



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

De **Risicotoolbox Grondwater**.

Een beslissingsondersteunend systeem voor
de beoordeling van de grondwaterkwaliteit

**De Risicoolbox Grondwater.
Een beslissingsondersteunend systeem voor de
beoordeling van de grondwaterkwaliteit**

RIVM-rapport 2022-0171

Colofon

© RIVM 2023

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.

Het RIVM hecht veel waarde aan toegankelijkheid van zijn producten. Op dit moment is het echter nog niet mogelijk om dit document volledig toegankelijk aan te bieden. Als een onderdeel niet toegankelijk is, wordt dit vermeld. Zie ook www.rivm.nl/toegankelijkheid.

DOI 10.21945/RIVM-2022-0171

F.A. Swartjes (auteur), RIVM
P.M.F. van Breemen (auteur), RIVM
S.B. ter Horst (auteur), RIVM
M. Rutgers (auteur), RIVM
P.F. Otte (auteur), RIVM
T. Schouten (auteur), RIVM
M. Wit (auteur), RIVM
A. Wintersen (auteur), RIVM
A.E. Boekhold (auteur), RIVM
E. Brand (auteur), RIVM
A. Negash (auteur), RIVM
E. Dekker (auteur), RIVM
N.C.W. de Langen (auteur), RIVM

Contact:

Frank Swartjes

Centrum voor Duurzaamheid, Milieu en Gezondheid

Centrum voor Milieukwaliteit

frank.swartjes@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat.

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven

Nederland

www.rivm.nl

Publiekssamenvatting

De Risicotoolbox Grondwater.

Een systeem om de kwaliteit te beoordelen

Het RIVM heeft de Risicotoolbox grondwater (RTBgrondwater) ontwikkeld. Met dit instrument kunnen de gevolgen van schadelijke chemische stoffen in grondwater in beeld worden gebracht. Het gaat om de gevolgen voor de gezondheid van mensen, voor micro-organismen in het grondwater, voor de drinkwaterwinning in Nederland en voor het oppervlaktewater. Ook kan ermee worden gecheckt of een specifiek gebruik van grondwater veilig is, bijvoorbeeld voor drinkwater uit een eigen put. Het instrument is online beschikbaar voor provincies, waterschappen en gemeenten. Voor de gezondheid gaat de tool na hoe en in welke mate mensen via verschillende 'routes' in contact komen met schadelijke stoffen uit grondwater. Bijvoorbeeld wanneer ze grondwater als drinkwater gebruiken of groenten eten die schadelijke stoffen via de wortels uit grondwater hebben opgenomen. Of door groenten te eten die met grondwater zijn besproeid. Ook is het mogelijk dat stoffen vanuit het grondwater verdampen en in woningen terechtkomen.

In drie stappen onderzoekt de tool of de hoeveelheid van de stoffen schadelijk is. In de eerste, eenvoudige stap wordt 'grof en streng' bepaald of de kwaliteit van het grondwater aan de norm voldoet. Als dat niet zo is, gebeurt dat in de volgende twee stappen steeds gedetailleerder. Hiervoor worden meer berekeningen en metingen gedaan en specifiekere informatie over de locatie gebruikt. Voor de tweede en derde stap is dan ook meer kennis nodig over hoe stoffen in de ondergrond verplaatsen en hoe mensen ze kunnen binnenkrijgen.

Als de kwaliteit van het grondwater niet in orde is, bepaalt de verantwoordelijke provincie, het waterschap of de gemeente of en hoe zij moeten ingrijpen. Deze mogelijkheid om te kiezen past bij de Omgevingswet, die op 1 januari 2024 gaat gelden. Een belangrijke insteek van deze wet is namelijk dat lokale overheden keuzes kunnen maken om milieuproblemen aan te pakken. Nu gelden daar wettelijke verplichtingen voor.

