hogere concentraties geminimaliseerd kunnen zijn. Verder is onbekend hoe de patronen eventueel samenhangen met gedragspatronen die relevant zijn voor blootstelling, zoals openen of sluiten van ramen of verblijf in de tuin.

Gaussische Pluimmodellen zijn niet ontworpen voor sterk variërende omstandigheden in ruimte en tijd (Holmes en Morawska, 2006; Leelössy et al., 2014; Johnson, 2022). Sterke variaties zijn in een gebouwde omgeving eerder de norm dan een uitzondering (Oke et al., 2017). In sommige GPM wordt toch een poging gedaan om in ieder geval op wijkniveau rekening te houden met urbane effecten op verspreiding (Belcher et al., 2015; Oke et al., 2017; Johnson, 2022; EPA, 2024). Een speciale versie van het eerdergenoemde ADMS, ADMS-urban, houdt ook rekening met specifieke effecten op straatniveau, zoals recirculatie-effecten (Hood et al., 2018, 2021).
Lagrangiaanse modellen zoals het bovengenoemde AUSTAL en CALPUFF zijn in theorie ook geschikt voor verspreidingsberekeningen in een complexe omgeving (Richter, 2016; Johnson, 2022). Maar ook hier bestaan twijfels zijn over de nauwkeurigheid van de resulterende, sterk

wisselende concentratievelden in een dergelijke omgeving (El-Harbawi, 2013).
Zogenoemde CFD-modellen zijn wel in staat om concentratiepatronen in een stedelijke omgeving te berekenen (bijvoorbeeld Rui et al., 2019; Suter et al., 2022; Lastrello et al., 2024; Witsenboer et al., 2025; Fellini et al., 2026; Jiao & Takemi, 2026). Bij deze leden van de Euleriaanse familie kan een ruimtelijk oplossend vermogen gekozen worden waarbij luchtstroming rond obstakels expliciet berekend kan worden, inclusief door zulke obstakels veroorzaakte wervelingen. Wel is voor hun gebruik specialistische kennis nodig. Bovendien zijn dergelijke berekeningen op het moment alleen voor relatief korte periodes haalbaar omdat ze veel rekentijd kosten (Johnson, 2022). Op termijn kunnen technische ontwikkelingen hiervoor wellicht een uitkomst bieden (Leelössy et al., 2014), maar voorlopig worden deze modellen mede om de hiervoor genoemde praktische redenen minder geschikt geacht voor systematische risico-evaluatie. Wel zijn ze mogelijk nuttig om verspreiding en concentratiepatronen rond gebouwen en andere obstakels te bestuderen en zo bij te dragen aan een betere onzekerheidsschatting van verspreidingsmodellen die uiteindelijk wel gebruikt worden bij risicobeoordeling.

B2.4 Referenties

Andersen, C., M. Ketzel, O. Hertel, J.H. Christensen and J. Brandt, 2024. The Danish Lagrangian Model (DALM): Development of a new local-scale high-resolution air pollution model. Environmental Modelling & Software, 76, 106010, DOI 10.1016/j.envsoft.2024.106010.

Aristodemou, E., L.M. Boganegra, L. Mottet, D. Pavlidis, A. Constantinou, C. Pain, A. Robins & H. ApSimon, 2018. How tall buildings affect turbulent air flows and dispersion of pollution within a neighbourhood. Environmental pollution, 233, 782-796, DOI 10.1016/j.envpol.2017.10.041

Asman, W.A.H., A. Jørgensen & P.H. Jensen, 2003. Dry deposition and spray drift of
pesticides to nearby water bodies. Pesticides Research 66. Danish Environmental Protection
Agency, Copenhagen, Denmark.

Atkinson, R., R. Guicherit, R.A. Hites, W.-U. Palm, Wolf-Ulrich, J.N. Seiber & P. de Voogt, 1999. Transformations of Pesticides in the Atmosphere: A State of the Art. Water, Air, & Soil Pollution 115, 219–243, DOI 10.1023/A:1005286313693

AUSTAL, 2026. www.austal.de (bezocht 1 mei 2026).

Bedos, C., P. Cellier, R. Calvet, E. Barriuso & B. Gabrielle, 2002. Mass transfer of pesticides into the atmosphere by volatilization from soils and plants: overview. Agronomie, 22, 21–33

Bedos, C., S. Génermont, E. Le Cadre, L. Garcia, E. Berriuso & P. Cellier, 2009. Modelling pesticide volatilization after soil application using the mechanistic model Volt'Air. Atmospheric Environment, 43, 3630-3639, DOI 10.1016/j.atmosenv.2009.03.024.

Bedos, C., E. Fuentes-Ferragud, B. Samia, M. Djouhri, L. Mayer, R. Teysseire, S. Cirelli, P. Colomer-Vidal, J.-P. Douzals, B. Loubet, J. Muñoz-Arnanz, F. Botta, C. Coscollà Raga, F. Couvidat, B. Jiménez, G. Lammel, A. Muñoz, T. Vera, M. R. Vuolo, H. Wortham, C. Zetzsch & K. Kuppe, 2026. Pesticide fate and transport in the atmosphere and implications for risk assessment. Journal of Hazardous Materials, 510, 141769, DOI 10.1016/j.jhazmat.2026.141769.

Bedos, C., B. Loubet & E. Barriuso, 2013. Gaseous Deposition Contributes to the Contamination of Surface Waters by Pesticides Close to Treated Fields. A Process-Based Model Study. Environmental Science and Technology, 47, 14250-14257, DOI 10.1021/es402592n

Belcher, S. E., O. Coceal, E. V. Goulart, A.C. Rudd & A. G. Robins, 2015. Processes Controlling Atmospheric Dispersion through City Centres. Journal of Fluid Mechanics 763, 51–81, DOI 10.1017/jfm.2014.661.

Blocken, B., 2015. Computational Fluid Dynamics for urban physics: Importance, scales, possibilities, limitations and ten tips and tricks towards accurate and reliable simulations. Building and Environment, 91, 219-245, DOI 10.1016/j.buildenv.2015.02.015.

Boonupara, T., Udomkun, P., Khan, E. & Kajitvichyanukul, P., 2023. Airborne Pesticides from Agricultural Practices: A Critical Review of Pathways, Influencing Factors, and Human Health Implications. Toxics, 11, 858, DOI 10.3390/toxics11100858.

Brüggemann, M. , S. Maye, D. Brown, A. Terry, J. Rüdiger & T. Hoffmann, 2024. Measuring pesticides in the atmosphere: current status, emerging trends and future perspectives. Environmental Sciences Europe, 36, 39, DOI 10.1186/s12302-024-00870-4

Butler Ellis, M.C., E. Felkers, S. Adham, A.-K. Vinck, K. Bürling & N. Morgan, 2023. A comparison between field measurements of vapour concentrations of plant protection products and predictions by the BROWSE model. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 145, 105504, DOI 10.1016/j.yrtph.2023.105504.

Butler Ellis, M.C. & P.C.H. Miller, 2010. The Silsoe Spray Drift Model: a model of spray drift for the assessment of non-target exposures to pesticides. Biosystems Engineering, 107, 169-177, DOI 10.1016/j.biosystemseng.2010.09.003

Butler Ellis, M.C., J.C. van de Zande, F. van den Berg, M.C. Kennedy, C.M. O'Sullivan, C.M. Jacobs, G.Fragkoulis, P. Spanoghe, R. Gerritsen-Ebben, L.J. Frewer & A. Charistou, 2017a. The BROWSE model for predicting exposures of residents and bystanders to agricultural use of plant protection products: An overview. Biosyst. Eng. 154, 92-104, DOI 10.1016/j.biosystemseng.2016.08.017

Butler Ellis, M.C., B. Underwood, M.J. Peirce, C.T. Walker & P.C.H. Miller, 2010. Modelling the dispersion of volatilised pesticides in air after application for the assessment of resident and bystander exposure. Biosystems Engineering, 107, 149-154,DOI 10.1016/j.biosystemseng.2010.08.002.

Çelik, S., M. Akbaba, E. Nazlıcan, I.E. Gören, N. Daglioglu & E.Y. Güzel, 2021. Association between occupational and environmental pesticide exposure in Cukurova region by hair and blood biomonitoring. Environmental Science and Pollution Research, 28, 63191–63201, DOI 10.1007/s11356-021-15227-0

Chang, E.T.., adami, H., Bailey, W.H., Boffetta, P., Krieger, R.I., Moolgavkar, S.H. et al., 2014. Validity of geographically modeled environmental exposure estimates. Critical Reviews in Toxicology, 44, 450- 466, DOI 10.3109/10408444.2014.902029

Chowdhury, I.A., 2024State-of-the-Art CFD Simulation: A Review of Techniques, Validation Methods, and Application Scenarios. Journal of Recent Trends in Mechanics, 9, 45-53, DOI 10.46610/JoRTM.2024.v09i02.005

Costanzini, S., S. Teggi, A. Bigi, G. Ghermandi, T. Filippini, C. Malagoli, R. Nannini, & M. Vinceti, 2018. Atmospheric Dispersion Modelling and Spatial Analysis to Evaluate Population Exposure to Pesticides from Farming Processes. Atmosphere, 9, 38, DOI 10.3390/atmos9020038

De Leeuw, F.A.A.M., W.A.J. van Pul, F. van den Berg and A.J. Gilbert, 2000. The use of atmospheric dispersion models in risk assessment decision support systems for pesticides. Environmental Monitoring and Assessment, 62, 133-145.

Debler, F., N. Abrantes, P. Harkes, I. Campos & J. Gandrass, 2024. Occurrence and distribution of pesticides and transformation products in ambient air in two European agricultural areas. Science of The Total Environment, 940, 173705, DOI 10.1016/j.scitotenv.2024.173705.

Degrendele, C., K. Okonski, L. Melymuk, L. Landlová, P. Kukučka, O. Audy, J. Kohoutek, P. Čupr & J. Klánová, 2016. Pesticides in the atmosphere: a comparison of gas-particle partitioning and particle size distribution of legacy and current-use pesticides. Atmospheric Chemistry and Physics, 16, 1531-1544, DOI 10.5194/acp-16-1531-2016.

Den Outer, P. and M. de Bode, 2024. Counter-expertise on dose calculations for Pallas during normal operation. RIVM rapport 2023-0416, RIVM, Bilthoven. DOI 10.21945/RIVM-2023-0416

Dereumeaux, C., C. Fillol, P. Quenel & S. Denys, 2020. Pesticide exposures for residents living close to agricultural lands: A review. Environment International, 134, 105210, DOI 10.1016/j.envint.2019.10521

EFSA (European Food Safety Authority), Charistou A., Coja T., Craig P., Hamey P., Martin S., Sanvido O., Chiusolo A., Colas M. and Istace F., 2022. Guidance on the assessment of exposure of operators, workers, residents and bystanders in risk assessment of plant protection products. EFSA Journal, 20, 7032, DOI 10.2903/j.efsa.2022.7032.

El Afandi, G. & M. Irfan, 2024. Pesticides Risk Assessment Review: Status, Modeling
Approaches, and Future Perspectives. Agronomy, 14, 2299, DOI 10.3390/agronomy14102299

El-Harbawi, M., 2013. Air quality modelling, simulation, and computational methods: a review. Environmental Reviews., 21, 149-179, DOI 10.1139/er-2012-0056

EPA, Environmental Protection Agency, 2024. AERMOD implementation guide. EPA-454/B-24-009.
gaftp.epa.gov/Air/aqmg/SCRAM/models/preferred/aermod/aermod_implementation_guide.pdf

Felkers. E., F.M. Kluxen, S. Adham, A.-K. Vinck, N.J. Hewitt & N. Morgan, 2022a. Measured air concentrations of pesticides for the estimation of exposure to vapour in European risk assessments. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 136, 105285, DOI 10.1016/j.yrtph.2022.105285

Felkers. E., F.M. Kluxen, S. Adham, A.-K. Vinck, & N. Morgan, 2022b. Review of air concentrations of pesticides for estimating exposure to vapour in European risk assessments. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 132, 105172, DOI 10.1016/j.yrtph.2022.105172

Fellini, S., D. Majumdar, P. Salizzoni & M. van Reeuwijk, 2026. Three-dimensional pollutant dispersion in tree-lined urban canyons: Combined wind-tunnel and LES analysis. Atmospheric Environment, 367, 121748, DOI 10.1016/j.atmosenv.2025.121748.

Ferrari, F., M. Klein, E. Capri & M. Trevisan, 2005. Prediction of pesticide volatilization with PELMO 3.31. Chemosphere, 60, 705-713, DOI 10.1016/j.chemosphere.2005.01.043.

Figueiredo, D.M., J. Duyzer, A. Huss, E.J.M. Krop, M.G. Gerritsen-Ebben, Y. Gooijer & R.C.H. Vermeulen, 2021a. Spatio-temporal variation of outdoor and indoor pesticide air
concentrations in homes near agricultural fields. Atmospheric Environment, 262, 118162, DOI 10.1016/j.atmosenv.2021.118612.

Figueiredo D.M., E.J.M. Krop, J. Duyzer, R.M. Gerritsen-Ebben, Y.M. Gooijer, H.J. Holterman, A. Huss, C.M.J. Jacobs, C.M. Kivits, R. Kruijne, H.J.G.J. Mol, A. Oerlemans, P.J.J. Sauer, P.T.J. Scheepers, J.C. van de Zande, E. van den Berg, M. Wenneker & R.C.H Vermeulen, 2021b. Pesticide Exposure of Residents Living Close to Agricultural Fields in the Netherlands: Protocol for an Observational Study. JMIR Research Protocols, 10, e27883, DOI 10.2196/27883

Figueiredo, D.M., R.C.H. Vermeulen, C. Jacobs, H.J. Holterman, J.C. van de Zande, F. van den Berg, Y.M. Gooijer, L. Lageschaar, D. Buijtenhuijs, E. Krop, A. Huss & J. Duyzer, 2022. OBOMod - Integrated modelling framework for residents' exposure to pesticides. Science of the Total Environment, 875, 153789, DOI 10.1016/j.scitotenv.2022.153798

FOCUS, 2008. Pesticides in Air: Considerations for Exposure Assessment. Report of the FOCUS
Working Group on Pesticides in Air, EC Document Reference SANCO/10553/2006 Rev 2 June 2008.

Fragkou, E., G. Tsegas, A. Karagkounis, F. Barmpas & N. Moussiopoulos, 2023. Quantifying the impact of a smart farming system application on local-scale air quality of smallhold farms in Greece. Air Quality, Atmosphere & Health, 16, 1-14, DOI 10.1007/s11869-022-01269-x

Galon, L., L. Bragagnolo, E.P. Korf, Eduardo Pavan, J.B. dos Santos, José Barbosa, G.M. Barroso & V.H.V. Ribeiro, 2021. Mobility and environmental monitoring of pesticides in the atmosphere — a review. Environmental Science and Pollution Research, 28, 32236 – 32255, DOI 10.1007/s11356-021-14258-x.

Garcia, L., C. Bedos, S. Génermont, P. Benoit, E. Barriuso & P. Cellier, 2014. Modeling Pesticide Volatilization: Testing the Additional Effect of Gaseous Adsorption on Soil Solid Surfaces. Environmental Science & Technology, 48, 4991-4998, DOI 10.1021/es5000879

Geers, L., R. Janssen, G. Thorkelsdottir, J. Vilà-Guerau de Arellano & M. Schaap, 2025. Implementation of a dry deposition module (DEPAC v3.11) in a large eddy simulation code (DALES v4.4), Geoscientific Model Development, 18, 6647–6669, DOI 10.5194/gmd-18-6647-2025.

Gezondheidsraad, 2014. Gewasbescherming en omwonenden. Den Haag, Gezondheidsraad, publicatienr. 2014/02.

Ghosh, S., K. Crist, A.Z. Szarka, S. Grant & L.Mayer, 2023. Volatilization of three herbicides applied to corn. Atmospheric Environment, 314,120128, DOI 10.1016/j.atmosenv.2023.120128.

Gibbs, J.L., M.G. Yost, M. Negrete and R.A. Fenske, 2017. Passive Sampling for Indoor and Outdoor Exposures to Chlorpyrifos, Azinphos-Methyl, and Oxygen Analogs in a Rural Agricultural Community. Environmental Health Perspectives, 125, 333-341, DOI 10.1289/EHP425

Gilbert, A.J., 1999. Regulatory risk assessment of pesticide residues in air. Water, air, and soil pollution 115, 183-194, DOI 10.1007/978-94-017-1536-2_8.

Goossens, D., P. Harkes, B. Van Stratum & M. Rezaei, 2026. Atmospheric dynamics of glyphosate and AMPA in agricultural areas. Environmental Science and Pollution Research, 33, 1215-1236, DOI 10.1007/s11356-026-37409-4.

Guillaume, K., O. Cesbron, N. Bonvallot & O. Le Bihan, 2026. From application in the fields to dispersion in the atmosphere: A narrative review on airborne pesticides and their monitoring in France. Atmospheric Pollution Research, 17, 102820, DOI 10.1016/j.apr.2025.102820.

Guo, L., S. Shi, Y. Li, M. Brüggemann, M. Zhao, H. Mu, D.M. Figueiredo, J. Wu & K. Wang, 2026. Gas-particle partitioning of pesticides in the atmosphere of the North China Plain, Atmospheric Chemistry and Physics, 26, 2797–2811, DOI 10.5194/acp-26-2797-2026
Hanna, S.R., G.A. Briggs and R.P. Hosker Jr., 1982. Handbook on atmospheric diffusion. (DOE/TIC-11223). National Oceanic and Atmospheric Administration, Oak Ridge.

Hegarty, J., R.R. Draxler, A.F. Stein, J. Brioude, M. Mountain, J. Eluszkiewicz, T. Nehrkorn, F. Ngan & A. Andrews, 2013. Evaluation of Lagrangian Particle Dispersion Models with Measurements from Controlled Tracer Releases. Journal of Applied Meteorology and Climatology, 52, 2623-2637, DOI 10.1175/JAMC-D-13-0125.1

Hicks, B.B., R.D. Saylor & B. D.Baker, 2016. Dry deposition of particles to canopies—A look back and the road forward. Journal of Geophysical Research – Atmosphere, 121, 691–707, DOI 10.1002/2015JD024742.

Holmes, N.S. and L. Morawska, 2006. A review of dispersion modelling and its application to the dispersion of particles: An overview of different dispersion models available. Atm. Env., 40, 5902–5928, DOI 10.1016/j.atmosenv.2006.06.003.

Holtslag, A.A.M., & C.H. Moeng, 1991. Eddy diffusivity and countergradient transport in the convective atmospheric boundary layer. Journal of Atmospheric Sciences, 48, 1690-1698 DOI 10.1175/1520-0469(1991)048

Hood, C., I. MacKenzie, J. Stocker, K. Johnson, D. Carruthers, M. Vieno, M. & R. Doherty, 2018. Air quality simulations for London using a coupled regional-to-local modelling system, Atmospheric Chemistry and Physics, 18, 11221–11245, DOI 10.5194/acp-18-11221-2018, 2018.

Hood, C., J. Stocker, M. Seaton, K. Johnson, J. O'Neill, L. Thorne & D. Carruthers, 2021. Comprehensive evaluation of an advanced street canyon air pollution model, Journal of the Air & Waste Management Association, 71, 247-267, DOI 10.1080/10962247.2020.1803158

Informatiepunt Leefomgeving, 2026.
https://iplo.nl/thema/lucht/vaststellen-luchtkwaliteit/
Jacobs, C.M.J. and P.I. Adriaanse, 2012. Pesticide volatilization from small surface waters. Rationale of a new parameterization for TOXSWA. Alterra Report 2316, Alterra Wageningen UR, Wageningen, 42 pp. ISSN 1566-7197. https://edepot.wur.nl/213995.

Jacobs, C.M.J. & W.A.J. van Pul, 1996. Long-range transport of Persistent Organic Pollutants: description of a surface-atmosphere exchange module and implementation in "EUROS." RIVM report no. 722401013, 87 pp.. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.

Jiao, H. & T. Takemi, 2026. Large-eddy simulation of turbulence and pollutant dispersion in urban street canyons with building-height vegetation. Agricultural and Forest Meteorology, 384, 111159, DOI 10.1016/j.agrformet.2026.111159.

Johnson, J.B., 2022. An Introduction to Atmospheric Pollutant Dispersion Modelling. Environmental Science Proceedings, 19, 18, DOI 10.3390/ecas2022-12826

Kennedy, M.C., M.C. Butler-Ellis & P.C.H. Miller, 2012. BREAM: A probabilistic Bystander and Resident Exposure Assessment Model of spray drift from an agricultural boom sprayer. Computers and Electronics in Agriculture, 88, 63-71, DOI 10.1016/j.compag.2012.07.004

KNMI, Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut. www.knmi.nl (bezocht mei 2026).

Kooi, E., G. Thorkelsdottir, P. Meijer, J. Stocker, W. Lefebvre, A. Vigier, A.S. Lansø (author), M. Krol, C. Jacobs, A. van Pul & R. Wichink Kruit, 2025. Differences in calculations of concentration and deposition of ammonia and nitrogen oxides at local scale. A comparison of eight atmospheric transport models. RIVM rapport 2025-0047, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, www.rivm.nl, DOI 10.21945/RIVM-2025-0047.

Kooi, E., G. Thorkelsdottir, P. Meijer, J. Stocker, W. Lefebvre, A. Vigier, A.S. Lansø, M. Krol, M. Sterk, C. Jacobs, S. Jonkers, A. van Pul & R. Wichink Kruit, 2026. Modelling reactive nitrogen concentrations and deposition on a local scale. Comparison of eight models and their ensembles with three measurement campaigns. RIVM rapport 2026-0041, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, www.rivm.nl, DOI 10.21945/RIVM-2026 0041.

Lastrollo, E.B., M.R.C.O. Ang & J.R.E. Hizon, 2023. A CFD-Based Air Quality Dispersion Modeling for Urban Areas using OpenFOAM. The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, XLVIII-4/W8-2023, Philippine Geomatics Symposium (PhilGEOS) 2023, 327-333, DOI 10.5194/isprs-archives-XLVIII-4-W8-2023-327-2024

Leelőssy, Á., F. Molnár, F. Izsák, Á. Havasi, I. Lagzi & R. Mészáros, 2014. Dispersion modeling of air pollutants in the atmosphere: a review. Central European Journal of Geosciences, 6, 257-278, DOI 10.2478/s13533-012-0188-6.

Lichiheb, N., E. Personne, C. Bedos, F. van den Berg & E. Barriuso, 2016. Implementation of the effects of physicochemical properties on the foliar penetration of pesticides and its potential for estimating pesticide volatilization from plants. Science of The Total Environment, 550, 1022-1031, DOI 10.1016/j.scitotenv.2016.01.058.

Lin, J., 2013. Lagrangian modelling of the atmosphere: an introduction. In: Lin, J., Brunner, D., Gerbig, C., Stohl, A., Luhar, A. and Webley, P. eds.. Lagrangian modeling of the atmosphere. John Wiley & Sons.

MacIntosh, D.L., J.H. Stewart, T.A. Myatt, J.E. Sabato, G.C. Flowers, K.W. Brown, D.J. Hlinka, D.A. Sullivan, 2010. Use of CALPUFF for exposure assessment in a near-field, complex terrain setting. Atmospheric Environment, 44, 262-270, DOI 10.1016/j.atmosenv.2009.09.023.

Marécal, V., V.-H. Peuch, C. Andersson, S. Andersson, J. Arteta, M. Beekmann, A. Benedictow, R. Bergström, B. Bessagnet, A. Cansado, F. Chéroux, A. Colette, A. Coman, R. L. Curier, H. A. C. Denier van der Gon, A. Drouin, H. Elbern, E. Emili, R. J. Engelen, H. J. Eskes, G. Foret, E. Friese, M. Gauss, C. Giannaros, J. Guth, M. Joly, E. Jaumouillé, B. Josse, N. Kadygrov, J. W. Kaiser, K. Krajsek, J. Kuenen, U. Kumar, N. Liora, E. Lopez, L. Malherbe, I. Martinez, D. Melas, F. Meleux, L. Menut, P. Moinat, T. Morales, J. Parmentier, A. Piacentini, M. Plu, A. Poupkou, S. Queguiner, L. Robertson, L. Rouïl, M. Schaap, A. Segers, M. Sofiev, L. Tarasson, M. Thomas, R. Timmermans, Á. Valdebenito, P. van Velthoven, R. van Versendaal, J. Vira, & A. Ung, 2015. A regional air quality forecasting system over Europe: the MACC-II daily ensemble production. Geoscientific Model Development, 8, 2777-2813, DOI 10.5194/gmd-8-2777-2015

Moeng, C.H., 1984. A large-eddy-simulation model for the study of planetary boundary-layer turbulence. Journal of Atmospheric Sciences, 41, 2052-2062, DOI 10.1175/1520-0469(1984)041

Montforts, M.H.M.M., C.W.M. Bodar, J.M. Wezenbeek & A.G. Rietveld, 2019. Bestrijdingsmiddelen en omwonenden. Samenvattend rapport over blootstelling en mogelijke gezondheidseffecten. RIVM Rapport 2019-0052, DOI 10.21945/RIVM-2019-0052.

Muhammad, H., W. Xuan, M. Wang & G. Su, 2024. Review of spatial scale dispersion models (ATDMs) to simulate environmental dispersion and deposition of radionuclides and the overview of GIS coupling with dispersion models. International Journal of Advanced Nuclear Reactor Design and Technology, 6, DOI 10.1016/j.jandt.2025.03.004.

Nascimento, M.M., G.O. da Rocha & J.B. De Andrade, 2017. Pesticides in fine airborne particles: from a green analysis method to atmospheric characterization and risk assessment. Scientific Reports, 7, 2267, DOI 10.1038/s41598-017-02518-1.

OBO, 2019. Research on exposure of residents to pesticides in the Netherlands (Onderzoek Bestrijdingsmiddelen en Omwonenden). Wetenschappelijk rapport, beschikbaar via https://www.rivm.nl/sites/default/files/2019-04/Onderzoeksrapport%20OBO.pdf (adres bezocht op 6 mei 2026).

Oerlemans, A., D.M. Figueiredo, J.G.J. Mol, R. Nijssen, R.B.M. Anzion, M.F.P. van Dael, J. Duyzer, N. Roeleveld, F.G.M. Russel, R.C.H. Vermeulen & P.T.J. Scheepers, 2021. Personal exposure assessment of pesticides in residents: The association between hand wipes and urinary biomarkers. Environmental Research,199,111282, DOI 10.1016/j.envres.2021.111282.

Oke, T. R., G. Mills, A. Christen & J.A. Voogt, 2017. Urban climates. Cambridge university press, Cambridge.
Pesticidemodels, 2026. www.pesticidemodels.eu (accessed 8 April 2026).

Ražnjević, A., C. van Heerwaarden & M Krol, 2022. Evaluation of two common source estimation measurement strategies using large-eddy simulation of plume dispersion under neutral atmospheric conditions, Atmospheric Measurement Techniques, 15, 3611–3628, DOI 10.5194/amt-15-3611-2022.

Richter, C., 2016. State of the art atmospheric dispersion modelling: should the Gaussian plume model still be used? Kerntechnik, 81 559-564, DOI 10.3139/124.110727.

Rui, L., L. Buccolieri, Z. Gao, E. Gatto & W. Ding, 2019. Study of the effect of green quantity and structure on thermal comfort and air quality in an urban-like residential district by ENVI-met modelling. Building Simulation, 12, 183-194, DOI 10.1007/s12273-018-0498-9.
Sauter, F., K. Siteur, M. Sterk, E. Van Der Swaluw, R. Wichink Kruit & W. De Vries, 2025. The OPS-Model. Description of OPS 5.3.1.0. RIVM, Bilthoven, www.rivm.nl.

Scholtz, M.T., E. Voldner, A.C. McMillan & B.J. Van Heyst, 2002. A pesticide emission model (PEM) Part I: model development. Atmos. Environ., 36, 5005-5013, DOI 10.1016/S1352-2310(02)00570-8

Seinfeld, J.H., and S.N. Pandis, 2006. Atmospheric Chemistry and Physics. From Air Pollution to Climate Change (2nd Ed.). Wiley & Sons, Hoboken.

Snoun, H., M. Krichen and H. Chérif, 2023. A comprehensive review of Gaussian atmospheric dispersion models: current usage and future perspectives. Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration, 8, 219-242, DOI 10.1007/s41207-023-00354-6.

Socorro, J., A. Durand, B. Temime-Roussel, S. Gligorovski, H. Wortham & E. Quivet, 2016. The persistence of pesticides in atmospheric particulate phase: An emerging air quality issue. Scientific Reports, 6, 33456, DOI 10.1038/srep33456.

SPRINT, Sustainble Plant Protection Transistion, 2026. https://sprint-h2020.eu/ index.php/sprint-toolbox.

Stein, A. F., R.R. Draxler, G.D. Rolph, B.J. Stunder, M.D. Cohen & F. Ngan, 2015. NOAA's HYSPLIT atmospheric transport and dispersion modeling system. Bulletin of the American Meteorological Society, 96, 2059-2077. DOI 10.1175/BAMS-D-14-00110.1

Sterk, H.A.M., R. Hoogerbrugge, C.M.J. Jacobs, A. Vos, W.A.J. van Pul, R.J. Wichink Kruit, 2025. Uncertainty in calculated nitrogen deposition from individual sources. RIVM report 2025-0081, National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, www.rivm.nl, DOI: 10.21945/RIVM-2025-0081

Stull, R.B., 1988. An introduction to boundary layer meteorology. Kluwer, Dordrecht.
Suter, I., T. Grylls, B.S. Sützl, S.O.Owens, C.E. Wilson, & M. van Reeuwijk, 2022. uDALES 1.0: a large-eddy simulation model for urban environments, Geosci. Model Dev., 15, 5309–5335, DOI 10.5194/gmd-15-5309-2022.

Tao, J. & E. Vidrio, 2019. A Procedure to Select Meteorologica l Data for Air Dispersion Modeling of Pesticide Applications in California. Integrated Environmental Assessment and Management, 15, 648-658, DOI10.1002/ieam.4154.

Taylor, M., S.M. Lyons, C.L. Davie-Martin, T.S. Geoghegan, & K.J. Hageman, 2020. Understanding Trends in Pesticide Volatilization from Agricultural Fields Using the Pesticide Loss via Volatilization Model. Environmental Science & Technology, 54, 2202-2209, DOI 10.1021/acs.est.9b04762

Teysseire R., Manangama G, Baldi I, Carles C, Brochard P, Bedos C, et al., 2020. Assessment of residential exposures to agricultural pesticides: A scoping review. PLoS ONE 15, e0232258. DOI 10.1371/journal.pone.0232258

Theobald, M. R., P. Løfstrøm, J. Walker, H.V. Andersen, P. Pedersen, A. Vallejo & M.A. Sutton, 2012. An intercomparison of models used to simulate the short-range atmospheric dispersion of agricultural ammonia emissions. Environmental Modelling Software., 37, 90-102, DOI 10.1016/j.envsoft.2012.03.005.

Van Den Berg, F.K.R.B., R. Kubiak, W.G. Benjey, M.S. Majewski, S.R. Yates, G.L. Reeves, J.H. Smelt & A.M.A. Van der Linden, 1999. Emission of pesticides into the air. Water, air, and soil pollution 115, 195-218, DOI 10.1023/A:1005234329622.

Van den Berg, F., C.M.J. Jacobs, M.C. Butler-Ellis, P. Spanoghe, K. Doan Ngoc and G. Fragkoulis, 2016a. Modelling exposure of workers, residents and bystanders to vapour of plant protection products after application to crops. Science of the Total Environment, 573, 1010-1020, DOI 10.1016/j.scitotenv.2016.08.180.

Van den Berg, F., A. Tiktak, J.J.T.I. Boesten & A.M.A. Van der Linden, 2016b. PEARL model for pesticide behaviour and emissions in soil-plant systems. The Statutory Research Tasks Unit for Nature & the Environment (WOT Natuur & Milieu). WOt-technical Report 61, available www.pesticidemodels.eu/pearl/references.

Van Dijk, H.F.G, W.A.J. van Pul & P. de Voogt (eds.), 1999. *Fate of pesticides in the atmosphere*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
Van Jaarsveld, H.A. & W.A.J van Pul, 1999. Modelling of atmospheric transport and deposition of pesticides. Water, air, and soil pollution, 115, 167-182, DOI 10.1023/A:1005217828714.

Van Pul, W.A.J., T.F. Bidleman, E. Brorström-Lunden, P.J.H. Builtjes, S. Dutchak, J.H. Duyzer, S.-E. Gryning, K.C. Jones, H.F.G. Van Dijk & J.A. Van Jaarsveld, 1999. Atmospheric Transport and Deposition of Pesticides: an Assessment of Current Knowledge. Water, Air and Soil Pollution, 115, 245-256, DOI 10.1023/A:1005238430531.

Van Pul, W.A.J., J.A. van Jaarsveld, O.S. Vellinga, M. van den Broek & M.C.J. Smits, 2008. The VELD experiment: An evaluation of the ammonia emissions and concentrations in an agricultural area. Atmospheric Environment, 42, 8086-8095, DOI 10.1016/j.atmosenv.2008.05.069

Wan, N., 2015. Pesticides exposure modeling based on GIS and remote sensing land use data. Applied Geography, 56, 99-106, DOI 10.1016/j.apgeog.2014.11.012.

Wesely, M.L. & B.B. Hicks, 2000. A review of the current status of knowledge on dry deposition. Atmospheric Environment, 34, 2261-2282, DOI 10.1016/S1352-2310(99)00467-7

Witsenboer, P., E. van der Swaluw & J. Wesseling, 2025. Simulation of dispersion in a street canyon using the DALES model. RIVM Knowledge Brief, KN-2025-0024, RIVM, Bilthoven, DOI 10.21945/RIVM-KN-2025-0024.

Yao, L., S. Kong, E. Nemitz, M. Vieno, Y. Cheng, H. Zheng, Y. Wang, N. Chen, Y. Hu, D. Liu, T. Zhao, Y. Bai & S. Qi, 2024. Improving below-cloud scavenging coefficients of sulfate, nitrate, and ammonium in PM2.5 and implications for numerical simulation and air pollution control. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 129, e2023JD039487, DOI 10.1029/2023JD039487

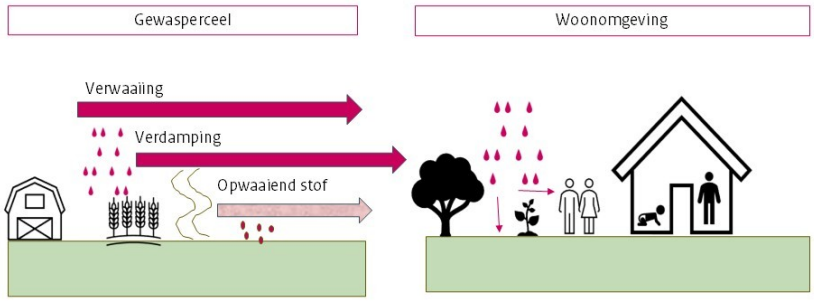
Zivan, O., M. Segal-Rosenheimer & Y. Dubowski, 2016. Airborne organophosphate pesticides drift in Mediterranean climate: The importance of secondary drift. Atmospheric Environment, 127, 155-162, DOI 10.1016/j.atmosenv.2015.12.003.

Bijlage 3 Blootstelling in het buitenmilieu

B3.1 Inleiding

Hieronder presenteert figuur B3.1 een infographic van emissieroutes van werkzame stof vanaf behandelde gewassen (akker-, fruit- en bomenteelt)[2] relevant voor de blootstellings(bron)routes buiten. Een gewasbeschermingsmiddel (GBM) bestaat uit oplosmiddelen, hulpstoffen en werkzame stof(fen). De werkzame stof is de 'actieve stof' die de werking geeft aan een GBM. In de meeste gevallen bevat een middel slechts één werkzame stof. Soms bevat een middel ook twee werkzame stoffen. Zoals uitgelegd in hoofdstuk 5 is de interne blootstellingsdosis (mg/kg lichaamsgewicht) van deze werkzame stoffen van belang. De blootstelling aan deze stof(fen) wordt vergeleken met gezondheidskundige grenswaarden: voor acute effecten geldt de AAOEL (mg/kg lichaamsgewicht) en voor (semi-) chronische effecten de AOEL (mg/kg lichaamsgewicht/dag). Beide grenswaarden beschrijven de maximaal toegestane blootstellingsdosis (inclusief blootstellingsfrequentie).

Figuur B3.1 Schematisch overzicht van de stappen van de methode tussen de toepassing van middelen op een gewasperceel via verspreiding tot verschillende routes van blootstelling.



Figuur B3.1 laat zien dat er drie emissiebronnen zijn:

- druppeldrift (verwaaiing),
- dispersie van vervluchtigde werkzame stof (dampdrift) en
- verwaaiing van partikels (kleine deeltjes werkzame stof en/of werkzame stof gebonden aan stofdeeltjes.

[2] Onder akkergewas valt ook gras e.d.; gras t.b.v. melkproductie in zomerperiode (grazende koeien) en winterperiode (kuilvoer).

Leeswijzer
In deze bijlage bespreken we de blootstelling van omwonenden (kinderen <3 jaar) en volwassenen vanaf 18 jaar) die zich buiten bevinden op een perceel gelegen naast een perceel met een akkergewas-, fruit- of bomenteelt die worden bespoten met in Nederland toegestane GBM. Voor de emissieroutes is onderzocht hoe deze routes leiden tot blootstelling bij omwonenden tijdens het buitenverblijf op een perceel in de nabijheid van toepassingen van GBM.

In B3.2 bespreken we welke informatiebronnen er zijn geraadpleegd op bruikbare wiskundige formules voor het berekenen van de blootstelling buiten. Om de bruikbaarheid van de formules te kunnen toetsen zijn er in- en exclusiecriteria vastgesteld (B3.2.1). Deze informatiebronnen beschrijven welke bronroutes er zijn voor blootstelling buiten (B3.2.2). We presenteren het overzicht in tabel B3.1.

We bespreken in B3.3 de afkortingen van de parameters in de formules en dat indien nodig de afkortingen worden aangepast. Deze aanpassingen zijn nodig om de beschrijving van de verschillen tussen de modelbeschrijvingen en het duiden ervan te vergemakkelijken (B3.3.1). In paragraaf B3.3.2 bespreken we de Europese richtlijn m.b.t. het gebruik van dermale absorptiefracties.
In B3.4 tot en met B3.9 bespreken we de wiskundige formules van EFSA OPEX (EFSA 2014, 2022 en 2025) en US EPA (US EPA 2012 en 2026) die worden gebruikt voor het schatten van de blootstelling van omwonenden. We duiden de verschillen tussen OPEX en EPA, en bespreken de onzekerheden. We stellen per bronroute voor welke formule moet worden gebruikt voor de spuitzonering.
Paragraaf B3.10 bespreekt de geschiktheid van de andere informatiebronnen (BROWSE, OBO 1 en 2 en SPRINT).
Paragraaf B3.11 geeft een overzicht van de informatiebronnen met wiskundige formules voor het berekenen van de blootstelling en geeft overzicht per bronroute of de formule voldoet aan de gestelde criteria (tabel B3.2).
Paragraaf B3.12 geeft een overzicht van de voorkeursformules voor het berekenen van de blootstelling buiten, inclusief de bijbehorende onzekerheden.