Kernwoorden: grondwaterverontreiniging, RTBgrondwater, grondwaterkwaliteit, Omgevingswet, beschermdoelen, humane blootstelling, risicotoolbox

Synopsis

The Groundwater Risk Assessment Toolbox – a quality assessment system

RIVM has developed the Groundwater Risk Assessment Toolbox (*Risicotoolbox grondwater, RTBgrondwater*), an instrument that allows the impact of harmful chemical substances in groundwater to be identified. The instrument deals with the impact on human health, on microorganisms in the groundwater, on drinking water extraction in the Netherlands and on surface water. It can also be used to ascertain whether a specific type of groundwater usage is safe, such as groundwater drawn from a private well.

In terms of health, the tool assesses how and to what extent humans come into contact with harmful substances from groundwater through various 'pathways'. For example, when groundwater is used as drinking water, consumption of vegetables that have absorbed harmful substances from groundwater via their roots or the consumption of vegetables that have been sprayed with groundwater. Substances present in the groundwater may also evaporate and end up inside homes.

The tool uses three steps to examine whether the amount of the substances is harmful. The first, simple step consists of a general but stringent assessment to determine whether the quality of the groundwater meets the standard. If this is not the case, this assessment is carried out in an increasingly more detailed manner in the following two steps. This involves more calculations and measurements being carried out as well as use of more specific information about the site. The second and third steps therefore require more knowledge on how substances are transported in the subsoil and how they can be taken up by humans.

If the quality of the groundwater is not up to par, the province, water board or municipality responsible will determine whether and how to intervene. The option of choosing an intervention is in line with the Environment and Planning Act, which is expected to come into effect in 2023. A key approach as part of this Act is that local authorities are allowed to make choices in respect of tackling environmental problems, an aspect that is currently subject to statutory requirements.

Keywords: groundwater pollution, *RTBgrondwater*, groundwater quality, Environment and Planning Act, protection targets, human exposure, risk assessment toolbox

Inhoudsopgave

Voorwoord — 11

Samenvatting — 13

Inleidende hoofdstukken — 17

1 Inleiding — 19

- 1.1 Reden voor een Risicoolbox Grondwater — 19
- 1.2 Doel en toepassingsbereik — 20
- 1.3 Randvoorwaarden — 22
- 1.4 Afbakening — 24
 - 1.4.1 Geen onderdeel van de RTBgrondwater — 24
 - 1.4.2 Selectie van stoffen — 24
 - 1.4.3 Kaderrichtlijn Water-doelen — 26
- 1.5 Afstemming met stakeholders — 27
- 1.6 Opzet rapport — 27

2 Beschermdoelen en beoordeling risico's in algemene zin — 31

- 2.1 Scope — 31
- 2.2 De mens (gezondheid) — 32
 - 2.2.1 Beschermdoelen gerelateerd aan de mens (gezondheid) — 32
 - 2.2.2 Berekening risicogrenswaarde — 33
 - 2.2.3 Gecombineerde blootstelling — 34
 - 2.2.4 Opgelegde blootstelling — 35
 - 2.2.5 Consumenten van moestuingewassen — 36
 - 2.2.6 Consumptie van landbouwproducten — 37
 - 2.2.7 Drinkwaterconsumptie uit private onttrekking — 38
 - 2.2.8 Grondwater voor industriële doeleinden — 39
 - 2.2.9 Zwemmen in buitenwater (natuurwater) — 40
 - 2.2.10 Spelen op waterspeelplaatsen — 41
 - 2.2.11 (Opblaas)badjes en zwembaden — 41
- 2.3 Drinkwater uit publieke drinkwaterwinning — 42
 - 2.3.1 Maatschappelijke positie drinkwater — 42
 - 2.3.2 Kwaliteitseisen drinkwater — 42
 - 2.3.3 Kwaliteitseisen bronnen voor drinkwater — 44
 - 2.3.4 Normengat — 46
 - 2.3.5 Verspreiding — 48
- 2.4 Het ecosysteem — 50
 - 2.4.1 Achtergronden — 50
 - 2.4.2 Karakteristieken van het grondwater-ecosysteem — 50
 - 2.4.3 Brainstorm — 51
 - 2.4.4 Generieke toetsing — 53
 - 2.4.5 Locatie-specifieke toetsing — 54
 - 2.4.6 Grondwaterafhankelijke natuur — 54
- 2.5 Oppervlaktewater — 55
 - 2.5.1 Achtergronden — 55
 - 2.5.2 Infiltratie en kwel — 55
 - 2.5.3 Toetscriteria oppervlaktewater — 56
 - 2.5.4 Beoordeling natuurlijke lozing — 59
- 2.6 Landbouwproducten/voedselveiligheid — 64