B3.2 Informatiebronnen buitenblootstelling

Het rapport 'Modellen om de humane blootstelling aan GBM te berekenen' geeft een overzicht van de modellen die (werden) worden gebruikt (of worden doorontwikkeld) voor het verbeteren van de toelating van GBM (te Biesebeek 2019). Dit rapport bespreekt welke modellen bronroutes kunnen berekenen en welke beperkingen er zijn. De belangrijkste modellen in 2019 waren het toelatingsmodel EFSA OPEX (EFSA 2014) en BROWSE (Buttler Ellis 2017) omdat deze beiden de blootstellingen berekenen van bronroutes relevant voor omwonenden, omstanders, toepassers (werkers die gewassen bespuiten) en werkers met onderhoudstaken (inspectie, snoeien en oogsten). Deze modellen schatten de blootstelling van omwonenden die zich bevinden op korte afstand van de gewasbespuiting. De schatting is op basis van Europese aannames en bijbehorende conservatieve defaults. De huidige opdracht, het schatten van afstand gerelateerde

blootstelling voor de Nederlandse situatie vraagt om een herbeoordeling van de formules en de invoer van de parameters. Daarnaast zijn andere informatiebronnen/onderzoeken onderzocht op methoden die mogelijk afstand gerelateerde blootstelling van bronroutes kunnen schatten. De informatiebronnen waren:

- US EPA (2026)
- US EPA (2011, 2012 en 2026)
- EFSA OPEX (EFSA 2014, 2022 en 2025)
- BROWSE (Buttler Ellis 2017)
- BREAM (Kennedy 2012)
- OBO-1 (Vermeulen et al. (2019))
- OBO-2 (OBO, 2023 en 2025)
- SPRINT (2026)

De onderzochte informatiebronnen gebruiken/presenteren specifieke en generieke modellen. De situatie specifieke modellen zijn vooral bruikbaar in bijzondere situaties waarvoor veel detailinformatie beschikbaar is (b.v. data gegenereerd t.b.v. het project) of worden ingezet voor specifieke doelen (zie OBO-2). Vaak zijn deze specifieke modellen niet robuust, niet breed inzetbaar en hierdoor niet bruikbaar voor de afstand gerelateerde blootstellingsschatting, afstanden onder de 50 meter. Een generiek model daarentegen vraagt om veel minder detailinformatie, is robuust en breed inzetbaar. Daarmee zijn generieke modellen bruikbaar voor de spuitzonering. Ze zijn in combinatie met defaults wel conservatief, ze overschatten de blootstelling

B3.2.1 Inclusie- exclusiecriteria

De uiteindelijke keuze of een onderzocht model geschikt is voor het schatten van de blootstelling, wordt bepaald door de in- exclusiecriteria. Deze zijn:

- Het model moet de blootstelling kunnen schatten en voldoen aan de voorwaarden waarvoor de gezondheidskundige grenswaarden (A)AOEL's zijn vastgesteld.
- Defaults zijn beschikbaar of kunnen worden gemodelleerd
- Het model is robuust en breed inzetbaar en kan blootstellingen schatten t.g.v. alle (machinale) GBM spuittoepassingen op akker-, fruit- en bomenteeltgewassen

Aan het einde van deze bijlage geven we aan welke modellen/modelonderdelen we geschikt achten voor de blootstellingschatting.

B3.2.2 Bronroutes

Op basis van paragraaf 2 Informatiebronnen buitenblootstelling zijn er zes mogelijke bronroutes vastgesteld (zie tabel B3.1) die voor blootstelling kunnen zorgen bij kinderen en volwassenen. Ter ondersteuning van de lezers hebben we de bronroutes voorzien van pad-codes gerelateerd aan de emissiebron: pad-codes S1-S5 (druppeldrift) en pad-code V1 (vervluchtiging werkzame stoffen: dampdrift).

Tabel B3.1 presenteert de bronroutes (n=6) die kunnen leiden tot buitenblootstelling van omwonenden (kinderen en volwassenen) in

relatie tot de emissiebron. De tabel presenteert de bronroutes die zijn onderzocht voor acute blootstelling en gemiddelde blootstelling.

Tabel B3.1 Overzicht emissie- en bronroutes

Emissieroute	**Pad-code**	**Potentiële bronroute blootstelling[1,2]**
spuitdruppels	S1	inhalatie druppeldrift
	S2	dermaal druppeldrift huiddepositie
	S3	dermaal contact oppervlakte t.g.v. druppeldriftdepositie
	S4	oraal handmondgedrag oppervlakte t.g.v. druppeldriftdepositie
	S5	oraal sabbelen objecten oppervlakte t.g.v. druppeldriftdepositie
damp	V1	inhalatie dampdrift

[1] zowel acute als (semi-)chronische blootstelling
[2] kinderen (<3 jaar oud) en volwassenen (vanaf 18 jaar)

B3.3 Aanpak formules en parameters (pad-codes S1- S5 en V1)

B3.3.1 Vergelijken formules en parameters

In paragrafen 4 t/m 10 bespreken we formules die we hebben onderzocht op bruikbaarheid in relatie tot de bronroutes. We hebben gekeken naar de parameters in de formules, de betekenis ervan en de afkortingen zoals gepresenteerd in de informatiebronnen. De informatiebronnen gebruiken niet dezelfde afkortingen waardoor een vergelijking wordt bemoeilijkt. B.v. de parameter inademingssnelheid wordt door US EPA (2026) uitgedrukt met de afkorting 'InhR' terwijl EFSA OPEX (2014, 2022 en 2025) de afkorting 'IR' gebruikt. Daarnaast gebruikt de US EPA (2012) en OPEX in formules de afkortingen voor parameters die dezelfde functie hebben in de berekening, maar waarvoor de definitie niet exact gelijk zijn (b.v. TTR_t versus TTR). Hierdoor wordt een vergelijking tussen formules tussen EPA en OPEX nog eens extra bemoeilijkt. We hebben ervoor gekozen om in de parameteraanduiding van EPA en OPEX waar relevant een parameter een nieuwe afkorting te geven, om zo het vergelijken tussen EPA en OPEX te vergemakkelijken.

B3.3.2 Dermale absorptiefractie GBM (pad-codes S2, S3, S4 en S5)

In Nederland is het College voor de toelating van gewasbeschermingsmiddelen en biociden (Ctgb) verantwoordelijk voor de toelating van GBM. De openbare informatie waarop de toelating van een middel is gebaseerd staat in de 'Toelatingendatabank' en is via de website van het Ctgb toegankelijk (Ctgb 2026); zie ook hoofdstuk 5. De beoordelingsrapporten vermelden welke dermale absorpties (DA) zijn gebruikt in de toelatingsbeoordeling. De afspraak in de EU is dat voor de blootstellingsschatting (na de toepassing) voor werkers en omwonenden het percentage moet worden gebruikt die hoort bij de spuitconcentratie. De DA default is 70%. EFSA beoordeelt de werkzame stoffen binnen de EU en geeft in deze stofbeoordelingen aan of er voldoende informatie is om een lagere DA toe te staan in een toelatingsbeoordeling. Een aanvrager van een middel mag DA-percentages verfijnen op basis van dermale absorptiestudies, studies gebaseerd op de aangevraagde

toepassing. De studies moeten voldoen aan afgesproken richtlijnen (EFSA 2017). Een toelatingsbeoordelaar (Ctgb) controleert of de aangeleverde studies voldoen aan de richtlijnen. Verder schrijven de 2017 richtlijnen voor dat indien de voorgestelde spuitconcentratie van een GBM-toepassing lager is dan de werkelijke spuitconcentratie, het DA-percentage omgekeerd evenredig moet worden verhoogd, de zgn. 'pro rata correctie'. Bijvoorbeeld een geteste verdunning van 10 g/liter heeft een absorptiepercentage van 10%, maar de werkelijke spuitconcentratie is 2,5 g/liter. De 'pro rata' corrigeert de 10% (omgekeerd evenredig) naar een absorptiepercentage van 40%. Indien van toepassing wordt voor het schatten van de interne blootstelling een 'pro rata' correctie uitgevoerd. Het gebruik van DA-percentages van de spuitoplossingen in combinatie met de 'pro rata' correctie is een conservatieve benadering om de onzekerheden in de DA af te dekken.

B3.4 US EPA ExpoBox (2026) inhalatie- en dermale blootstelling

US EPA presenteert op de EPA website[3] een algemene uitleg van formules om blootstellingen te schatten, de ExpoBox (2026). We bespreken de blootstellingsmodellen/formules, maar merken wel op dat de US EPA afkortingen van de parameters zijn aangepast om een betere uitleg/vergelijking te kunnen maken met de andere geraadpleegde informatiebronnen (zie 'Dermale absorptiefractie GBM (pad-codes S2 t/m S5)'.

B3.4.1 US EPA inhalatieblootstelling (pad-codes S1 en V1)

De generieke US EPA-formule voor de inhalatieblootstelling is bruikbaar voor de inhalatieblootstelling aan druppeldrift en dampdrift en wordt uitgedrukt in mg/kg lichaamsgewicht per dag (US EPA 2026). Zie vergelijking 1.

$$ADD_{abs} = C_{air} \times InhR \times ET \times \frac{IA}{BW} \qquad \text{(vergelijking 1)}$$

ADD_{abs} ($I_{bl.st.}$)*	Interne inhalatie blootstelling (mg/per kg lichaamsgewicht/dag)
C_{air} ($C_{buitenlucht}$)*	Concentratie in de buitenlucht in mg per m^3
InhR	Inademingssnelheid in m^3 per uur
ET	Blootstellingstijd in *uur per dag*
IA	Inhalatie absorptie (fractie)
BW	Lichaamsgewicht in *kg*

* toegevoegd om te informatiebronnen te vergelijken

$C_{buitenlucht}$: druppeldrift (bronroute S1)

- $C_{buitenlucht}$ is de invoerparameter van de vergelijking en wordt voor de Nederlandse situatie aangeleverd vanuit de modellering van drift naar de lucht (zie bijlage 1 Verwaaiing van spuitdruppels)
- Voor blootstelling door inhalatie is echter naast de $C_{buitenlucht}$ concentratie ook de blootstellingstijd (ET) belangrijk. De bijlage 1 beschrijft dat alleen onder bepaalde aannames de $C_{buitenlucht}$ concentratie en blootstellingstijd kunnen worden geschat uit de driftwaarden naar de lucht, de spuit-technische parameters en de

[3] https://www.epa.gov/expobox/exposure-assessment-tools-routes

gemiddelde windsnelheid. Zie kopje 'ET: druppeldrift (pad-code S1)'

$C_{buitenlucht}$: dampdrift (pad-code V1)

- $C_{buitenlucht}$ is de invoerparameter van de vergelijking en wordt aangeleverd vanuit de modellering van dampdrift (zie paragraaf 3.3 'Verspreiding na vervluchtiging')

InhR: druppeldrift en dampdrift (pad-codes S1 en V1):
De inademingssnelheid (InhR) tijdens de blootstelling wordt uitgedrukt in m^3 per uur of m^3 per dag. De InhR gedurende druppeldrift en dampdrift wordt mede bepaald door de mate van persoonlijke activiteit gedurende het driftmoment. Welk volume er op basis van welke activiteit moet worden gebruikt staat beschreven in de General Fact Sheet (te Biesebeek et al., 2014). Het volume is naast de activiteit ook afhankelijk van het lichaamsgewicht. De fact sheet presenteert defaults geschikt voor alle Nederlandse (sup)populaties en kent vijf verschillende activiteitsniveaus:

- slapen; zeer lage inademingssnelheid per uur;
- rusten (zitten in de stoel); lage inademingssnelheid per uur,
- Lichte inspanning (stofzuigen); middelmatige inademingssnelheid per uur;
- zware inspanning (hardlopen); hoge inademingssnelheid per uur;
- gemiddelde inspanning (weging van de andere vier); een gemiddelde inademingssnelheid gedurende enkele uren tot 24 per dag.

De General fact sheet presenteert gemodelleerde InhR defaults op basis van activiteit en lichaamsgewicht voor kinderen en volwassenen. De keuze van een activiteit hangt af van het effect waarvoor een risico wordt geschat, i.e. een activiteitniveau passend voor acute (semi-)chronisch effecten.

ET: druppeldrift (pad-code S1):
De blootstellingstijd (ET) spraydrift is niet gelijk aan de duur van een bespuiting van alle akkergewas, fruit- bomenteelt (zie bijlage 1 Verwaaiing van spuitdruppels). Volgens bijlage 1 duurt een akkerbouwgewas bespuiting ongeveer 10 min terwijl een fruit- of bomenteelt bespuiting ca. 30-45 min duurt. De aanname is dat een omwonende (staat stil op een vaste plek) tijdens het spuiten driftdruppels inademt. De omwonende wordt alleen blootgesteld aan druppels tijdens het (meerdere malen) passeren van de spuitmachine. De ET is gecorreleerd aan druppeldrift tijdens het passeren (10 versus 30-45 min), maar niet aan de tijd die de gehele gewasbespuiting vergt.

ET : dampdrift (pad-code V1) :
De blootstellingstijd (ET) van dampdrift heeft geen relatie met het spuitmoment zelf. De vervluchtiging van werkzame stoffen treden pas op na het spuitmoment (zie paragraaf 3.3) en kan gedurende dagen tot weken erna inhalatieblootstelling opleveren. De blootstellingstijd hangt af van hoelang en hoe vaak een omwonende buiten is. Op zomerse dagen zal dit langer zijn dan op minder zonnige dagen. Door de sterke relatie met activiteit (i.e. inademingssnelheid) moet de keuze van de ET default in overeenstemming zijn met activiteit van de omwonende.

IA en BW: druppeldrift en damp (pad-codes S1 en V1):
De inhalatieabsorptie (IA) van een werkzame stof is voor de volledigheid toegevoegd aan de formule. De inhalatieabsorptie is voor risicoschatting standaard 100% (factor '1') waardoor externe inhalatieblootstellingen default gelijk zijn aan de interne blootstelling. De inhalatieabsorptie wordt meestal niet opgenomen in formules. Algemeen: het inbrengen van absorptiefracties in de formules voor inhalatie, dermale en orale blootstelling is noodzakelijk om de bloostelling via deze routes intern te kunnen aggregeren (te sommeren) tot een totale blootstelling (mg/omwonende). Door ook het lichaamsgewicht (BW) toe te voegen aan de formule, wordt een blootstelling berekend op basis van mg/kg lichaamsgewicht. De blootstellingseenheid is daarmee gelijk aan de eenheid van de gezondheidskunde grenswaarde en kan de hoogte van het risico worden geschat (zie hoofdstuk 5 Risicobeoordeling rapport).

B3.4.2 Onzekerheden inhalatieformule US EPA (2026) (pad-codes S1 en V1)

- Druppeldrift (pad-code S1): De belangrijkste onzekerheid zit in de bronroute. Dit komt omdat er alleen blootstelling aan drift plaats kan vinden als een omwonende zich buiten bevindt tijdens de bespuiting. Worst case gaan we default ervan uit dat een omwonende tijdens het spuiten buiten aanwezig is en niet wegloopt
- Dampdrift (pad-code V1): De keuze van de blootstellingstijd (ET) is ook onzeker. De blootstellingstijd hangt af van hoelang en hoe vaak een omwonende buiten is. Op zomerse dagen zal dit langer zijn dan op minde zonnige dagen. ET defaults zijn beschikbaar in EFSA OPEX (2022) en US EPA (2011 en 2012).
- Binnen de huidige opdracht is niet onderzocht welke defaults het meest geschikt zijn.

B3.4.3 US EPA dermale blootstelling (pad-code S2)

Naast inhalatie bevat de EPA ExpoBox ook modellen met de uitleg van de dermale blootstellingformules (US EPA 2026).

Dermale blootstelling via Flux berekeningen:
De dermale flux, oftewel de hoeveelheid stof die per oppervlakte-eenheid en per tijdseenheid door de huid dringt, wordt beschreven met de 'diffusiewet van Fick voor membranen'. Deze wet stelt dat de flux van een stof door een homogeen membraan evenredig is met het concentratieverschil tussen het buitenoppervlak en het binnenoppervlak van het membraan (in dit geval de menselijke huid) en omgekeerd evenredig met de dikte van het membraan. Zie vergelijking 2

$$DA_{event} = Kp \times C \times t \qquad \text{(vergelijking 2)}$$

DA_{event}	Totale dermale flux per gebeurtenis (mg/cm^2)
Kp	Permeabiliteitscoëfficiënt; snelheid waarmee een werkzame stof door de huid migreert (cm/uur)
C	De concentratie van een werkzame stof in oplossing welke in contact is met de huid (mg/cm^3)
t (ET)	Blootstellingstijd van huidcontact met de oplossing (uur per gebeurtenis)

US EPA (2026) beschrijft alleen een interne dermale blootstelling (ADD_{abs}) berekening door gebruik te maken van de dermale dosis (DA_{event}), waarbij het blootgestelde huidoppervlak (SA) nog wordt toegevoegd en de blootstelling ook nog moet worden gecorrigeerd met het lichaamsgewicht (BW). Zie vergelijking 3a.

$$ADD_{abs} = DA_{event} \times \frac{SA}{BW} \quad \text{(vergelijking 3a)}$$

ADD_{abs} ($D_{bl.st.}$)*	Systemische (interne) dermale blootstelling (mg/ kg lichaamsgewicht/gebeurtenis)
DA_{event}	Totale dermale flux per gebeurtenis (mg/cm^2)
SA	Huidoppervlak (lichaamsdeel) in contact met werkzame stof in cm^2
BW	Lichaamsgewicht in *kg*

* toegevoegd om te informatiebronnen te vergelijken

De DA_{event} in bovenstaande formule gaat ervanuit dat er voor iedere stof een geschikt Kp voor menselijke huid beschikbaar is. Dat is voor werkzame stoffen in GBM niet het geval waardoor vergelijking 1 niet bruikbaar is.

Voor het berekenen van de dermale geabsorbeerde dosis GBM wordt de dermale absorptiefractie (DA) van de werkzame stoffen in het GBM gebruikt. De dermale absorptiefractie van werkzame stoffen is default 70% of worden bepaald m.b.v. dermale absorptiestudies uitgevoerd volgens vastgelegde protocollen (EFSA 2017, zie paragraaf 3.2). We beschrijven het alternatief voor vergelijking 3a met vergelijking 3b.

$$ADD_{abs} = C_{huidopp} \times SA \times E_F \times \frac{DA}{BW} \quad \text{(vergelijking 3b)}$$

ADD_{abs} ($D_{bl.st.}$)*	Systemische (interne) dermale blootstelling (mg/ kg lichaamsgewicht/dag)
$C_{huidopp}$	Concentratie werkzame stof op het huidoppervlak (mg/cm^2)
SA	Huidoppervlak (lichaamsdeel) in contact met werkzame stof in cm^2
E_F	Bloostellingsfrequentie in aantal keren per dag, default 1 keer per dag
DA	Dermale absorptie (fractie)
BW	Lichaamsgewicht in *kg*

* toegevoegd om te informatiebronnen te vergelijken

$C_{huidopp}$: druppeldrift (depositie op de huid) en ET (pad-code S2)
Voor dermale blootstelling aan druppeldrift op de huid is $C_{huidopp}$ concentratie werkzame stof in het verticale vlak van belang (zie bijlage 1 Verwaaiing van spuitdruppels Figuur B1.2). De $C_{huidopp}$ concentratie (mg/cm^2) is de invoer van de formule die wordt gemodelleerd met de modellen beschreven in bijlage 1 op basis van de Nederlandse spuitpraktijk. De $C_{huidopp}$ concentratie wordt cumulatief gemodelleerd over de gehele tijdsduur van de bespuiting.

SA: druppeldrift (depositie op de huid) (pad-code S2)
Voor het blootgestelde huidoppervlak (SA) geldt de aanname dat een omwonende rechtovereind staat op een vaste plek tijdens het hele spuitmoment waarbij een driftwolk gedurende het spuitmoment over de omwonende heen waait. Driftdruppels komen op de onbedekte huid van de omwonende (alleen zijde gericht naar de bespuiting) terecht. De SA hangt af van het effect waarvoor het risico wordt geschat. Een acuut of (semi-)chronisch effect. SA defaults staan beschreven in de General Fact Sheet (te Biesebeek et al., 2014).

E_F: druppeldrift (depositie op de huid) (pad-code S2)
Bloostellingsfrequentie (E_F) is het aantal keren per dag blootstelling aan druppeldrift.

DA: druppeldrift (depositie op de huid) (pad-code S2)
Zie paragraaf 3.2. Dermale absorptiefractie GBM (pad-codes S2, S3, S4 en S5).

BW: druppeldrift (depositie op de huid) (pad-code S2)
Zie vorige paragrafen.

B3.4.4 Onzekerheden dermale druppeldrift formule US EPA (2026) (pad-code S2)

- De belangrijkste onzekerheid zit in de bronroute. Dit komt omdat er alleen blootstelling aan drift plaats kan vinden als een omwonende zich buiten bevindt tijdens de bespuiting. Worst case gaan we default ervan uit dat een omwonende tijdens het spuiten buiten aanwezig is en niet wegloopt
- De berekening gaat uit van driftdruppels die terecht komen op de onbedekte huid van de omwonende (SA). De huidbedekking hangt sterk af van buitentemperaturen. Worst case gaat de toelatingsbeoordeling uit van zomerse omstandigheden.