- 2.7 Grondwater — 66
- 2.7.1 De positie van grondwater in de leefomgeving — 66
- 2.7.2 Terminologie — 67
- 2.7.3 Dynamische situatie — 70

3 Verspreiding — 77

- 3.1 Positie van verspreiding binnen de RTBgrondwater — 77
- 3.2 Conceptueel model — 78
- 3.3 Transportprocessen — 79
- 3.4 Afbraak — 80
- 3.5 Opwaarts transport — 81
- 3.5.1 Oorzaken — 81
- 3.5.2 Kwel — 81
- 3.5.3 Capillaire opstijging — 83
- 3.6 Interactie grondwater en oppervlaktewater — 84
- 3.7 Retardatie — 87
- 3.8 Drijf- en zinklagen — 89
- 3.9 Modelberekeningen — 90
- 3.10 Monitoring — 91

Toepassing in de RTBgrondwater — 93

4 Procedure RTBgrondwater — 95

- 4.1 Schematische weergave — 95
- 4.2 Dynamische situatie — 99
- 4.3 Generieke toetsing (Stap 1) — 100
- 4.3.1 Risicogrenswaarden — 100
- 4.3.2 Gevoelige situaties — 101
- 4.4 Triggerwaarde — 102
- 4.4.1 Signaleringsparameter — 102
- 4.4.2 Laagste risicogrenswaarde als triggerwaarde — 105
- 4.5 Standaard en locatie-specifieke beoordeling (Stap 2 en Stap 3) — 106
- 4.6 Verantwoordelijkheden grondwaterbeheer — 107
- 4.7 Voorbeelden, ter illustratie — 111

5 Uitwerking risicobeoordeling voor de mens (gezondheid) — 117

- 5.1 Opgelegde blootstelling — 117
- 5.1.1 Blootstellingsroutes — 117
- 5.1.2 Generieke toetsing (Stap 1) — 118
- 5.1.3 Standaard en locatie-specifieke beoordeling (Stap 2 en Stap 3) — 120
- 5.2 Blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding concentratie van contaminanten in groenten door opstijgend grondwater — 120
- 5.2.1 Achtergrond — 120
- 5.2.2 Generieke toetsing (Stap 1) — 121
- 5.2.3 Standaardbeoordeling (Stap 2) — 124
- 5.2.4 Locatie-specifieke beoordeling (Stap 3) — 130
- 5.3 Blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding concentratie van contaminanten in groenten door irrigatie met grondwater — 131
- 5.3.1 Achtergrond — 131
- 5.3.2 Boxmodel — 131
- 5.3.3 Generieke toetsing (Stap 1) — 132
- 5.3.4 Standaardbeoordeling (Stap 2) — 137
- 5.3.5 Locatie-specifieke beoordeling (Stap 3) — 141
- 5.4 Blootstelling via drinkwater; private onttrekking — 142