B3.5 EFSA OPEX versus US EPA (2026) inhalatie (pad-codes S1 en V1)

In een EU-toelatingsbeoordeling wordt de blootstelling voor omwonenden geschat met EFSA OPEX (EFSA 2014, 2022 en 2025). EFSA OPEX beschouwt druppeldrift en dampdrift als relevante inhalatiebronroutes van blootstelling.

B3.5.1 OPEX Inhalatie van druppeldrift (pad-codes S1)

OPEX gaat uit van het inademen van een volume aan driftdruppels (ml/dag). De hoeveelheden druppels t.g.v. veldgewasbespuitingen zijn experimenteel bepaald in het project BREAM (Kennedy 2012). Voor fruit- en bomenteelt zijn de druppeldrift volumes afgeleid van Lloyd (1987). In vergelijking met de ExpoBox-formule van US EPA (2026) ziet de OPEX-formule er eenvoudig uit. Bij nader bestuderen is dit niet het geval. De defaults zijn vastgesteld op basis van een aantal onderliggende aannames en omrekeningen beschreven in EFSA OPEX (2014 en 2022). Zie uitleg voor uitleg kopjes Volume spray: driftdruppels veldtoepassing en ‘Volume spray: driftdruppels fruit- en bomenteelttoepassing’.

De inhalatieblootstelling aan spray druppels wordt berekend met vergelijking 4.

$$I_{bl.st.} = volume\ spray \times C_{spray} \times \frac{IA}{BW}$$ (vergelijking 4)

$I_{bl.st.}$	Interne inhalatieblootstelling (mg/kg lichaamsgewicht per dag)
Volume spray	Ingeademd volume driftdruppels (ml per dag) per persoon
C_{spray}	Concentratie werkzame stof in spraydriftdruppels (mg/ml)
IA	Inhalatie absorptie (fractie)
BW	Lichaamsgewicht in kg

Volume spray: driftdruppels veldtoepassing
Gedurende het experimentele spuitmoment (Buttler Ellis 2017 en Kennedy 2012) zijn op korte afstand van de bespuiting driftdruppels aangezogen d.m.v. 'air-samplers'. De toegepaste aanzuigsnelheid (m^3/uur) is een experimentele inademingssnelheid ($InhR_{exp}$). Het druppelvolume bepaald met $InhR_{exp}$ is vervolgens vertaald naar een volume die hoort bij een gemiddelde dagelijkse inademingssnelheid van volwassenen (60 kg) en kinderen (10 kg) en 2 uur blootstelling (ET). De $InhR_{exp}$ is ook vertaald naar volumes die horen bij een hoge inspanningsactiviteit van volwassenen en kinderen gedurende 2 uur blootstelling.
Er zijn veldgewas defaults voor de afstanden 2, 5 en 10 meter. De defaults zijn passend voor agrarisch gebruik in de EU.

Volume spray: driftdruppels fruit- en bomenteelttoepassing
De OPEX defaults zijn afkomstig van Loyd (1987). De defaults voor 5 en 10 meter zijn afgeleid van een gemeten waarde op afstand van 8 meter. Hoe de waarden horend bij 5 en 10 meter zijn afgeleid wordt niet uitgelegd in EFSA OPEX (EFSA 2014 en 2022)
De defaults zijn passend voor agrarisch gebruik in de EU

C_{spray}
De concentratie werkzame stof in driftdruppels (C_{spray}), concentratie van de spuitverdunning in mg/ml is nodig om de hoeveelheid ingeademde werkzame stof (mg) te bepalen.

BW
Zie vorige paragrafen.

B3.5.1.1 Verschil OPEX versus US EPA ExpoBox (2026)
OPEX gaat uit van ingeademd volume driftdruppels (ml/dag) per persoon terwijl de generieke formule van EPA de $C_{buitenlucht}$ concentratie (mg/m^3), de inademingssnelheid (InhR in m^3/uur) en de blootstellingstijd (ET in uur) gebruikt om een inhalatieblootstelling te berekenen. OPEX heeft de InHR en de ET verwerkt in het ingeademde volume driftdruppels per dag.

B3.5.1.2 Onzekerheden inhalatie formule OPEX (2012, 2022 en 2025) druppeldrift (pad-code S1)
De belangrijkste onzekerheid zit in de bronroute. Dit komt omdat er alleen blootstelling aan drift plaats kan vinden als een omwonende zich buiten bevindt tijdens de bespuiting. Worst case gaan we default ervan uit dat een omwonende tijdens het spuiten buiten aanwezig is en niet wegloopt

B3.5.1.3 Voorgestelde berekening op basis van inhalatie formules druppeldrift (pad-code S1)

- De EFSA OPEX benadering gaat niet uit van concentraties uitgedrukt in mg/m^3, maar van ingeademde volumes driftdruppels. Deze zijn voor veldtoepassing experimenteel bepaald d.m.v. BREAM-instellingen en aangepast t.b.v. EFSA toelatingen. De EFSA benadering, default volumes ingeademd (per dag) op afstanden bepalen op basis van Nederlandse veldtoepassingen, is zonder de inhoudelijke kennis van BREAM (instellingen) niet mogelijk. Dit geldt ook voor afstand gerelateerde defaults af leiden voor de fruit- en bomenteelttoepassing. Deze laatste toepassing is gebaseerd op basis van slechts één afstand (8 meter; Lloyd 1987). Voor beide EFSA benaderingen is er een geschikt alternatief beschikbaar. Namelijk de US EPA ExpoBox formule.
- De US EPA (2026) formule is geschikt om blootstelling ten behoeve van een spuitzonering vast te stellen.

B3.5.2 OPEX Inhalatie van dampdrift (pad-code V1)
De berekening van blootstelling via inademing van dampdrift. Zie vergelijking 5.

$$SEBI = VC \times IR \times \frac{IA}{BW}$$ (vergelijking 5)

SEBI ($I_{bl.st}$)*	Interne (systemische) inhalatielootstelling omwonende (mg/kg lichaamsgewicht/dag)
VC ($C_{buitenlucht}$)*	Dampconcentratie werkzame stof in buitenlucht (mg/m^3)
IR (InhR)*	Inademingssnelheid in m^3 per dag
IA	Inhalatie absorptie in % of factor
BW	Lichaamsgewicht in kg

* toegevoegd om te informatiebronnen te vergelijken

De SEBI is de interne (systemische) inhalatieblootstelling (mg/kg lichaamsgewicht per dag) van omwonenden. Deze is vergelijkbaar met de US EPA ExpoBox (2026) inhalatieblootstelling ($I_{bl.st}$).

Dampconcentratie (VC)
De dampconcentratie (VC of $C_{buitenlucht}$) uitgedrukt in mg/m^3 wordt bepaald door atmosferische omstandigheden en de fysische-chemische eigenschappen van een werkzame stof (zie bijlage 2 Verspreiding na verdamping). OPEX laat de atmosferische omstandigheden en deels de fysische-chemische eigenschappen van de individuele werkzame stof buiten beschouwing. OPEX onderscheidt slechts drie typen werkzame stoffen (vluchtig, semi-vluchtig en niet-vluchtige stoffen). Voor vluchtige

stoffen stelt OPEX een berekening voor op basis van verzadigde dampspanning. Echter vluchtige stoffen vallen buiten de huidige spuitzoneringsopdracht. De defaults voor semi-vluchtige en niet-vluchtige stoffen zijn respectievelijk 0,015 mg/m^3 en 0,001 mg/m^3. Beide defaults zijn onafhankelijk van de afstand tot de emissiebron.

Inademingssnelheid (IR)
De inademingssnelheid (IR of InhR) is afhankelijk van de inspanningsactiviteit en beschrijft de inademingssnelheid in m^3/dag, dus een default blootstelling per 24 uur (ET is 24 uur).
De inademingssnelheid kan worden verfijnd met de defaults uit de General Fact sheet (te Biesebeek et al., 2014).

B3.5.2.1 Verschil OPEX versus US EPA ExpoBox (2026)
US EPA ExpoBox (2026), parameter InhR, drukt de inademingssnelheid uit in m^3 per uur en gebruikt de blootstellingstijd (ET). OPEX drukt de inademingssnelheid uit in m^3 per 24 uur

B3.5.2.2 Onzekerheden inhalatie formule OPEX (2012, 2022 en 2025) dampdrift (pad-code V1)

- De belangrijkste onzekerheid zit in de bronroute. Dit komt omdat er alleen blootstelling aan dampdrift plaats kan vinden als een omwonende zich buiten bevindt. OPEX neemt worst case 24 uur aan.
- De dampconcentratie VC ($C_{buitenlucht}$) in de formule kent voor semi-vluchtige en niet vluchtige stoffen conservatieve defaults toe onafhankelijk van de afstand tot de emissiebron. OPEX dekt op deze wijze de werkzame stof specifieke dampdrift concentraties af.

B3.5.2.3 Voorgestelde berekening op basis van inhalatie formules dampdrift (pad-code V1)

- De EFSA OPEX benadering gebruikt geen afstand gerelateerde concentraties (mg/m^3) op basis van afstand.
- De US EPA (2026) formule is geschikt om blootstelling ten behoeve van een spuitzonering vast te stellen.

B3.6 EFSA OPEX versus US EPA (2026) dermale blootstelling door depositie van druppeldrift op de huid (pad-code S2)

EFSA OPEX (2014, 2022 en 2025) beschrijft de dermale omwonendenblootstelling met vergelijking 6.

$$Dermaal = volume\ spray \times C_{spray} \times \frac{DA}{BW} \qquad \text{(vergelijking 6)}$$

Dermaal ($D_{bl.st.}$)*	Interne (systemische) dermale blootstelling omwonenden in mg/kg lichaamsgewicht/dag
Volume spray	volume spraydrift depositie op de onbedekte huid (ml per dag)
C_{spray}	Concentratie werkzame stof spuitvloeistof (mg/m^3)
DA	Dermale absorptie (fractie)
BW	Lichaamsgewicht in kg

* toegevoegd om te informatiebronnen te vergelijken

De dermale interne blootstelling ($D_{bl.st.}$) wordt uitgedrukt in mg/kg lichaamsgewicht/dag en is vergelijkbaar met US EPA ExpoBox (2026).

Volume spray en C_{spray}
De hoeveelheid gedeponeerde driftdruppels (spray) wordt door OPEX uitgedrukt in een absolute hoeveelheid (ml/dag). De defaults volume spray dermaal zijn net als de volumes inhalatie bepaald in het BREAM-project (Buttler Ellis 2016 en Kennedy 2012).
Deze wordt voor de berekening van de blootstelling gecorrigeerd met de concentratie werkzame stof C_{spray}, de concentratie in de spuitvloeistof.
OPEX maakt gebruik van BREAM defaults vastgesteld op 2, 5 en 10 meter afstand tot de bespuiting.
Voor fruit- en bomenteelt zijn de default druppeldrift volumes afgeleid van Lloyd (1987).
De OPEX defaults zijn passend voor agrarisch gebruik in de EU.

DA en BW
Voor de dermale absorptiefractie (DA) zie paragraaf 3.2. Dermale absorptiefractie GBM (pad-codes S2, S3, S4 en S5) en voor BW zie vorige paragrafen.

B3.6.1 Verschil OPEX versus US EPA ExpoBox (2026)
OPEX gaat uit van depositievolumes driftdruppels (ml/dag) terwijl de generieke formule van EPA de depositie als concentratie uitdrukt als mg/cm^2 huidoppervlak ($C_{huidopp}$) om de blootstelling te berekenen.

B3.6.2 Onzekerheden dermale formule OPEX en US EPA (pad-code S2)
- OPEX en US EPA (pad-code S2): De belangrijkste onzekerheid zit in de bronroute. Dit komt omdat er alleen blootstelling aan drift plaats kan vinden als een omwonende zich buiten bevindt tijdens de bespuiting. Worst case gaan we default ervan uit dat een omwonende tijdens het spuiten buiten aanwezig is en niet wegloopt.
- De berekening gaat uit van driftdruppels die terecht komen op de onbedekte huid van de omwonende (SA). De huidbedekking hangt sterk af van buitentemperaturen. Worst case gaat de toelatingsbeoordeling uit van zomerse omstandigheden.

B3.6.3 Voorgestelde berekening dermale blootstelling (pad-code S2)
- De EFSA OPEX benadering gaat niet uit van gedeponeerde concentratie uitgedrukt in mg/m^2. OPEX gaat uit van een gedeponeerd volume (BREAM), maar deze is eenvoudig om te rekenen. Echter, net als voor de inhalatie van spray volumes, is er inhoudelijke BREAM-kennis nodig om afstand gerelateerde dermale defaults voor de Nederlandse veldtoepassing af te leiden. Dat geldt ook voor de EFSA aanpak voor de fruit- en bomenteelttoepassing. Voor beide EFSA benadering is er een geschikt alternatief beschikbaar. Namelijk de US EPA ExpoBox formule.
- De aangepast US EPA (2026) formule is wel geschikt om blootstelling ten behoeve van een spuitzonering vast te stellen.

B3.7 EFSA OPEX versus US EPA (2012) dermale blootstelling door contact met oppervlakken waarop druppeldrift is gedeponeerd (pad-code S3)

OPEX berekent deze bronroute voor volwassenen en kinderen (<3 jaar). De oorzaak van depositie wordt volledig toegewezen aan druppeldrift. Zoals opgemerkt in de vorige paragraaf gaan we voor druppeldrift op de huid ($C_{huidopp}$) uit van de gedeponeerde concentratie op verticale oppervlakken. Voor gedeponeerde druppeldrift op oppervlakken daarentegen gaan we uit van alle mogelijke soorten oppervlakken. Zowel verticaal (deuren) als horizontaal (gazon en hard ondergrond). De modelering van gedeponeerde concentraties ($C_{dep.opp}$) uitgedrukt in mg/cm^2 wordt beschreven in bijlage 1 Verwaaiing van spuitdruppels en zijn de invoer voor deze bronroute (pad-code S3). De aangepaste OPEX formule wordt beschreven met vergelijking 7.

$$SERD = C_{dep.opp} \times TTR \times TC \times ET \times \frac{DA}{BW} \qquad \text{(vergelijking 7)}$$

SERD ($D_{bl.st.}$)*	Interne (systemische) dermale blootstelling omwonenden in mg/kg lichaamsgewicht/dag
$C_{dep.opp}$	Gedeponeerde oppervlakteconcentratie werkzame stof in mg/cm^2
TTR	TTR (turf transferable residu). Fractie van overdracht depositieresidu naar de huid in (fractie)
TC	oppervlak per uur afgeveegd (cm^2/uur), is taak specifiek en houdt rekening met mate/type van huidbedekking
ET	Blootstellingstijd in uur/dag
DA	Dermale absorptie in (fractie)
BW	Lichaamsgewicht in kg

* toegevoegd om te informatiebronnen te vergelijken

B3.7.1 Verschil OPEX versus US EPA (2012)

We vergelijken in deze paragraaf OPEX (2014, 2022 en 2025) met de US EPA (2012) formules voor het schatten van blootstelling aan werkzame stof deposities op oppervlakken. Het EPA model wordt door de VS gebruikt voor het schatten van de dermale blootstelling t.g.v. bespuitingen van gazon/harde oppervlakken. Ook voor de US EPA gaan we voor de spuitzonering uit van de gedeponeerde concentraties. Hiervoor moeten we de EPA formule aanpassen. We verwijderen de toegepaste dosering (AR) en de conversie factoren (CF1, CF2 en CF3) en vervangen deze vier parameters door $C_{dep.opp}$. Zie vergelijkingen 8 (externe blootstelling) en 9 (interne blootstelling).

Opmerking: we presenteren ook de externe US EPA (2012) berekening omdat de externe dermale blootstelling (mg/dag) als invoer wordt gebruikt bij het berekenen van de orale blootstelling van kinderen t.g.v. hand-mond-contact.

$$DE_{tot} = TTR_t \times CF_1 \times TC \times ET$$

waarin:

$$TTR_t = AR \times F \times (1 - F_D)^t \times CF_2 \times CF_3$$

wordt:

$$DE_{tot} = C_{dep.opp} \times F \times (1 - F_D)^t \times TC \times \times ET \qquad \text{(vergelijking 8)}$$

DE_{tot}	Totale **externe** dermale blootstelling omwonenden in mg/dag
TTR_t	TTR (turf transferable residu tijd). Fractie van overdracht depositieresidu naar de huid in % (of factor) op dag t (gewenste dag na toepassing)
AR	Toegepaste dosering (us pounds per acre)
$C_{dep.opp}$*	Gedeponeerde oppervlakteconcentratie werkzame stof in mg/cm^2
F	Fractie werkzame stof residu beschikbaar voor overdracht
F_D	Fractie van het residu welke per dag z'n werking verliest (inactief wordt)
CF_1	Conversiefactor van µg naar mg (0.001 mg/µg)
CF_2	Conversiefactor van us pounds naar µg (4.54 x 10^8 µg/lb)
CF3	Conversiefactor van per acre naar per cm^2 (2.47 x 10^{-8} acre/cm^2).
TC	oppervlak per uur afgeveegd (cm^2/uur), is taak specifiek en houdt rekening met mate/type van huidbedekking
ET	Blootstellingstijd in uur per dag

* toegevoegd om te informatiebronnen te vergelijken

Voor het omrekenen naar de interne dermale blootstelling ($D_{bl.st.}$) voegen we de dermale absorptiefractie (DA) en het lichaamsgewicht (BW) toe aan de formule. Zie vergelijking 9.

$$D_{bl.st.} = C_{dep.opp} \times F \times (1 - F_D)^t \times TC \times ET \times \frac{DA}{BW} \qquad \text{(vergelijking 9)}$$

$D_{bl.st.}$*	**Interne** (systemische) dermale blootstelling omwonenden in mg/kg lichaamsgewicht/dag
$C_{dep.opp}$*	Gedeponeerde oppervlakteconcentratie werkzame stof in mg/cm^2
F	Fractie werkzame stof residu beschikbaar voor overdracht
F_D	Fractie van het residu welke per dag z'n werking verliest (inactief wordt)
TC	oppervlak per uur afgeveegd (cm^2/uur), is taak specifiek en houdt rekening met mate/type van huidbedekking
ET	Blootstellingstijd in uur per dag
DA	Dermale absorptie in (fractie)
BW	Lichaamsgewicht in kg

* toegevoegd om te informatiebronnen te vergelijken

TC en $TFR_{(t)}$ (pad-code S3)
OPEX en EPA hebben een transfer coëfficiënt (TC) toegevoegd aan de formule. De TC beschrijft hoeveel oppervlak er per uur word afgeveegd (cm^2/uur) en is taak specifiek (inclusief intensiteit van contact) en houdt rekening met mate/type van huidbedekking. OPEX gebruikt voor omwonenden TC's die zijn gebaseerd op veel onbedekt huidoppervlak (gebaseerd op zomerse dagen). Daarnaast hebben allebei ook een $TTR_{(t)}$ toegevoegd aan de formules om de fractie van overdracht depositieresidu van oppervlak naar de huid te modelleren.
Het gebruik van TC's en de TTR zijn verdere verfijningen van de dermale berekening en vervangen de SA (oppervlak huid).
US EPA gebruikt de $TTR_{(t)}$ anders dan OPEX. De US EPA gebruikt een TTR_t factor die corrigeert voor de halfwaardetijd van een werkzame stof. Dit resulteert in steeds verder afnemende blootstellingen na de toepassing. Elke opvolgende dag neemt de blootstelling een klein beetje af.

$C_{dep.opp}$ (pad-code S3)
De druppeldriftdepositie ($C_{dep.opp}$) wordt uitgedrukt in mg/cm^2 en wordt als invoerparameter afstand gerelateerd aangeleverd via driftdruppel modellering (zie bijlage 1). Deze gedeponeerde concentraties worden aangeleverd als depositie verticale vlak ($C_{huidopp}$) en als depositie horizontale vlak ($C_{dep.oppv.}$). Figuur B1.1 (bijlage 1) laat zien dat groter driftdruppels sneller naar beneden vallen dan kleinere druppels. De gedeponeerde concentratie $C_{huidopp}$ en $C_{dep.oppv.}$ zullen van elkaar verschillen. Worst case gaan we voor de blootstellingsschatting uit van de hoogst gedeponeerde concentratie.

ET en BW.(pad-code S3)
De blootstellingstijd (ET) en lichaamsgewicht (BW) zijn al besproken in voorgaande paragrafen.

B3.7.2 Onzekerheden dermale formules OPEX en US EPA (pad-code S3)

- OPEX en US EPA: Wanneer we naar het doel van de TTR in beide formules kijken komt het neer op een overdracht van gedeponeerde driftdruppels via een factor. De overdracht is sterk afhankelijk van het oppervlak waarop gedeponeerde driftdruppels zitten. Voor gladde oppervlakken is de factor hoger dan die voor ruw. De buitensituaties zijn een mix van mogelijke oppervlakken waardoor TTR's een hoge onzekerheid met zich meebrengen. Deze onzekerheid wordt groter naarmate werkzame stoffen (vooral door het type middel) goed of minder kunnen hechten aan deze oppervlakken. Omdat de combinatie type oppervlak en de hechteigenschappen werkzame stof onzeker zijn, gebruikt een toelatingsbeoordeling conservatieve defaults. Binnen de huidige opdracht is niet onderzocht hoe OPEX en US EPA tot de TTR default keuzes komen.
- OPEX en US EPA: In vergelijkbare mate geldt dit ook voor de TC. De TC's zijn gebaseerd op US EPA studies. Binnen de huidige opdracht is niet onderzocht hoe OPEX en US EPA tot de TC default keuzes komen.
- De keuze van de blootstellingstijd (ET) is ook onzeker. Binnen de huidige opdracht is niet onderzocht hoe OPEX en US EPA tot de ET-default keuzes komen.

- De berekening gaat uit van TC's die zijn gecorreleerd met activiteit en mate van onbedekte huid van de omwonende (SA). De huidbedekking hangt sterk af van buitentemperaturen. Worst case gaat de toelatingsbeoordeling uit van zomerse omstandigheden.

B3.7.3 Voorgestelde berekening dermale blootstelling (pad-code S3)

- Beide formules zijn geschikt om blootstelling ten behoeve van een spuitzonering vast te stellen.
- De meest verfijnde optie is US EPA (2012) omdat EPA de halfwaardetijd van werkzame stoffen in de berekening meenemen.

B3.8 EFSA OPEX versus US EPA (2012) orale blootstelling door hand-mond-contact met oppervlakken waarop druppeldrift is gedeponeerd (pad-code S4)

In deze paragraaf bespreken we de formules volgens EFSA OPEX (2014, 2022 en 2025) en US EPA (2012). We gaan voor de spuitzonering uit van de gedeponeerde concentraties op oppervlakken ($C_{dep.opp}$) uitgedrukt in mg/cm^2.

De OPEX formule voor het berekenen van de orale blootstelling aan gedeponeerde druppeldrift t.g.v. hand-mond-contact is complex en bevat veel parameters om de blootstelling te beschrijven. Zie hieronder vergelijking 10.

$$SOE_H = C_{dep.opp} \times TTR \times SE \times SA \times Freq \times ET \times \frac{OA}{BW} \qquad \text{(vergelijking 10)}$$

SOE_H ($O_{bl.st.htm}$)	Interne (systemische) orale blootstelling t.g.v. handmondgedrag uitgedrukt in mg/kg lichaamsgewicht/dag
$C_{dep.opp}$*	Gedeponeerde oppervlakteconcentratie werkzame stof in mg/cm^2
SE	Speeksel extractie factor in % of factor
SA ($hand_{opp}$)*	Oppervlakte van de hand (vingers) in de mond in cm^2
Freq ($Freq_{htm}$)*	Frequentie hand naar de mond aantal keren per uur
ET	Blootstellingstijd in uur
OA	Orale absorptie in % of factor
BW	Lichaamsgewicht in kg

* toegevoegd om te informatiebronnen te vergelijken

B3.8.1 Verschil OPEX versus US EPA (2012)

Ter vergelijking met de OPEX berekening hieronder de US EPA (2012) formule. Zie vergelijking 11.

$$E_H = HR \times (F_M \times SA_h) \times (ET \times N_Replen) \times [1 - (1 - SE)^{\frac{Freq)HtM}{N_{Rplen}}}] \times OA$$

waarin:

$$HR = \frac{(Fai_{hands} \times DE_{tot})}{(SA_h \times 2 \times BW)}$$

wordt:

$$E_H = \frac{(F_{hands} \times DE_{tot} \times OA)}{(SA_h \times 2 \times BW)} \times (F_M \times SA_h \times ET \times N_Replen) \times [(1 - (1 - SE)^{\frac{Freq)HtM}{N_{Rplen}}}]$$

(vergelijking 11)

E_H ($O_{bl.st.htm}$)*	Interne (systemische) orale blootstelling t.g.v. het handmondgedrag uitgedrukt in mg/kg lichaamsgewicht/dag
HR	Residu werkzame stof op de hand (mg/cm^2);
OA	Orale absorptie (fractie)
Fai_{hands}	fractie handen t.o.v. het totaal oppervlak
DE_{tot}	Totale externe dermale blootstelling (mg/dag) bepaald via vergelijking 8
SA_h	Oppervlak van één hand in cm^2
2	2 handen
BW	Lichaamsgewicht in kg
F_m	Fractie oppervlak van de hand in de mond per event
ET	Blootstellingstijd in uur per dag
N_Replen	Aantal keer per uur opladen van de hand (contact oppervlak met werkzaam stof residu)
SE	Speeksel extractiefactor (fractie)
FReq_HtM ($Freq_{htm}$)*	Frequentie hand naar de mond in keren per uur
ET	Blootstellingstijd in uur per dag
BW	Lichaamsgewicht in kg

* toegevoegd om de informatiebronnen te vergelijken

In één oogopslag wordt duidelijk dat de US EPA formule nog complexer is dan de OPEX formule. We bespreken de OPEX berekening en tegelijkertijd de verschillen met US EPA.

De US EPA formule bevat geen gedeponeerde concentraties op oppervlakken ($C_{dep.opp}$). Deze zit al verwerkt in de US EPA berekening van de totale externe dermale blootstelling (DE_{tot}), zie vergelijking 8). De DE_{tot} is een invoer parameter in vergelijking 11.

SE: OPEX versus US EPA (pad-code S4)
Door handcontact met oppervlakteresidu vindt overdracht plaats tussen het besmette oppervlak en de huid. Tijdens handmondcontact zal er een fractie van het residu op de hand door het speeksel worden opgenomen en oraal beschikbaar komen voor opname. OPEX en US EPA gebruiken de parameter speeksel extractie factor (SE) om de orale beschikbaarheid uit te drukken. Er is wel een verschil van het toepassen van de SE. OPEX gebruikt de SE in de berekening als vaste factor waarbij iedere keer als er contact is dezelfde fractie wordt opgenomen door het speeksel. EPA corrigeert de SE op basis van het aantal keren 'hand naar de mond (Freq_HtM) en 'het aantal keren dat de hand weer wordt opgeladen door contact met gedeponeerde concentraties' (N_Replen).

SA: OPEX versus US EPA (pad-code S4)
Het OPEX-handoppervlak (SA) is het oppervlak van de hand in contact met de mond. Een standaard oppervlak in cm^2. EPA gaat uit van het oppervlak van één hand (SA_H) en corrigeert in de berekening m.b.v. de parameter F_m (fractie handoppervlak in contact met de mond) en een tweede correctiefactor (Fai_{hands}) fractie van huidoppervlak van twee handen (SA_H x 2) t.o.v. de totale huidoppervlakte onbedekte huid (DE_{tot}, zie vergelijking 8).

B3.8.2 Onzekerheden orale formules hand-mond-contact OPEX en US EPA (pad-code S4)

- US EPA: De DE_{tot} (zie vergelijking 9) is een invoerprameter van de orale berekening. De DE_{tot} berekeningen kent meerdere onzekerheden. Zie voor onzekerheden vorige paragraaf vergelijking 9. Deze werken door in de orale berekening.
- OPEX en US EPA: De defaults die te maken hebben met hand-mond-contact zoals oppervlakte hand in de mond (SA vs SA_h), aantal keren hand naar de mond (Freq vs Freq_HtM) en het aantal keren opladen van de hand (niet gebruikt door OPEX vs N-Replen (EPA)) zijn niet verder onderzocht in de huidige studie. Er is niet onderzocht waarop OPEX en US EPA de keuzes baseren.

B3.8.3 Voorgestelde berekening orale blootstelling door hand-mond-contact (pad-code S4)

- Beide formules zijn geschikt om blootstelling ten behoeve van een spuitzonering vast te stellen, waarbij
- De EFSA OPEX (2014, 2022 en 2026) de voorkeur heeft als lagere tier berekening (eenvoudiger en robuuster) terwijl
- US EPA indien nodig kan dienen als een verfijning van de orale blootstellingsberekening handmondgedrag. Dit model is verfijnder in vergelijking met OPEX door het inbrengen van extra modelparameters, maar deze brengen per parameter wel extra onzekerheden met zich mee.
- De defaults i.v.m. handmondgedrag, zijn niet uitvoerig onderzocht op onzekerheden. Ook niet op verfijning met recentere (betere) informatie in de literatuur. We bevelen aan om de defaults (of data waarop de defaults zijn gebaseerd) als zodanig te gebruiken. Het is wel raadzaam om daarnaast de defaults beter te onderzoeken.

B3.9 EFSA OPEX versus US EPA (2012) orale blootstelling door sabbelen op objecten waarop druppeldrift is gedeponeerd (pad-code S5)

We gaan voor de spuitzonering uit van de gedeponeerde concentratie oppervlakken ($C_{dep.opp}$) uitgedrukt in mg/cm^2.
De OPEX berekening orale blootstelling t.g.v. sabbelen objecten op basis van mg/cm^2 volgens vergelijking 12

$$SOE_O = C_{dep.opp} \times DRP \times IgR \times \frac{OA}{BW}$$ (vergelijking 12)

SOE_O ($O_{bl.st.obj}$)*	Interne (systemische) orale blootstelling t.g.v. het sabbelen op objecten uitgedrukt in mg/kg lichaamsgewicht/dag
$C_{dep.opp}$*	Gedeponeerde oppervlakteconcentratie werkzame stof in mg/cm^2
DRP	Percentage werkzame stofoverdracht tijdens sabbelen op objecten uitgedrukt in (fractie)
IgR ($object_{opp}$)*	Gesabbeld oppervlak object in cm^2
OA	Orale absorptie (fractie)
BW	Lichaamsgewicht in kg

* toegevoegd om te informatiebronnen te vergelijken

B3.9.1 Verschil OPEX versus US EPA (2012)

Om de gedeponeerde concentratie op oppervlakken ($C_{dep.opp}$) uitgedrukt in mg/cm^2 te kunnen gebruiken moeten we de US EPA (2012) formule aanpassen. Hiervoor verwijderen we de toegepaste dosering (AR) en de conversie factoren (CF1, CF2 en CF3) en vervangen deze vier parameters door $C_{dep.opp}$. De aangepaste US EPA (2012) berekening van de orale blootstelling t.g.v. sabbelen objecten wordt beschreven volgens vergelijking 13.

$$E_O = OR \times SAM_O \times (ET \times N_Replen) \times [1 - (1 - SE)^{\frac{Freq_OtM}{N_Replen}}] \times \frac{OA}{BW}$$

waarin:

$$OR = C_{dep.opp} \times F_O$$

wordt:

$$E_O = C_{dep.opp} \times F_O \times SAM_O \times ET \times N_Replen \times [1 - (1 - SE)^{\frac{Freq_OtM}{N_Replen}}] \times \frac{OA}{BW}$$ (vergelijking 13)

E_O ($O_{bl.st.obj}$)*	Interne orale blootstelling t.g.v. het sabbelen op objecten uitgedrukt in mg/kg lichaamsgewicht per dag
OR	Dosis werkzame stof residu op object op dag 't' (mg/cm^2)
$C_{dep.opp}$*	Gedeponeerde oppervlakteconcentratie werkzame stof in mg/cm^2
F_O	Fractie werkzame stof residu op het object

SAM_o ($object_{opp}$)*	Oppervlak gesabbeld object (cm^2)
ET	Blootstellingstijd in uur per dag
N_Replen	Aantal keer per uur opladen van de hand (contact oppervlak met werkzaam stof residu)
OA	Orale absorptie in (fractie)
SE	Speeksel extractiefactor (fractie)
Freq_OtM	Frequentie object naar de mond in keren per uur
BW	Lichaamsgewicht in kg

* toegevoegd om te informatiebronnen te vergelijken

Net als voor hand-mond-contact geldt ook voor het sabbelen op objecten dat de US EPA formule veel complexer is dan de OPEX formule. We bespreken de OPEX berekening en tegelijkertijd de verschillen met US EPA.

- OPEX versus EFSAOPEX gebruikt in tegenstelling tot US EPA geen blootstellingstijd in de formule (geen ET).
- Beide formules maken gebruik van gesabbeld objectoppervlak ((IgR = $object_{opp}$) versus SAM_o).
- OPEX en US EPA gebruiken allebei de parameter speeksel extractie factor (SE) om de orale beschikbaarheid uit te drukken. EPA berekent de SE op vergelijkbare wijze als de SE in de hand-mond-contact formule. De SE sabbelen wordt gecorrigeerd met het aantal keren 'object naar de mond' (Freq_OtM) en 'het aantal keren dat het object weer wordt opgeladen door contact met gedeponeerde concentraties' (N_Replen).
- Het percentage van gedeponeerd druppeldrift op het object welk overdraagbaar van object naar speeksel wordt door beide formules gebruikt, maar aangeduid met ander afkoringen: (DRP (OPEX) versus F_O (US EPA)).

B3.9.2 Onzekerheden orale formules sabbelen op objecten OPEX en US EPA (pad-code S5)

- OPEX en US EPA: Het percentage van gedeponeerd druppeldrift op het object die overdraagbaar is van object naar speeksel (DRP versus F_O) zijn voor de huidige opdracht niet onderzocht. Er is niet onderzocht waarop OPEX en US EPA de keuzes baseren.
- OPEX en US EPA: De defaults die te maken hebben met object-mond-contact zoals oppervlakte gesabbeld object ((IgR = $object_{opp)}$ versus SAMo), aantal keren sabbelen object (niet gebruikt door OPEX versus Freq_OtM (US EPA)) en het aantal keren opladen van het object (niet gebruikt door OPEX versus N-Replen (US EPA)) zijn niet verder onderzocht in de huidige studie. Er is niet onderzocht waarop OPEX en US EPA de keuzes baseren.

B3.9.3 Voorgestelde berekening orale blootstelling door sabbelen op objecten (pad-code S5)

- Beide formules zijn geschikt om blootstelling ten behoeve van een spuitzonering vast te stellen, waarbij
- De EFSA OPEX (2014, 2022 en 2025) de voorkeur heeft als lagere tier berekening (eenvoudiger en robuuster) terwijl

- US EPA indien nodig kan dienen als een verfijning van de orale blootstellingsberekening sabbelen op objecten. Dit model is verfijnder in vergelijking met OPEX door het inbrengen van extra modelparameters, maar deze brengen per parameter wel extra onzekerheden met zich mee.
- We bevelen aan om de defaults (of data waarop de defaults zijn gebaseerd) als zodanig te gebruiken. Het is wel raadzaam om daarnaast de defaults beter te onderzoeken.

B3.10 Overige informatiebronnen

B3.10.1 BROWSE en BREAM

In 2017 is het BROWSE-model gepubliceerd (Butler Ellis 2017). De modellen in BROWSE zijn ontwikkeld met als doel om de schatting van de blootstelling van omwonenden aan GBM voor regelgevingsdoeleinden te verbeteren. De gemodelleerde populatie (zowel volwassenen als kinderen) bevindt zich in de buurt gedurende het moment van de toepassing en/of na de toepassing van middelen. Ondanks de ambities heeft BROWSE geen officiële status in de EFSA richtsnoeren gekregen (te Biesebeek et al 2019, EFSA 2022 en 2025 en fera 2026), maar voor BREAM (één van de BROWSE modules; (Kennedy 2012) geldt dat wel (EFSA 2014, 2022 en 2025). Huidig onderzoek naar de status van BROWSE levert op dat de software van dit programma nog wel kan worden aangevraagd via de website van fera maar dat de verdere ontwikkeling ervan is gestopt (fera 2026). De website meldt dat BREAM inmiddels is vervangen door de opvolger BREAM2[4]. Een quick scan levert op dat BREAM2 net als de voorganger volumes (ml/dag) als uitvoer oplevert.
De ontwikkeling (onderhoud) van BROWSE is gestopt en daarmee ongeschikt voor de spuitzonering. Dat geldt ook voor BREAM. Voor BREAM is er inhoudelijke kennis nodig om afstand gerelateerde defaults voor de Nederlandse veldtoepassing af te leiden. Voor beide modellen zijn er geschikte alternatieven beschikbaar. Namelijk de US EPA ExpoBox modellen voor inhalatie en dermale blootstellingsschatting.

B3.10.2 OBO-1 (OBO, 2019)

In het OBO-1 project is de inhalatie aan druppeldrift niet meegenomen. Dampconcentraties t.g.v. dampdrift zijn gemodelleerd maar het is onduidelijk of de blootstelling in relatie tot de toepassing en afstand ook is gemodelleerd.
De inhalatie en de dermale blootstelling aan werkzame stofdeeltjes in de lucht werd berekend met behulp van de wiskundige formules gepresenteerd in Shi & Zhao (2014). Deze bronroutes zijn niet relevant voor de spuitzonering (zie rapport paragraaf 3.4 Verspreiding van deeltjes).

[4] https://shop.fera.co.uk/our-science-science-strategy/scientist-profiles/active-r-d/the-bream2-calculator.html

Binnen het kader van de OBO-studie werden drie (toegevoegde) pilotstudies uitgevoerd:

- werkzame stof concentraties gemeten via het dragen van polsbandjes;
- passieve luchtmonsters op basis van polyurethaanschuim (PUF) schijven;
- persoonlijke blootstelling aan pesticiden door middel van haaranalyse;
- handenveegproef (doekjes).

De analyses tonen aan dat er blootstelling aan werkzame stoffen is, maar deze zijn niet te relateren aan korte afstanden (buitenshuis) tot de veldtoepassing. Deze methoden vallen af voor de spuitzonering.

B3.10.3 OBO-2 (2025)

Het RIVM onderzoekt samen met Nivel en het Institute for Risk Assessment Sciences (IRAS) of mensen ziek kunnen worden door in contact te komen met GBM in hun woonomgeving. Bijvoorbeeld door het inademen van stoffen in de lucht of via huisstof. Dit onderzoek heet OBO-2: het tweede Onderzoek naar Bestrijdingsmiddelen en Omwonenden. Het doel van het onderzoek is om na te gaan of GBM nadelen hebben voor de gezondheid van mensen. OBO-2 is begonnen in 2023 en is naar verwachting in 2031 afgerond. In tegenstelling tot OBO-1, gericht op akkergewastoepassing, wordt in OBO-2 specifiek de blootstelling t.g.v. het gebruik van werkzame stoffen in de fruitteelt onderzocht. Op basis van het projectvoorstel OBO-2 (Work Package 2) wordt duidelijk dat dit onderzoek zich richt op de verspreiding van werkzame stoffen t.g.v. druppel- en dampdrift en concentratie-afstand gerelateerd gaat modelleren. Daarnaast worden er urinemonsters verzameld bij omwonenden en geanalyseerd op concentraties werkzame stof. De humane blootstellingsrisico’s op effecten worden met epidemiologische modellering onderzocht en niet op basis van extern/interne blootstellingsmodellering zoals besproken onder OPEX (2014, 2022 en 2025) en US EPA (2012 en 2026). Op basis van de projectbeschrijvingen zal OBO-2 geen modellen voorstellen om blootstelling op basis van afstandgerelateerde concentraties te berekenen.

B3.10.4 SPRINT (2026)

Het EU project SPRINT heeft als doel het ontwikkelen, testen, valideren en implementeren van een wereldwijde ExpoBox voor risicobeoordeling van de volksgezondheid, waarmee de impact van pesticiden op land- en waterecosystemen, alsook op de gezondheid van planten, dieren en mensen, integraal kan worden geëvalueerd (SPRINT, 2026). De ExpoBox bevat vnl. modellen die de verspreiding van werkzame stoffen door het milieu in kaart brengen (zie paragrafen 3.3 en 3.4 van het rapport). De SPRINT ExpoBox bevat op dit moment geen modellen om blootstelling op basis van afstand gerelateerde concentraties te berekenen.