5.4.1	Achtergrond — 142
5.4.2	Risicobeoordeling — 142
5.4.3	Generieke toetsing (Stap 1) — 142
5.4.4	Standaard en locatie-specifieke beoordeling (Stap 2 en 3) — 146
6	Uitwerking risicobeoordeling publieke drinkwaterwinning — 147
6.1	Achtergrond — 147
6.2	Grondwaterbeschermingsgebieden — 147
6.3	Generieke toetsing (Stap 1) — 147
6.4	Standaard risicobeoordeling (Stap 2) — 148
6.4.1	Berekening — 148
6.4.2	Toetscriterium — 149
6.5	Locatie-specifieke risicobeoordeling (Stap 3) — 149
6.5.1	Analytische en numerieke modellen — 149
6.5.2	Toetscriterium — 150
6.5.3	Monitoring — 150
7	Uitwerking risicobeoordeling ecosysteem — 153
7.1	Achtergrond — 153
7.2	Inleiding — 153
7.3	Generieke toetsing (Stap 1) — 153
7.4	Standaard risicobeoordeling (Stap 2) — 154
7.5	Locatie-specifieke beoordeling (Stap 3) — 158
7.5.1	Opzet Triade-grondwater — 158
7.5.2	Opzet en beoordeling met Triade-Effectwaarden — 160
8	Uitwerking risicobeoordeling oppervlaktewater — 163
8.1	Achtergrond — 163
8.2	Generieke risicobeoordeling (Stap 1) — 163
8.3	Standaard risicobeoordeling (Stap 2) — 164
8.4	Locatie-specifiek risicobeoordeling (Stap 3) — 167
8.4.1	Berekening — 167
8.4.2	Monitoring — 168
9	Uitwerking risicobeoordeling verspreiding contaminanten in grondwater (dynamische situatie) — 169
9.1	Achtergrond — 169
9.2	Raamwerk beoordeling dynamische situatie — 169
9.3	Generieke toetsing (Stap 1) — 171
9.3.1	Uitgangspunten — 171
9.3.2	Omvang van de grondwaterpluim — 171
9.3.3	Voorkomen drijf- en zinklagen — 172
9.4	Standaardbeoordeling (Stap 2) — 172
9.4.1	Uitgangspunten verspreiding — 172
9.4.2	Steady state contaminant-transport — 173
9.4.3	Toetscriterium dynamische situatie — 177
9.4.4	Voorkomen drijf- en zinklagen — 177
9.5	Locatiespecifieke beoordeling (Stap 3) — 178
9.5.1	Uitgangspunten verspreiding — 178
9.5.2	Berekeningen verspreiding — 179
9.5.3	Monitoring — 179
9.5.4	Voorkomen drijf- en zinklagen — 181

Afsluitende hoofdstukken – 183

10	Discussie – 185
10.1	De methodiek – 185
10.2	Stofselectie – 185
10.3	Beschermdoel mens (gezondheid) – 186
10.3.1	Evaluatie blootstellingsroutes – 186
10.3.2	Blootstelling via inhalatie binnenlucht – 187
10.3.3	Blootstelling via gewasconsumptie – 188
10.3.4	Dermale blootstelling tijdens douchen – 188
10.4	Publieke drinkwaterwinning – 188
10.5	Beschermdoel ecologie – 189
10.6	Beschermdoel oppervlaktewater – 191
10.7	Beschermdoel landbouwkundige producten – 192
10.8	Verspreiding – 193
10.9	Dynamische situatie – 193
10.10	Additionele beschermdoelen – 194
10.11	Verhouding risicogrenswaarden – 194
10.12	De rol van de wateroplosbaarheid – 197
10.12.1	Overschrijding van de wateroplosbaarheid – 197
10.12.2	Impact op de risicobeoordeling – 198
10.13	Risico's als gevolg van grondwaterverontreiniging en bodemverontreiniging – 199

11 Conclusies en aanbevelingen – 201

11.1	Conclusies – 201
11.2	Aanbevelingen – 203

Literatuur – 207

Bijlage A Samenstelling gebruikersgroep – 221

Bijlage B Elementen die niet worden beschouwd in de RTBgrondwater – 222

Bijlage C Beschrijving van de aanpak van de beoordeling in het online softwarepakket, per beschermdoel en per stap – 225

Bijlage D Brainstorm ecologische risicobeoordeling grondwater, 9 oktober 2019 – 258

Bijlage E Het Nederlands Hydrologisch Instrumentarium (NHI) – 262

Bijlage F Signaleringsparameters en risicogrenswaarden (RGW) – 263

Bijlage G Veranderingen ten opzichte van de oude procedure – 273

Bijlage H Technische-inhoudelijke mogelijkheden voor verbetering van de beschouwing van risico's voor de mens – 276

Voorwoord

Dankwoord

Tijdens de loop van dit project zijn vele brainstorms gehouden en bilaterale gesprekken gevoerd. Ook is er een aantal workshops en overleggen gehouden. Het doel hiervan was dat de RTBgrondwater zo goed mogelijk aansluit bij de praktijk en bij de wensen van belanghebbenden. De auteurs van dit rapport zijn op de eerste plaats de leden van de gebruikersgroep dankbaar voor hun inbreng in de ontwikkeling van een methodiek (zie Bijlage A van dit rapport voor de samenstelling van de gebruikersgroep). Dezelfde dank geldt een aantal collega's dat heeft bijgedragen aan discussies, input heeft gegeven en/of tekstgedeelten heeft gereviseerd. Dat geldt voor de volgende personen: Erik Castenmiller (provincie Limburg) en Jurriaan Cok (Waterschap Limburg) voor informatie over het gebruik van hydrologische modellen. Anton Roeloffzen en Alissa Zuidgeest (toentertijd beide DCMR) voor hun waardevolle *feedback* op eerdere ideeën en versies van de RTBgrondwater. Jan Stafleu (TNO) en Annemieke Marsman (Deltares/ NHI) voor hun input gerelateerd aan het toepassen van meer geavanceerde hydrologische modellen en stoftransportmodellen. Harrie Timmer (toen Oasen), Hugo van de Berg (Brabant Water) en Eddy Ydema (WNA) voor de discussie over de beoordeling van risico's voor drinkwater en informatie over grondwaterverontreiniging in grondwaterbeschermingsgebieden. Ron Hogenboom (WUR) en Suzanne Jeurissen (RIVM) voor de discussie en review van tekstgedeelten over de mogelijkheden om risico's voor het kunnen beoordelen van vee. Cisca Schets voor commentaar op de risico's voor zwemmen in oppervlaktewater. Monique van der Aa (RIVM) voor het commentaar op de drinkwaterkwaliteitseisen. Renate Lubbers (Tauw), David Vroon (RWS) en Dju Bijstra (RWS) voor hun bijdrage aan de beoordeling van natuurlijke lozingen op oppervlaktewater. Paul Römken (Wageningen Environmental Research) voor discussie en review van tekstgedeelten over irrigatie. Els Smit (RIVM) voor haar review van de tekstgedeelten over normen voor oppervlaktewater. Tenslotte gaat dank uit naar Hans Slenders (Arcadis), die een belangrijke rol speelde in het vorm geven van de zogenoemde dynamische situatie als onderdeel van de RTBgrondwater.

Review rapport

Een eerdere versie van het onderhavige rapport werd gereviseerd door een aantal personen vanuit overheden en adviesbureaus. Hierdoor konden aanpassingen worden gedaan, die de inhoud en de aansluiting met de praktijk verbeterden. De volgende personen hebben bijgedragen aan de review:

- Henk Brink (Waterleiding Maatschappij Drenthe -WMD), Mieke Hulshof, Rob Lafort, Astrid Fischer (Evides), Rob Eijnsink (Vewin), Harrie Timmer (Vewin), Koen Zuurbier (PWN Waterleidingbedrijf Noord-Holland), Peter Wessels (Oasen);
- Jos van Brussel (provincie Noord-Holland);
- Michiel Eijndhoven (Omgevingsdienst Noordzeekanaalgebied);
- Coert Fossen (RUD Drenthe);

- Dennis Kos (Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier);
- Saskia van de Linden (Omgevingsdienst Flevoland & Gooi en Vechtstreek);
- Mark van Lokven (Waterschap de Dommel);
- Gita Maas (ministerie van Infrastructuur en Waterstaat);
- Jan-Willem Meertens (gemeente Rotterdam/DCMR);
- Ron Nap en Nicole Hardon (Rijkswaterstaat/ Bodem+);
- Hans Slenders (Arcadis Nederland BV);
- Jolanda Wiers (Omgevingsdienst Zuid-Holland Zuid), Peter Springintveld (provincie Zuid-Holland);
- Paul van Straaten, Sterre van der Zee en Alex de Jong (provincie Utrecht);
- Thijs Warnier (provincie Limburg) in samenwerking met Maurice Henssen (Bioclear Earth);
- Joep van der Wee (Stichting Bodembeheer Nederland).