B3.11 Modellen geschikt/ongeschikt voor spuitzonering op basis van de in- en exclusiecriteria

Tabel B3.2 presenteert een overzicht van de relevante modellen welke de inhalatie, dermale en/of orale blootstelling voor de bronroutes kunnen berekenen en voldoen aan de gestelde criteria. De modellen van de US EPA ExpoBox (2026), EFSA OPEX (2014, 2022 en 2025) en US EPA (2012) zijn vergeleken met de criteria. De informatiebronnen BROWSE (Buttler Ellis 2017), BREAM (Kennedy 2012), OBO-1 (Vermeulen 2019), OBO-2 (2023 en 2025) en SPRINT (2026) zijn niet opgenomen in de tabel (zie paragraaf 10).

Tabel B3.2 Overzicht modellen per bronroute die op basis van inclusie- en exclusiecriteria geschikt (ja) of ongeschikt (nee) zijn voor de spuitzonering.

Bronroutes en inclusie- en exclusiecriteria	**US EPA ExpoBox (2026)**			**EFSA OPEX (2022)**			**US EPA (2012)**		
	inhalatie	dermaal	oraal	inhalatie	dermaal	oraal	inhalatie	dermaal	oraal
(pad-code S1) inhalatie druppeldriftdruppels									
toetsen tegen de (A)AOEL	ja	-	-	nee	-	-	-	-	-
defaults zijn beschikbaar/te modelleren	ja	-	-	nee	-	-	-	-	-
model robuust en breed inzetbaar en geschikt voor akkergewas, fruit en bomenteelt	ja	-	-	nee	-	-	-	-	-
(pad-code S2) dermaal druppeldrift op de huid									
toetsen tegen de (A)AOEL	-	ja	-	-	nee	-	-	-	-
defaults zijn beschikbaar/te modelleren	-	ja	-	-	nee	-	-	-	-
model robuust en breed inzetbaar en geschikt voor akkergewas, fruit en bomenteelt	-	ja	-	-	nee	-	-	-	-
(pad-code S3) dermaal druppeldrift gedeponeerd op oppervlakken									
toetsen tegen de (A)AOEL	-	ja	-	-	ja	-	-	ja	-
defaults zijn beschikbaar/te modelleren	-	ja	-	-	ja	-	-	ja	-
model robuust en breed inzetbaar en geschikt voor akkergewas, fruit en bomenteelt	-	ja	-	-	ja	-	-	ja	-
(pad-code S4) oraal hand-mond-contact druppeldrift gedeponeerd op oppervlakken									
toetsen tegen de (A)AOEL	-	-	-	-	ja	ja	-	ja	ja
defaults zijn beschikbaar/te modelleren	-	-	-	-	ja	ja	-	ja	ja
model robuust en breed inzetbaar en geschikt voor akkergewas, fruit en bomenteelt	-	-	-	-	ja	ja	-	ja	ja
(pad-code S5) oraal sabbelen object druppeldrift gedeponeerd op oppervlakken									
toetsen tegen de (A)AOEL	-	-	-	-	ja	ja	-	ja	ja
defaults zijn beschikbaar/te modelleren	-	-	-	-	ja	ja	-	ja	ja
model robuust en breed inzetbaar en geschikt voor akkergewas, fruit en bomenteelt	-	-	-	-	ja	ja	-	ja	ja
	-	-	-	-	ja	ja	-	ja	ja
(pad-code V1) inhalatie dampdrift									
toetsen tegen de (A)AOEL	ja	-	-	nee	-	-	-	-	-
defaults zijn beschikbaar/te modelleren	ja	-	-	nee	-	-	-	-	-

Bronroutes en inclusie- en exclusiecriteria	**US EPA ExpoBox (2026)**			**EFSA OPEX (2022)**			**US EPA (2012)**		
	inhalatie	dermaal	oraal	inhalatie	dermaal	oraal	inhalatie	dermaal	oraal
model robuust en breed inzetbaar en geschikt voor akkergewas, fruit en bomenteelt	ja	-	-	nee	-	-	-	-	-

- niet bedoeld voor deze bronroute

B3.12 Eindselectie van modellen, onzekerheden en aanbevelingen spuitzonering

B3.12.1 Modellen inhalatie druppeldrift (pad-code S1) en dampdrift (pad-code V1)

Zie vergelijking 1. Het generiek model inhalatie volgens de ExpoBox van de US EPA (2026).
In dit model wordt de inhalatie van werkzame stoffen in de lucht, in damp- of druppelvorm, bepaald als het product van de luchtconcentratie van damp of druppels met de inademingssnelheid (het volume debiet) en de blootstellingsduur op de dagen van blootstelling. Dit leidt tot een ingeademde hoeveelheid werkzame stof op de blootstellingsdagen. Van deze ingeademde hoeveelheid wordt de in het lichaam opgenomen hoeveelheid bepaald door de absorptie over de long-bloed barrière in rekening te brengen. Voor inhalatieroutes wordt doorgaans 100% aangenomen. Gegevens over inademingssnelheid van de Nederlandse bevolking zijn beschikbaar (te Biesebeek 2014). Afhankelijk van de duur van de blootstelling kan een andere inademingssnelheid aangenomen worden om variabiliteit in blootstellingsomstandigheden af te dekken. Voor acute blootstelling kan bijvoorbeeld een relatief hoge inademingssnelheid worden aangenomen die hoort bij lichte inspanning. Voor een chronische blootstelling geldt de gemiddelde inademingssnelheid over een dag.
Om de inhalatieblootstelling te berekenen is de afstandsafhankelijke buitenluchtconcentratie van werkzame stof in de lucht nodig ($C_{buitenlucht}$, in mg/m^3). Deze volgt uit de verspreidingsmodellen voor damp en druppeldrift (zie hoofdstuk 3).

Onzekerheden inhalatie druppeldrift (pad-code D1)

- onzekerheid: het wel of niet buiten aanwezig zijn tijdens het moment van spuiten. We gaan worst case uit van buiten staan tijdens het spuitmoment.
- onzekerheid in de blootstellingstijd (ET), de tijd dat er druppeldrift is en de inademingssnelheid (InhR) op basis van de mate van inspanning tijdens druppeldrift

Onzekerheden inhalatie dampdrift (pad-code V1)

- onzekerheid: het wel of niet buiten aanwezig zijn tijdens het moment van dampdrift.
- onzekerheid in de blootstellingstijd (ET), de tijd dat er dampdrift is en de inademingssnelheid (InhR) op basis van de mate van inspanning tijdens dampdrift

B3.12.2 Dermale blootstelling door depositie van druppeldrift op de huid (pad-code S2)

Zie vergelijking 3b. Het aangepaste model op basis van het dermale model in de ExpoBox van de US EPA (2026).
De blootstelling aan werkzame stof in druppels op de huid volgt uit de gedeponeerde druppeldrift op het (verticale) oppervlak van een blootgestelde persoon, en een aanname van de grootte van het (onbedekte) huidoppervlak. Van de gedeponeerde hoeveelheid GBM op de huid wordt de dermale absorptie gebruikt om de in het lichaam opgenomen hoeveelheid te schatten. De depositie op een verticaal oppervlak ($C_{huidopp}$, in mg/cm^2) volgt uit de druppeldrift modellering

Onzekerheden dermale blootstelling door depositie van druppeldrift op de huid (pad-code D2)

- onzekerheid: het wel of niet buiten aanwezig zijn tijdens het moment van spuiten. We gaan worst case uit van buiten staan tijdens het spuitmoment
- onzekerheid: De berekening gaat uit van driftdruppels die terecht komen op de onbedekte huid van de omwonende (SA). De huidbedekking hangt sterk af van buitentemperaturen. Worst case gaat de toelatingsbeoordeling uit van zomerse omstandigheden.

B3.12.3 Dermale blootstelling door contact met oppervlakken waarop driftdruppels zijn gedeponeerd (pad-code S3)

Voor de modellering van de dermale blootstelling aan werkzame stof van oppervlakken op het woonperceel zijn twee mogelijke modellen:

- Optie 1, het EFSA OPEX dermaal model voor Surface deposition (EFSA OPEX 2014, 2022 en 2025, zie vergelijking 7);
- Optie 2, Post-application Dermal Exposure Algorithm – Physical Activities on Turf (US EPA 2012, vergelijking 9).

Deze modellen gaan uit van de oppervlakteconcentratie van GBM op oppervlakken rondom de woning ($C_{dep.opp}$). Van deze oppervlakteconcentratie kan een deel naar de huid overgaan bij huidcontact. Dit is het zogenaamde 'transferable residue'. Dit wordt gecombineerd met een aanname over het oppervlak dat per tijdseenheid wordt aangeraakt en de dermale absorptie van het GBM om de opgenomen hoeveelheid in het lichaam te bepalen. De gedeponeerde druppeldrift concentratie op een verticaal oppervlak ($C_{dep.opp}$, in mg/cm^2) volgt uit de druppeldrift modellering

Onzekerheden dermale blootstelling door contact met oppervlakken waarop driftdruppels zijn gedeponeerd (pad-code D3)

- onzekerheid in de blootstellingstijd (ET) en hoe vaak een omwonende buiten verblijft. Wat is het gedrag van de omwonende? Worst case gaan we uit van zomerse omstandigheden, c.q. elke dag enkele uren buiten zijn.
- onzekerheid: de TTR (turf transferable residu). Fractie van overdracht gedeponeerde druppeldrift naar de huid in % (of factor) is afhankelijk van type oppervlak waarop de keuze van default wordt bepaald, maar dit is in huidige opdracht niet onderzocht.
- onzekerheid: de TC (Transfer Coëfficiënt) OPEX defaults zijn laag t.o.v. de US EPA default. De achtergrond (basis van OPEX versus US EPA is niet onderzocht.
- onzekerheid: TC's zijn gecorreleerd met activiteit en mate van onbedekte huid van de omwonende (SA). De huidbedekking hangt sterk af van buitentemperaturen. Worst case gaan we uit van zomerse omstandigheden, c.q. een groot onbedekt huidoppervlak.

B3.12.4 Orale blootstelling door hand-mond-contact met oppervlakken waarop druppeldrift is gedeponeerd (pad-code S4)

Voor kinderen wordt de orale blootstelling door hand-mond contact meegenomen. Wanneer er, na dermaal contact met verontreinigde oppervlakken, een concentratie werkzame stof op de handen achterblijft, wordt de orale blootstelling geschat op basis van de frequentie (per dag) waarmee de hand in de mond wordt gebracht, het contact oppervlak tussen hand en mond, en de speeksel-extractie effectiviteit. Van de via de mond ingenomen hoeveelheid wordt een deel geabsorbeerd in het lichaam. Deze absorptie wordt beschreven met een orale absorptie fractie.

Er zijn twee modellen die hiervoor gebruikt kunnen worden:

- Voorkeur: EFSA OPEX formule Children's hand-to-mouth transfer (EFSA 20214, 2022 en 2025, zie vergelijking 10);
- Verfijning: Post-application Hand-to-Mouth Exposure Algorithm (US EPA 2012, zie vergelijking 11). Dit model is verfijnder in vergelijking met OPEX door het inbrengen van extra modelparameters, maar deze brengen per parameter wel extra onzekerheden met zich mee. Om de blootstelling via deze bronroute te schatten is de gedeponeerde druppeldrift concentratie ($C_{dep.opp}$) in mg/cm^2 op oppervlakken rond het woonperceel nodig. Deze volgt uit de druppeldrift modellering.

Onzekerheden oraal door hand-mond-contact met oppervlakken waarop druppeldrift is gedeponeerd (pad-codeS4)

- zie onzekerheden *dermaal* door contact met oppervlakken waarop driftdruppels zijn gedeponeerd (pad-code S3)
- onzekerheid in gedragsparameters hand-mond-contact.

B3.12.5 Orale blootstelling door sabbelen op objecten waarop druppeldrift is gedeponeerd (pad-code S5)

Kleine kinderen kunnen worden blootgesteld door het sabbelen op objecten waarop werkzame stoffen zijn gedeponeerd. De blootstelling hangt af van gedeponeerde druppeldrift concentraties van de werkzame stof op het object ($C_{dep.opp}$). Vervolgens wordt de orale blootstelling bepaald uit de grootte van het contactoppervlak tussen mond en object, de overdrachtsefficiëntie en (eventueel) de blootstellingsduur. Er zijn twee modellen beschikbaar.

Voorkeur: EFSA OPEX formule Children's object-to-mouth transfer (EFSA 2014, 2022 en 2025, , zie vergelijking 12)

Verfijning: Post-application Object-to-Mouth Exposure Algorithm US EPA (2012, zie vergelijking 13).

Dit model is verfijnder in vergelijking met OPEX door het inbrengen van extra modelparameters, maar deze brengen per parameter wel extra onzekerheden met zich mee. De gedeponeerde druppeldrift concentratie op een object ($C_{dep.opp}$) in mg/cm^2 volgt uit de druppeldrift modellering

Onzekerheden oraal door sabbelen op objecten waarop druppeldrift is gedeponeerd (pad-codee D4)

- zie onzekerheden *dermaal* door contact met oppervlakken waarop driftdruppels zijn gedeponeerd (pad-code S3)
- onzekerheid in gedragsparameters sabbelen op objecten

Aanbeveling algemeen:
De grootste onzekerheden hebben te maken met het gedrag van omwonenden. Het is onduidelijk wat de tijdsbesteding van omwonenden is. Zolang dit gedrag onbekend is kunnen we alleen conservatieve aannames gebruiken in de schattingen. Dit zal zorgen voor overschattingen van de blootstellingen.

B3.13 Referenties

Buttler Ellis C, van de Zande JC, van den Berg F, Kennedy MC, O'Sullivan CM, Jacobs CM, Fragkoulis G, Spanoghe P, Gerritsen-Ebben R, Frewer LJ and Charistou A. The BROWSE model for predicting exposures of residents and bystanders to agricultural use of plant protection products: An overview. Biosystems Engineering 154 (2017) pages 92-104.
https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1537511016305086

Te Biesebeek JD, Nijkamp MN, Bokkers BHG. Wijnhoven SWP. 2014. General Fact Sheet. General default parameters for estimating consumer exposure – Updated version 2014. RIVM Report 090013003/2014.

Te Biesebeek, JD, van Klaveren JD, Rietveld AG, Wezenbeek JM, and Komen CMD. 2019. Modellen om de humane blootstelling aan gewasbeschermingsmiddelen te berekenen: een stand van zaken. RIVM Briefrapport 2019-0031

College voor de toelating van gewasbeschermingsmiddelen en biociden (Ctgb) 2026. Toelatingendatabank.
https://toelatingen.ctgb.nl/nl/authorisations

EFSA (European Food Safety Authority), 2014. Guidance on the assessment of exposure of operators, workers, residents and bystanders in risk assessment for plant protection products. EFSA Journal 2014;12(10):3874, 55 pp., doi:10.2903/j.efsa.2014.3874.

EFSA (European Food Safety Authority), Buist H, Craig P, Dewhurst I, Hougaard Bennekou S, Kneuer C, Machera K, Pieper C, Court Marques D, Guillot G, Ruffo F and Chiusolo A, 2017. Guidance on dermal absorption. EFSA Journal 2017;15(6):4873, 60 pp.
https://doi.org/10.2903/j.efsa2017.4873.

EFSA (European Food Safety Authority), Charistou A, Coja T, Craig P, Hamey P, Martin S, Sanvido O, Chiusolo A, Colas M and Istace F, 2022. Guidance on the assessment of exposure of operators, workers, residents and bystanders in risk assessment of plant protection products. EFSA Journal 2022;20(1):7032, 134 pp.
https://doi.org/10.2903/j.efsa.2022.7032

EFSA (European Food Safety Authority) External Scientific Report. Bemelmans D, Varewyck M and Verbeke T (2025). Update of EFSA Operator Exposure Calculator. Doi: 10.2903/sp.efsa.2025.EN-9302

Kennedy MC, Butler Ellis MC and Miller PCH, 2012. BREAM: a probabilistic bystander and resident exposure assessment model of spray drift from an agricultural boom sprayer. Computers and Electronics in Agriculture, 88, 63–71.

Lloyd GA, Bell GJ, Samuels SW, Cross JV and Berry AM, 1987. Orchard sprayers: comparative operator exposure and spray drift study. Agricultural Science Service, Agricultural Development and Advisory Service, Ministry of Agriculture Fisheries and Food, UK.
OBO, 2019. Research on exposure of residents to pesticides in the Netherlands (Onderzoek Bestrijdingsmiddelen en Omwonenden). Wetenschappelijk rapport, beschikbaar via https://www.rivm.nl/sites/default/files/2019-04/Onderzoeksrapport%20OBO.pdf

OBO-2 (Onderzoek bestrijdingsmiddelen en omwonenden) 2023. https://www.rivm.nl/bestrijdingsmiddelen/onderzoek-bestrijdingsmiddelen-en-omwonenden

OBO-2 (Onderzoek bestrijdingsmiddelen en omwonenden) 2025. WP2: Exposure Assessment: Environmental and human exposure from sideways and upward spraying.

Shi, S. & Zhao, B. (2014) Modelled Exposure Assessment via Inhalation and Dermal Pathways to Airborne Semivolatile Organic Compounds (SVOCs) in Residences Environmental Science & Technology 2014 48 (10), 5691-5699.

US EPA (US Environmental Protection Agency) (2011). Exposure Factors Handbook (2011 Edition). https://www.epa.gov/expobox/exposure-factors-handbook-2011-edition

US EPA (US Environmental Protection Agency) (2012). Standard Operating Procedures for Residential Pesticide Exposure Assessment. usepa-opp-hed_residential_sops_oct2012.pdf

US EPA (US Environmental Protection Agency) (2026). Exposure Assessment Tools by Routes. Exposure Assessment Tools by Routes | US EPA

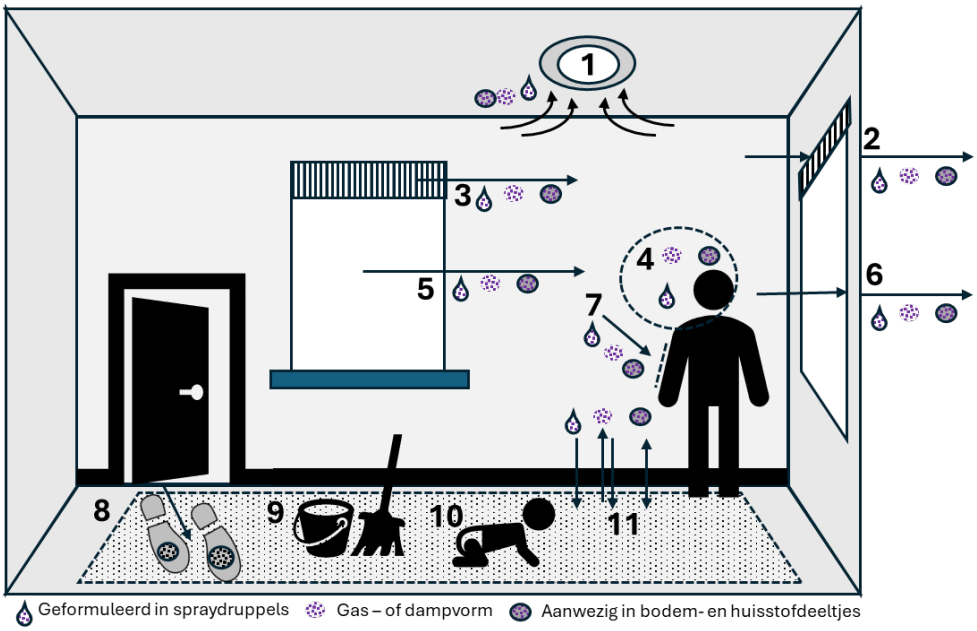
Bijlage 4 Blootstelling in het binnenmilieu

B4.1 Inleiding

Blootstelling in het binnenmilieu kan plaatsvinden doordat gewasbeschermingsmiddelen (GBM) in de buitenlucht zich verspreiden door middel van druppeldrift, damp en opgewaaide bodemdeeltjes en in die verschijningsvormen naar de binnenlucht van de woning of gebouw worden verplaatst door ventilatie. Daarnaast kan er bodem met een gehalte aan geadsorbeerd GBM de vloeren van het binnenmilieu bereiken doordat het onder de schoenzolen van de bewoners of in de vacht van huisdieren naar binnen wordt gelopen (Figueiredo et al., 2022a). Personen die aanwezig zijn in het binnenmilieu kunnen worden blootgesteld door binnenlucht met daarin GBM in te ademen, depositie van GBM van de binnenlucht naar de huid en door dermaal contact met oppervlakten die gecontamineerd zijn met GBM. Voor deze blootstellingsroutes zijn modellen beschikbaar en gepresenteerd (zie bijlage 3), maar voor toepassing voor het binnenmilieu zijn berekeningen van GBM in de binnenlucht en GBM op binnenoppervlakken nodig.