Externe test

Een eerdere versie van het beslissingsondersteunend systeem werd getest door een aantal personen vanuit overheden, adviesbureaus en GGD'en. De volgende personen hebben bijgedragen aan de test:

- Mieke de Boer en Karin van Mil (Provincie Noord-Brabant);
- Carola Hegger (GGD Rotterdam);
- Martijn Heijnen en Ariane Tuinenburg-Jansen (RWS/Bodem+);
- Ingrid Links (GGD Gelderland-Zuid);
- Gita Maas (ministerie van Infrastructuur en Waterstaat);
- John van Tol (Tauw);
- KeesJan Vermeulen (ProRail);
- Martin Zeeman (Omgevingsdienst Midden- en West-Brabant);
- Rosalie Zwiggelaar en Nina Veldt (Witteveen en Bos).

Samenvatting

Achtergronden en doel

Grondwaterverontreiniging komt vaak voor in Nederland. Daarnaast moeten gemeenten en provincies steeds meer ambities verwezenlijken, die impact hebben op het bodem-watersysteem, onder meer gerelateerd aan de energietransitie. Hierbij neemt ook de druk op de kwaliteit van grondwater toe. In de bestaande risicotoolboxen is echter meer nadruk op de (onverzadigde) bovenlaag van de bodem. Om deze redenen is de Risicotoolbox Grondwater (RTBgrondwater) ontwikkeld. Het doel van de RTBgrondwater is om de risico's van chemische verontreiniging (contaminanten) in grondwater te kunnen beoordelen. Anders dan onder de Wet bodembescherming resulteert de beoordeling van de grondwaterkwaliteit met de RTBgrondwater niet in verplichtingen. Het geeft inzicht in de mogelijkheden en beperkingen van het gebruik van het grondwater en in risico's voor verschillende beschermdoelen. Op basis hiervan kan het bevoegd gezag beleidskeuzes maken. Concreet kan met de RTBgrondwater inzicht worden verkregen in:

- welke vormen van het gebruik van grondwater veilig mogelijk zijn;
- voor welke vormen van het gebruik van grondwater er onaanvaardbare risico's zijn;
- of er onaanvaardbare risico's zijn (voor de mens of het ecosysteem), zonder dat er sprake is van het gebruik van grondwater.

Met 'onaanvaardbaar risico' wordt bedoeld: het risico dat het Bevoegd Gezag als ontoelaatbaar aanmerkt.

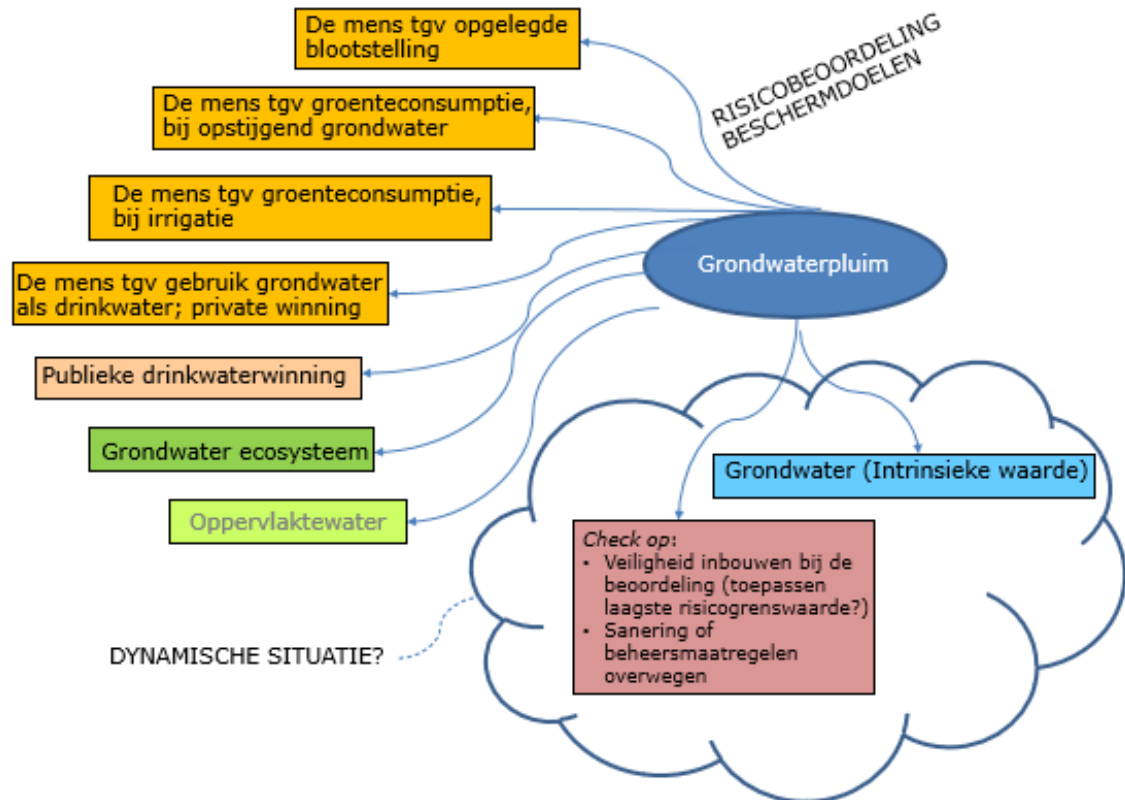
De RTBgrondwater past binnen de uitgangspunten en doelen van de Omgevingswet en is compatibel met de verplichtingen die voortvloeien uit de Kaderrichtlijn Water en de bijbehorende Grondwaterrichtlijn.