De mogelijke gezondheidsrisico's van de geschatte blootstelling worden ingeschat voor verschillende mate van intensiteit, frequentie en tijdsduur, namelijk (i) een piekperiode van 1 tot 14 dagen waarin de blootstelling het hoogst is, (ii) een periode van ongeveer 3 maanden waarin de blootstelling hoger kan zijn ten opzichte van de rest van het jaar (semi-chronisch) en (iii) het gehele jaar als gemiddelde chronische achtergrondconcentratie (Zie hoofdstuk 5 van het rapport). Dit vraagt om rekenmodellen die (i) inzicht geven in tijdelijke piekconcentraties van GBM in de binnenlucht als gevolg van een korte periode van GBM toepassing op het landbouwperceel, (ii) kunnen nagaan of en in welke mate er binnen een jaar periodes zijn waarin GBM concentraties in de binnenlucht en op oppervlakken tijdelijk zijn verhoogd zijn, dan wel (iii) achtergrondconcentraties kunnen afleiden voor de binnenlucht en oppervlakten die gelden voor het gehele jaar. Daarom is een gestructureerde review uitgevoerd door na te gaan welke rekenmodellen in OBOmod (Figueiredo et al., 2022a) zijn toegepast voor het kwantificeren van de verplaatsing van GBM van buitenlucht naar binnenlucht, van bodem naar binnenoppervlakken, welke processen GBM uit het binnenmilieu verwijderen en in hoeverre achtergrondblootstelling aanwezig kan zijn door uitwisselingsprocessen tussen binnenlucht, oppervlakken en huisstof. In eerste instantie is OBOmod beschouwd, omdat deze het doel heeft om het specifieke blootstellingsscenario van omwonenden van landbouwpercelen waar GBM gespoten wordt op een precieze wijze te modelleren zodat gemeten concentraties in het binnenmilieu kunnen worden verklaard (Figueiredo et al., 2022a). Indien OBOmod geen modellen beschrijft voor bepaalde verspreidingsprocessen naar, in of uit het binnenmilieu, wordt gekeken naar humane blootstellingsmodellen die zijn toegepast in regulatoire kaders, zoals ConsExpo Web (Delmaar & Schuur,2017) , CSOIL (Van Breemen et al., 2020) en de basis van wetenschappelijke literatuur waarop de modellen van DustEx zijn gebaseerd (rivm.nl, 2026).

Figuur B4.1 Overzicht van mogelijk relevant verspreidingsprocessen voor blootstelling aan werkzame stoffen uit GBM in het binnenmilieu.



1: Uitstroom via mechanische ventilatie, 2: uitstroom van gefilterde binnenlucht door ventilatieroosters, 3: instroom van gefilterde buitenlucht door ventilatieroosters, 4: beschikbaar voor inhalatoire blootstelling door inademing binnenlucht, 5: instroom van ongefilterde buitenlucht door openstaande ramen, deuren of kieren, 6: uitstroom van ongefilterde binnenlucht door openstaande ramen, deuren of kieren, 7: beschikbaar voor dermale depositie uit binnenlucht, 8: binnenlopen van bodemdeeltjes volgens 'mee-naar-huis-breng-route' 9: eliminatie van gecontamineerd binnenoppervlak door dweilen, schoonmaken of stofzuigen, 10: beschikbaar voor dermale blootstelling via gecontamineerd oppervlak, 11: uitwisselingsprocessen tussen binnenlucht en -oppervlak door sedimentatie van druppels, filmvorming en vervluchtiging van damp en neerslaan en resuspensie van huisstof.

B4.2 Ventilatie van buitenlucht en binnenlucht

Verplaatsing van buitenlucht naar binnenlucht vindt plaats als gevolg van de ventilatie van het gebouw. Bij het ventileren stroomt de buitenlucht naar binnen en een gelijk volume van binnenlucht stroomt naar buiten. Dit zorgt ervoor dat een gebouw wordt voorzien van frisse lucht (IPLO2026a), maar het zorgt er ook voor dat stoffen, aerosolen en stofdeeltjes met GBM uit de buitenlucht het binnenmilieu bereiken (Figueiredo et al., 2022). De instroom van GBM door ventilatie kan worden berekend als een flux (g per uur) door de concentraties van GBM in druppels, bodemdeeltjes en verdampte GBM in de buitenlucht ($g.m^{-3}$) te vermenigvuldigen met het luchtventilatiedebiet (m^3 per uur). Daarbij is het ventilatiedebiet gelijk aan het volume van de binnenlucht (m^3) vermenigvuldigd met het ventilatievoud (per uur) dat uitdrukt hoe vaak in een uur tijd de lucht in de ruimte ververst wordt.
In OBOmod is de verplaatsing van GBM van buiten- naar binnenlucht berekend (Figueiredo et al., 2022) door een toepassing van het gComis model (Feustel & Raynor-Hooson, 1990) dat het ventilatiedebiet schat op basis van gebouwkarakteristieken zoals hoogte, de aanwezigheid van kieren en de invloed van lokale luchtdruk, temperatuur en windsnelheid (Feustel, 1989). Het is dus niet ontworpen als directe toepassing voor het berekenen van binnenluchtconcentraties van stoffen op basis van buitenluchtconcentraties en gebouwkarakterisitieken. De toepassing van

gComis in OBO is gevalideerd door outputconcentraties te vergelijken met gemeten concentraties in het binnenmilieu. De gemeten concentraties worden hierin voor 40% (R^2 = 0.4) verklaard door het gComis model (Figueiredo et al., 2022a). Er is daarom geen directe aanleiding om gComis in te passen als model voor de verplaatsing van GBM van buitenlucht naar binnenlucht, omdat het niet direct beschikbaar is en de complexiteit van het model de onzekerheden in de uitkomst niet significant reduceert.
Ventilatie hoeft in geval van nieuwbouw echter niet op complexe wijze berekend te worden. Het Besluit Bouwwerken Leefomgeving (BBL, 2024) beschrijft namelijk vastgelegde eisen aan ventilatie in nieuwbouw als ventilatiedebieten per functie van de ruimtes van het gebouw of woning en het aantal vierkante meters (dm^3/s per m^2). Als dusdanig wordt bij nieuwbouw mechanische installatie geïnstalleerd die in specifieke ruimtes zoals keukens, badkamers en toiletten extra afzuigt vanwege ongewenste geuren, schimmelvorming of fijnstof. Het afzuigen van deze ruimtes zorgt voor onderdruk, waardoor er meer buitenlucht wordt aangezogen uit openstaande ramen of ventilatieroosters (Milieucentraal, 2026b). Voor reeds bestaande bouw is het bouwjaar van belang voor het schatten van ventilatiedebieten. In gebouwen uit een bouwjaar van de jaren 70 of eerder is mechanische ventilatie vaak niet aanwezig. De binnenlucht wordt dan ververst met buitenlucht door natuurlijke ventilatie via ramen, deuren, kieren en ventilatieroosters, waardoor het openen en sluiten hiervan een vorm van menselijk gedrag is dat bepalend is voor de ventilatievoud (Milieucentraal, 2026a,b). Een inventarisatie van binnenluchtvolumes en ventilatievouden, zowel voor open en gesloten ramen, van Nederlandse woningen en gebouwen voor het berekenen van concentraties in binnenlucht is gepubliceerd in een factsheet ter ondersteuning van het consumentenblootstellingsmodel ConsExpo Web(Te Biesebeek et al., 2014). Op basis hiervan kunnen ventilatiedebieten worden ingeschat.
Indien een kwetsbare groep verblijft op een locatie met verontreinigde buitenlucht, zoals bijvoorbeeld een school nabij een drukke verkeersweg, zijn er eisen en aanbevelingen voor het filteren van de buitenlucht voordat deze binnenstroomt (RVO, 2025). De filters worden geplaatst op de ventilatieroosters. De mechanische ventilatie zorgt voor het debiet waarmee lucht van buiten instroomt, terwijl ramen en deuren zoveel mogelijk gesloten moeten blijven. Hierdoor stroomt de lucht via de filters naar binnen, waardoor verontreinigend stof wordt tegengehouden voordat dit het binnenmilieu bereikt. De effectiviteit van de filters staan per klasse vastgelegd als norm (RVO, 2025). De instroom van stoffen in de buitenlucht, zoals GBM, kan dan met het volgende model worden geschat.

$F_{in} = C_{buitenlucht} \times Q_{ventilatie} \times (100\% - Eff_{filter})$, met
$Q_{ventilatie} = V_{binnenlucht} \times q_{ventilatie}$
Vergelijking 1

De effectiviteit van de filter verschilt echter per verschijningsvorm van de stof. Opgewaaide bodemdeeltjes worden op grootte als fijnstof gefilterd, terwijl actieve koolstoffilters chemische dampen absorberen. Ventilatie is echter ook verantwoordelijk voor het verplaatsen van stoffen van de binnenlucht naar de buitenlucht. De uitstromende flux via ventilatie is op een zelfde wijze te formuleren:

$F_{uit} = C_{binnenlucht} \times V_{binnenlucht} \times q_{ventilatie}$
Vergelijking 2

De concentraties van GBM in de binnenlucht kan dan eenvoudig worden benaderd als een steady-state waarbij in- en uitstroom gelijk is. $F_{in} = F_{uit}$, zodat

$C_{binnenlucht} = C_{buitenlucht} \times (100\% - Eff_{filter})$
Vergelijking 3

Dit betekent ook dat als de instroom van buitenlucht de enige route is waardoor GBM de binnenlucht bereikt en de filtereffectiviteit 0% is, een situatie voorspeld wordt waarbij de binnenluchtconcentratie gelijk is aan de buitenluchtconcentratie. Daarnaast kan de binnenluchtconcentratie ook als verloop in de tijd worden ingeschat volgens de humane blootstellingmodellen van ConsExpo Web op basis van de instroom van de stof naar de binnenlucht, het binnenluchtvolume en het ventilatievoud:

$C_{binnenlucht(t)} = \frac{F_{in}{}^{-q_{ventilatie}t}}{V_{binnenlucht}}$, zodat $C_{binnenlucht(t)} =$

$C_{binnenlucht(t)} = \frac{F_{in(t)}}{V_{binnenlucht} \times q_{vent}}(1 - \exp(q_{vent} \times t))$ *, zodat*

$C_{binnenlucht(t)} = C_{buitenlucht(t)} \times (100\% - Eff_{filter}) \times (1 - \exp(q_{vent} \times t))$

Vergelijking 4

$C_{binnenlucht}$	Concentratie in de binnenlucht in g per m^3
$C_{binnenlucht(t)}$	Concentratie in de binnenlucht in g per m^3 in verloop van tijd
$C_{buitenlucht}$	Concentratie in de buitenlucht in g per m^3
$C_{buitenlucht(t)}$	Concentratie in de buitenlucht in g per m^3 in verloop van tijd
Eff_{filter}	Effectiviteit van de filter in %
F_{in}	Instromende flux van GBM in g per uur
F_{uit}	Uitstromende flux van GBM in g per uur
$q_{ventilatie}$	Ventilatievoud van de binnenlucht in per uur
$Q_{ventilatie}$	Ventilatiedebiet in m^3 lucht per uur
$V_{binnenlucht}$	Volume van de binnenlucht in m^3
t	Verloop van tijd in uur

Bovenstaande relatief eenvoudige rekenmodellen (vergelijkingen 1-4) worden toegepast voor het afleiden van binnenluchtconcentraties bij het bepalen van blootstelling via inademing van binnenlucht en dermale depositie uit de binnenlucht (vergelijking 1 en 3 van bijlage 3) bij de risicobeoordeling van piekblootstelling en semi-chronische blootstelling. Daarbij moet kunnen worden aangenomen dat andere verspreidingsroutes die zorgen voor instroom naar binnenlucht verwaarloosbaar zijn ten opzichte van de flux van buitenlucht naar binnenlucht via ventilatie.

B4.3 Aanwezigheid van GBM in huisstof

In de nabije omgeving van landbouwpercelen waar GBM worden verspoten, worden hoeveelheden GBM gemeten in huisstof (Oomen et al., 2004; Figueireido et al., 2022a, Deziel et al., 2017). GBM dat is neergeslagen op de bodem en geadsorbeerd blijft kan het binnenmilieu bereiken als bron voor huisstof, doordat het door personen wordt binnengelopen als grond onder de schoenzolen, op kleding of door huisdieren met grond in de vacht (Teysseire et al., 2020). In OBOmod (Figueiredo et al., 2022a) wordt naar dit verspreidingsproces verwezen als de 'mee naar huis breng route (take home pathway)'. De hoeveelheid GBM die het binnenmilieu bereikt volgens deze route wordt niet in OBOmod doorgerekend, omdat de relevantie van dit verspreidingsproces niet bekend is (Figueiredo et al., 2022a). In plaats daarvan wordt in OBO het binnenlopen van grond beschouwd als een bron van huisstof en als een mogelijke verklaring voor de onzekerheden in de geschatte blootstelling in het binnenmilieu (Figueireido et al., 2022a).

In CSOIL wordt de hoeveelheid bodemdeeltjes in huisstof uitgedrukt als 80% van de massa, wat aangeeft dat voor dit model bodemdeeltjes eveneens als belangrijke bron van huisstof worden beschouwd (Van Breemen et al., 2020) gebaseerd op eerdere inventarisaties van de herkomst van het materiaal in huisstof (Oomen et al. 2008; Oomen & Lijzen, 2004). De formule voor blootstelling door dermaal contact met gecontamineerd oppervlak zoals beschreven in EFSA OPEX (2022) voor buitenoppervlakken kan daarmee ook worden toegepast voor binnenoppervlakken door de oppervlakteconcentratie (C_{opp}) te berekenen als de concentratie van GBM in bodem (g/kg bodem) en een schatting van de hoeveelheid bodem in het binnenmilieu per oppervlak als 80% van de hoeveelheid huisstof ($FR_{bodem\text{-}huistof}$ = 0.8 kg bodem per kg huisstof). De hoeveelheid bodem die van het buitenoppervlak naar binnenoppervlakken wordt verplaatst door de 'mee naar huis breng route' kan daarom ruwweg geschat worden op basis van metingen en de massabalans van huisstof, waarbij het binnenlopen van bodem en het neerdwarrelen van huisstof uit de binnenlucht de ingaande stromingen zijn en eliminatie door stofzuigen, schoonmaken of dweilen de verwijderingsprocessen zijn.

$F_{in} = F_{uit} = F_{binnenlopen} + F_{neerdwarrelen} = m_{huisstof} \times k_{elimimatie}$, zodat
Vergelijking 5

$F_{binnenlopen} = m_{huisstof} \times k_{elimimatie} - F_{neerdwarrelen}$
Vergelijking 6

$F_{neerdwarrelen}$	Netto flux voor de hoeveelheid neerdwarrelend huisstof per dag per vloeroppervlakte*[A]	0,002-0,08 g per m^2 per dag	Oomen en Lijzen 2004
$m_{huisstof}$	Hoeveelheid gemeten huisstof per vloeroppervlakte	0,38 – 6,5 g per m^2	Oomen en Lijzen 2004

$k_{elimimatie}$	Snelheidsconstante voor eliminatie	5 per jaar (0,014 per dag)	Geschat op basis van Allot et al. 1993; Qian et al; 2008, Layton & Beamer, 2009
$F_{binnenlopen}$	Flux voor de hoeveelheid binnengelopen huisstof per dag per vloeroppervlakte	0,003 – 0,009 g per m^2 per dag	Geschat op basis van vergelijking 6*[B,C]

A: Het neerdwarrelen van huisstof is een netto flux van zowel huisstof dat de binnenlucht heeft bereikt als stofdeeltje uit de buitenlucht en huisstof dat is gesuspendeerd vanaf binnenoppervlak en terug naar beneden dwarrelt.
B: Uitkomsten van vergelijking 6 waarbij is aangenomen dat bij de lage oppervlakteconcentratie (0,38 g per m^2) minder huisstof neerdwarrelt (0,002 g per m2 per dag) en bij hoge oppervlakteconcentratie (6,5 g per m^2) meer stof neerdwarrelt (0,08 g per m^2 per dag).
C: De afgeleid van een oppervlakteconcentratie ($m_{huisstof}$) uitgedrukt in $g.m^{-2}$. Echter, de grootte van het binnenoppervlak (m^2) is niet direct een variabele voor de hoeveelheid die wordt binnengelopen. Huizen met een groter woonoppervlak hebben vaak meer bewoners of huisdieren die bijdragen aan de 'mee-naar-huis-breng-route' , maar die bijdrage is niet lineair proportioneel met woonoppervlak.

$$C_{opp.binnen} = \frac{C_{bodem} \times (F_{binnenlopen} + FR_{bodem-huisstof} \times F_{neerdwarrelen})}{k_{eliminatie}}$$

Vergelijking 7

Bij blootstelling door dermaal contact met oppervlakken in het buitenmilieu (bijlage 3 blootstelling buiten route S3, vergelijking 7) wordt naar oppervlakteconcentratie ($C_{dep.opp}$) verwezen als de som van depositie van de bronroutes op het oppervlak waarmee de huid van een persoon in contact komt. De modellering van blootstelling door dermaal contact aan bodemverontreinigende stoffen die aanwezig zijn in huisstof wordt in CSOIL echter specifiek uitgewerkt voor het binnenmilieu (Van Breemen et al. 2020). De dagelijkse blootstelling via dermaal contact in het binnenmilieu wordt namelijk uitgedrukt en geparametriseerd als:

$$D_{derm.bl.st.} = \frac{Opp_{huid} \times f_{matrix} \times c_{soil-huid} \times k_{derm.abs.} \times C_{bodem} \times t_{derm.bl.st} \times FR_{bodem-huiststof}}{BW}$$

Vergelijking 8

Symbool	Beschrijving	Parameterwaarde en eenheid
BW	Lichaamsgewicht (body weight)	kg lichaamsgewicht
C_{bodem}	Concentratie van de verontreinigend stof in bodem	g per kg bodem
$c_{soil-huid}$	Afdekgraad van de huid van bodem	5,6 10^{-4} kg bodem per m^2 huid
$D_{derm.bl.st.}$	Dagelijkse blootstelling bodemverontreinigende	g per dag per kg lichaamsgewicht

	stof door dermaal contact met huisstof	
f_{matrix}	Matrix factor voor dermale opname	0,15
$FR_{bodem-huiststof}$	Massafractie van bodem in huisstof	0,8 g bodem per g huisstof
$k_{derm.abs.}$	Snelheidsconstante voor dermale absorptie	Kind: 0,01 per uur Volwassene: 0,005 per uur
Opp_{huid}	Oppervlakte van blootgestelde huid	Kind: 0,05 m^2 Volwassene: 0,09 m^2
$t_{derm.bl.st}$	Blootstellingsduur van dermaal contact met huisstof	Kind: 9,14 uur per dag Volwassene: 14,9 uur per dag

Het model voor dermale dagelijkse blootstellingsdosis van een verontreinigende stof die via bodem in huisstof terecht is gekomen (vergelijking 8) zoals is uitgewerkt in CSOIL kan daarom ook toegepast worden door de GBM te beschouwen als de verontreinigende stof. Sterker, de uitwerking sluit aan op het specifieke gedrag van een stof bij dermale blootstelling via huisstof. Anderzijds is de modelmatige optie door een oppervlakteconcentratie voor het binnenmilieu af te leiden (vergelijking 7) consistent met de afleiding van blootstelling door dermaal contact met verontreinigde oppervlakten in het buitenmilieu (blootstelling buiten route S3 vergelijking 7).

B4.4 Achtergrondblootstelling door uitwisseling tussen lucht, oppervlakken en huisstof in het binnenmilieu

Stoffen die uit de buitenlucht het binnenmilieu bereiken via ventilatie of de 'mee naar huis breng route' kunnen aanwezig blijven door verspreidingsprocessen zoals depositie en filmvorming op binnenoppervlakken en sorptie met neerdwarrelend huisstof om vervolgens weer terug te vervluchtigen naar de binnenlucht (Salthammer et al., 2018; Teysseire et al., 2020). Ook GBM kunnen voorkomen als (semi)-vluchtige organische stoffen voor de binnenlucht en kunnen via ventilatie uit de buitenlucht het binnenmilieu betreden (Salthammer et al., 2018). Als gevolg van uitwisselingsprocessen in het binnenmilieu kunnen deze stoffen achterblijven in het binnenmilieu en kan er alsnog achtergrondblootstelling plaatsvinden via inhalatie, dermale absorptie en/of ingestie (Salthammer et al., 2018).

Ook GBM kunnen in het binnenmilieu voor langere tijd aanwezig blijven door deze uitwisselingsprocessen en met name de interactie met huisstof (Figueiredo et al., 2022a). Daardoor zijn GBM concentraties binnenshuis niet direct een reflectie van dichtbij zijnde en recente toepassingen, maar ook afhankelijk van toepassingen in het verleden en van GBM die over langere afstand door de lucht zijn getransporteerd na toepassingen in gebieden verderop (Fuhrimann et al. 2020).
In OBOmod worden GBM-concentraties binnenshuis voorspeld met het Dustpred model dat de uitwisseling van GBM in gas- of dampvorm in de binnenlucht en sorptie aan huisstof berekent (Figueiredo et al., 2022a). Dit model is gebaseerd op het partitiegedrag van vluchtige organische stoffen in het binnenmilieu zoals staat beschreven in de wetenschappelijke publicatie van Weschler & Nazaroff (2010).

$$C_{huisstof} = \frac{FR_{OM\ huisstof} \times K_{OA} \times C_{gas}}{\rho_{huisstof}}$$

C_{gas}	Concentratie van de stof in gas- of dampvorm in de binnenlucht in g.m^{-3}
$C_{huisstof}$	Concentratie van de stof in huisstof in g.kg^{-1}
$FR_{OM\ huisstof}$	Fractie organische materiaal in huisstof in g per g.
$K_{huisstof-stof}$	Evenwichtsconstante voor de verhouding tussen de concentratie in huisstof en lucht in kg.m^{-3}
K_{OA}	Octanol-lucht-partitiecoëfficiënt
$\rho_{huisstof}$	Dichtheid van huisstof in kg.m^{-3}

Het DustPred model is succesvol toegepast door Weschler & Nazaroff voor het schatten van de sorptie van ftalaten in huisstof (Weschler & Nazaroff, 2010), maar voor andere stoffen kent het model onzekerheid vanwege (i) de grootte van de huisstofdeeltjes, omdat meer substantie wordt geadsorbeerd door grotere huisstofdeeltjes, (ii) in scenarios waarbij de stof in relatief korte tijd in de binnenlucht verblijft, waardoor het sorptieproces niet genoeg tijd heeft om in een equilibrium te komen en (iii) stoffen met een hoge K_{OA} hebben grotere affiniteit om in huisstof te adsorberen en hebben daarvoor ook meer tijd nodig (Salthammer et al., 2018). In het voorspellen van de verspreiding van GBM in de binnenlucht is sprake van scenario's met een dergelijke dynamiek in de tijd. De spraytoepassingen zijn immers niet continu, maar op gezette tijden voor een aantal dagen in het jaar. Deze beperkingen in het modelleren maken de toepassing van DustPred op zichzelf al onzeker en dat wordt ook erkend in de evaluatie van OBOmod bij de vergelijking tussen gemeten en voorspelde concentraties. De capaciteit van Dustpred om binnenshuis gemeten GBM concentraties te verklaren wordt namelijk beschreven als laag en daarbij worden meer modelbeperkingen genoemd (Figueiredo et al., 2022a), zoals de afbraaksnelheid van pesticiden in het binnenmilieu (Li et al., 2019), gedrag van de bewoners zoals het afvegen van de schoenen op een deurmat bij binnenkomst (Teysseire et al., 2020), maar voornamelijk vanwege de complexe matrix van samengestelde materialen waar huisstof uit bestaat (Fuhrimann et al., 2020). Het modelleren van achtergrondconcentraties in het binnenmilieu is daarom in OBO erkend als één van de grootste uitdagingen voor het inschatten van levenslange chronische blootstelling van omwonenden.
In OBOmod is met Dustpred alleen de sorptie met huisstof opgenomen als model voor het voorspellen van achtergrondconcentraties van GBM in het binnenmilieu. Verspreidingsprocessen zoals het neerslaan van spraydruppels, filmvorming en vervluchtiging vanaf binnenoppervlakken, en vervluchtiging uit huisstof worden dus niet met OBOmod gemodelleerd (Figueiredo et al., 2022a).
DustEx is een rekenmodel dat deze processen wel simuleert in een serie van vijf differentiaalvergelijken die de emissie en concentratie van een vluchtige organische stof in de vier compartimenten berekenen voor (i) binnenlucht, (ii) huisstof, (iii) gevormde film op binnenoppervlak en (iv) vaste deeltjes in de binnenruimte voorspelt (www.rivm.nl , 2026a). DustEx is niet ontwikkeld als modeltoepassing voor het berekenen van de verspreiding van GBM die het binnenmilieu bereikt door ventilatie uit de buitenlucht of via de 'mee naar huis breng route'. Het doel van het

DustEx model is namelijk om de verspreiding van en blootstelling aan vluchtige organische stoffen die vrijkomen uit een consumentenproduct of binnenmateriaal te voorspellen. Toepassing van DustEx voor GBM zou daarom pas mogelijk zijn na uitbreiding van het model met deze fluxen. Daarnaast zijn ook bij de ontwikkeling van DustEx significante onzekerheden en beperkingen van het model expliciet benoemd (Tabel bijlage binnen 1).

Tabel B4.1 Expliciete beperkingen van het DustEx model.

Beperking	Motivatie	Effect op modeluitkomst
Invoerwaarden voor KOA beperkt tot 10^7 - 10^{13}	Voor vluchtige stoffen (KOA $<10^7$) is verplaatsing naar media anders dan lucht beperkt. Voor niet-vluchtige stoffen (KOA > 10^{13}) is verwering of slijtage het voornaamste proces dat de stof in de binnenlucht introduceert hetgeen niet gemodelleerd wordt in DustEx.	DustEx kan alleen worden toegepast voor semi-vluchtige stoffen.
Blootstellingsduur beperkt tot 10 – 999 dagen	De emissie en verplaatsingsprocessen verlopen volgens het model traag.	Model rekent met continue emissies en voorspelde concentraties verwijzen naar steady-state situaties.
Geen verplaatsing door partikels en huisstof	Er wordt aangenomen dat de binnenlucht het enige medium is waarbinnen de stof zich verplaatst. Transport door opstuiven en neerdwarrelen van huisstof of het vallen en resuspensie van vaste deeltjes (partikels) is niet opgenomen in het model.	De snelheid van verplaatsing van de stof kan met een factor 5 worden onderschat (Benning et al., 2013).
Geen opname in kleding	Bij dermale absorptie vanuit de binnenlucht naar de huid van de blootgestelde persoon wordt geen rekening gehouden met de aanwezigheid van kleding.	Kleding kan beschermend werken doordat stof het huidoppervlak niet bereikt, maar ook juist dermale absorptie verhogen doordat de stof in het textiel aanwezig blijft en zodoende in contact blijft met de huid (Morrison et al., 2016). Het effect op

Beperking	Motivatie	Effect op modeluitkomst
		de modeluitkomsten van deze beperking is daarom onduidelijk.

Ondanks dat DustEx in staat is om meerdere verplaatsingsprocessen die GBM in het binnenmilieu ondergaan te voorspellen, is ook dit model niet direct inzetbaar. Er worden namelijk significante onzekerheden erkend. Daarnaast is er modeluitbreiding nodig voor scenario's waarbij GBM in het binnenmilieu wordt geïntroduceerd, zoals fluctuerende instroom en verdere verspreiding van de stof door verschillende momenten van spraytoepassingen in de tijd, de mogelijke tijdelijke aanwezigheid van GBM in spraydruppels die in het binnenmilieu kunnen neerslaan. Dergelijke uitbreiding van het model is haalbaar, omdat separate modellen voor deze processen beschikbaar zijn. Echter in hoeverre de uitkomsten van een dergelijk model accuraat zijn, blijft onzeker vanwege modelbeperkingen als simuleren in verloop van tijd en het accuraat schatten van filmvorming en sorptie met huisstof.
Een model dat in staat is om precies en accuraat binnenmilieuconcentraties van GBM kan voorspellen voor gebouwen in de nabije omgeving van een landbouwperceel is niet direct beschikbaar. Afgaande op de onzekerheden van het DustEx model en de geringe verklaring tussen het verschil in gemeten concentraties en gemodelleerde concentraties in OBO, lijkt het ook niet haalbaar om een dergelijk model direct te ontwikkelen op basis van de huidige wetenschappelijke inzichten. Het alternatief is een eenvoudiger model dat binnen de risicobeoordeling volstaat door het maken van conservatieve schattingen van de blootstelling. De eenvoud of complexiteit van een verspreidingsmodel voor chemische stoffen kan uitgedrukt worden volgens de vier niveaus van Mackay (2003) als:

Niveau 1: een gesloten systeem in equilibrium met daarin een gegeven hoeveelheid massa van de stof (g) dat zich over de compartimenten van het systeem (hier huisstof en binnenlucht) verdeeld volgens thermodynamische evenwicht dat voorspeld wordt op basis van de partitiecoëfficiënten van de stof

Niveau 2: een open systeem in equilibrium waarbij sprake is van een influx van de stof (g per uur) dat zich instantaan verspreidt over de compartimenten en beschikbaar is voor verwijderingsprocessen, zoals eliminatie en transport naar buiten door ventilatie (per uur)

Niveau 3: een open systeem in steady-state waarbij sprake is van een constante influx van de stof (g per uur) dat zich over de compartimenten van het systeem verspreidt volgens afgeleide snelheden van verwijderings- en uitwisselingsprocessen van de compartimenten.

Niveau 4: een open en dynamisch systeem waarbij sprake mag zijn van een fluctuerende influx van de stof (g per uur) dat zich over de compartimenten van het systeem verspreidt volgens afgeleide snelheden van verwijderings- en uitwisselingsprocessen van de

compartimenten die als een functie in verloop van tijd dynamisch berekend worden.

De benadering van niveau 4 sluit het beste aan bij de situatie, omdat er sprake is van fluctuerende influx en binnenmilieuconcentraties die niet constant blijven in verloop van tijd. Echter door de onzekerheden in het modelleren van de uitwisselingsprocessen tussen compartimenten in het binnenmilieu, zoals filmvorming, absorptie in huisstof, vervluchtiging, zijn niveau 4 en ook niveau 3 vooralsnog niet haalbaar. De best passende modelmatige optie is daarom een niveau 2 model dat achtergrondconcentraties voorspelt volgens een 'worst-case' scenario. Hiervoor dient de fluctuerende influx versimpeld te worden tot een constante influx, bijvoorbeeld door de hoeveelheid GBM dat geschat wordt dat op jaarbasis binnenkomt uit te drukken als een constante flux in g per jaar. Ook deze benadering kent onzekerheden. De verhouding van GBM concentraties tussen binnenlucht en huisstof schatten op basis van partitiecoëfficiënten is namelijk de methode die is toegepast in het DustPred model van OBO, met daarin de onzekerheid in hoeverre de K_{OA} kan worden gebruikt voor het precies schatten van partitiegedrag van GBM tussen lucht en huisstof dat een complex samengestelde matrix van materialen is. Daarnaast wordt een aanname gedaan dat het huisstof zelf het gehele jaar door in dezelfde hoeveelheid aanwezig is, terwijl in werkelijkheid de hoeveelheid huisstof per oppervlakte niet constant is, maar in de tijd kan verschillen na verwijdering via eliminatie (stofzuigen) en / of resuspensie (opwaaien van stof). Ook hiervoor kan een worst-case benadering worden toegepast door bijvoorbeeld te rekenen met onzekerheidsmarges van het DustPred model of door aan te nemen dat het GBM zich maximaal verspreidt naar het compartiment waarop de blootstellingsroute aansluit (dermale blootstelling via contactoppervlak of inhalatoire blootstelling via inademing binnenlucht). Voor het schatten van systematische blootstelling kan dan worden uitgegaan van de blootstellingsroute die het meest effectief verloopt.
De bodem die in het binnenmilieu inkomt via de 'mee naar huis breng route' is lastig te kwantificeren, omdat het afhankelijk is van gedrag, zoals het houden van huisdieren die buiten- en binnenkomen, schoenen afvegen bij de deurmat, en het aantal personen in een huishouden. Daarnaast is niet direct duidelijk in hoeverre het afstandsprofiel van driftdepositie tot aan het landbouwperceel verrekend kan worden naar een concentratie in bodem die het binnenmilieu bereikt.
Een verdere versimpeling naar een niveau 1 model is dan een volgende optie. Hiervoor moet dan een schatting worden gemaakt van de hoeveelheid GBM in huisstof in gebouwen als functie van de afstand tot het landbouwperceel. Deziel et al. (2016) presenteert hiervoor een relatief eenvoudig regressiemodel voor verschillende typen GBM (herbiciden, fungiciden, insecticiden). Dit model is gefit op in wetenschappelijke literatuur verzamelde gemeten GBM concentraties in huisstof en de afstand van het huis tot het landbouwperceel. Volgens het model van Deziel (2016) nemen GBM concentraties in huisstof logaritmisch af naarmate de afstand tot het landbouwperceel groter wordt. Ook dit model kent echter onzekerheid met betrouwbaarheidsintervallen die groter dan een factor 500 kunnen zijn. Echter, door een standaardwaarde op te stellen voor de hoeveelheid huisstof (g per m^2), het woonoppervlak (m^2) en een afgeleide concentratie GBM in huisstof (g per g) kan een schatting gemaakt

worden hoeveel GBM in het binnenmilieu in huisstof aanwezig kan zijn. Als worst-case schatting kan dan worden aangenomen dat al de aanwezige BM in het huisstof in het binnenmilieu uiteindelijk leidt tot blootstelling.

B4.5 Referenties

Allott RW, Kelly M, Hewitt CN. 1993. A model of environmental behaviour of contaminated dust and its application to dust fluxes and residence times. Atm. Env. 4: 679–687.

[BBL] Besluit Bouwwerken Leefomgeving. 2026. https://wetten.overheid.nl/BWBR0041297 geraadpleegd 13 maart 2026

Benning, JL, Liu, Z, Tiwari, A, Little, JC, Marr, LC. 2013. Characterizing gas-particle interactions of phthalate plasticizer emitted from vinyl flooring. Environmental Science and Technology, 2013, 47: 2696–2703.

Te Biesebeek JD, Nijkamp MN, Bokkers BHG. Wijnhoven SWP. 2014. General Fact Sheet. General default parameters for estimating consumer exposure - Updated version 2014. RIVM Report 090013003/2014.

Van Breemen PMF, Quik J, Brand E, Otte PF, Wintersen AM, Swartjes FA. CSOIL 2020: Exposure model for human health risk assessment through contaminated soil. Technical description. RIVM Briefrapport 2020-0165

Delmaar JE, Schuur AG. 2017. ConsExpo Web Consumer Exposure models model documentation Update for ConsExpo Web 1.0.2. RIVM Rapport 2017-0197

Deziel NC, Beane Freeman LE, Graubard BI, Jones RR, Hoppin JA, Thomas K, Hines CJ, Blair A, Sandler DP, Chen H, Lubin JH, Andreotti G, Alavanja MCR, Friesen MC. Relative contributions of agricultural drift, para-occupational, and residential use exposure pathways to house dust pesticide concentrations: meta-regression of published data. Environmental Health Perspectives, 2016, 125, 296-305

Feustel HE, Grosso M, Phaff JC, Allard F, Herrlin M, Utsumi Y, Dorer VB, Mingsheng L, Yoshino H. 1989. The COMIS infiltration model. Applied Science Division Lawrence Berkeley Laboratory, report DE90 008064

Feustel H, Raynor-Hooson, A. 1990. CoMIS Fundamentals. air Infiltration and Ventilation. Technical note 29, Lawrence Berkeley laboratory Report, lBl-28560.

Figueiredo DM, Vermeulen RCH, Jacobs C, Holterman HJ, van de Zande JC, van den Berg F, Gooijer YM, Lageschaar L, Buijtenhuijs D, Krop E, Huss A, Duyzer J. 2022a. OBOMod - Integrated modelling framework for residents' exposure to pesticides. Science of the Total Environment. 2022, 825, 153798

Fuhrimann, S, Klánová, J, Přibylová, P, Kohoutek, J, Dalvie, MA, Röösli, M, Degrendele, C, 2020. Qualitative assessment of 27 current-use pesticides in air at 20 sampling sites across Africa. Chemosphere 258, 127–333 [IPLO] Informatiepunt Leefomgeving. 2026. Ventilatie: regels bij nieuwbouw. https://iplo.nl/regelgeving/regels-voor-activiteiten/technische-bouwactiviteit/nieuwbouw/rijksregels/ventilatie/ geraadpleegd 13 maart 2026

Layton DW, Beamer PI. 2009. Migration of contaminated soil and airborne particulates to indoor dust. Supporting information. Environ. Sci. Technol. 43: 8199–8205.

Li, L, Qiu, Y, Gustafsson, Å, Krais, AM, Weiss, JM, Lundh, T, Bergman, Å, 2019. Characterization of residential household dust from Shanghai by particle size and analysis of organophosphorus flame retardants and metals. Environ. Sci. Eur. 2019, 31

Mackay D. 2003. Multimedia Environmental Models The Fugacity Approach; Lewis Publishers: London, U.K., 2003.

Milieucentraal. 2026a. Ventilatie met mechanische afvoer. Website https://www.milieucentraal.nl/energie-besparen/ventilatie/ventilatie-met-mechanische-afvoer/ geraadpleegd op 13 maart 2026

Milieucentraal. 2026b. Natuurlijke ventilatie. https://www.milieucentraal.nl/energie-besparen/ventilatie/natuurlijke-ventilatie/ geraadpleegd op 13 maart 2026

Morrison GC, Weschler CJ, Bekö G, Koch HM, Salthammer T, Schripp T, 2016. Role of clothing in both accelerating and impeding dermal absorption of airborne SVOCs. JESEE 26(1): 113-118.
Oomen AG, Lijzen JPA. 2004. Relevancy of human exposure via house dust to the contaminants lead and asbestos. RIVM report 711701037/2004

Oomen AG, Lijzen JPA. 2004. Relevancy of human exposure via house dust to the contaminants lead and asbestos. RIVM rapport 711701037/2004

Oomen AG, Janssen PJCM, Dusseldorp A, Noorlander CW. 2008. Exposure to chemicals via house dust. RIVM Report 609021064/2008
RVO (Rijksdienst Voor Ondernemend Nederland). 2025. Programma van Eisen Frisse Scholen 2025. https://www.rvo.nl/sites/default/files/2025-11/RVO%20-%20Frisse%20scholen%202025.pdf geraadpleegd op 25 maart 2026

Qian J, Ferro AR, Fowler KR. 2008. Estimating the resuspension rate and residence time of indoor particles. J. Air Waste Manage. Assoc. 58(4): 502–516

Salthammer T, Zhang Y, Mo J, Koch HM, Weschler CJ. Assessing Human Exposure to Organic Pollutants in the Indoor Environment. Angewandte Chemie, 2018, 57, 12228-12263

Teysseire R, Manangama G, Baldi I, Carles C, Brochard P, Bedos C, Delva F. 2020 Assessment of residential exposures to agricultural pesticides: A scoping review. PLOS ONE, 15, 0232258.

Weschler CJ, Nazaroff WW. 2008. Semivolatile organic compounds in indoor environments. Atmos. Environ. 42 (40): 9018–9040
Weschler CJ, Nazaroff WW. 2010. SVOC partitioning between the gas phase and settled dust indoors. Atmospheric Environment 2010, 44 3609-3620

www.rivm.nl 2026. The DustEx Modeling Tool. https://www.rivm.nl/en/consumer-exposure-to-chemical-substances/exposure-models/dustex geraadpleegd mei 2026

Dit is een uitgave van:

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl

Wageningen University & Research
Wageningen Plant Research
Postbus 16 | 6700 AA Wageningen
Nederland
www.wur.nl/onderzoek/plant

juni 2026

De zorg voor morgen begint vandaag