Deze rapportage beschrijft de eerste versie van een RTBgrondwater. De RTBgrondwater is toe te passen op basis van een softwarepakket (beslissingsondersteunend systeem), dat als bèta-versie online beschikbaar is (<https://www.risicotoolboxbodem.nl/grondwater>)¹. Op een aantal onderdelen is in de toekomst uitbreidingen en verbeteringen mogelijk, of zelfs noodzakelijk, mede op basis van praktijkervaringen en beleidsontwikkelingen.

Opzet RTBgrondwater

De RTBgrondwater bestaat uit twee gedeelten (zie figuur hieronder): een risicobeoordeling gericht op zeven beschermdoelen (linksboven) en de beoordeling van de dynamische situatie (rechtsonder in de figuur).

¹ Oppervlaktewater als beschermdoel is in deze bèta-versie nog niet geïmplementeerd, omdat afstemming nodig is met andere instrumenten die voor dit doel beschikbaar zijn.



De figuur benoemt de zeven beschermdoelen. Oppervlaktewater is als beschermdoel uitgewerkt, maar nog niet geïmplementeerd, omdat afstemming nodig is met andere instrumenten die voor dit doel beschikbaar zijn. Desgewenst kunnen in de toekomst aanvullende beschermdoelen worden opgenomen. Deze functiespecifieke benadering, dat wil zeggen het separaat beschouwen van meerdere beschermdoelen, heeft de volgende voordelen ten opzichte van het gebruik van een norm die meerdere risicogrenswaarden integreert, zoals de interventiewaarde:

- Bij gebruik van de interventiewaarde zijn er geen keuzes te maken in welke functies beschermd worden; terwijl er binnen de Omgevingswet juist keuzes voor functies en beschermdoelen gemaakt moeten kunnen worden die regionaal van belang zijn.
- Bij toepassing van de interventiewaarde voor een specifieke contaminant is het niet inzichtelijk wat voor type risicogrenswaarde voor de interventiewaarde doorslaggevend is (de laagste risicogrenswaarde heeft) en dus ook niet wat het meest kritische beschermdoel is.
- Het hanteren van functie-specifieke risicogrenswaarden biedt transparantie in welke beschermdoelen er mogelijk onaanvaardbare risico's zijn.

Een dynamische situatie is een situatie waarbij er, onafhankelijk van de vraag of er beschermdoelen worden bedreigd, sprake is van een snelle verplaatsing van een grote massa aan contaminanten via het grondwater. In dat geval is er sprake van bedreiging van de intrinsieke waarde van grondwater. In geval van een dynamische situatie wordt een

signaal afgegeven aan het bevoegd gezag, zodat het bevoegd gezag kan nagaan of er actie nodig is.

Toepassing RTBgrondwater

In het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet is een signaleringsparameter opgenomen. Dit is een trigger voor verplichte beoordeling van de grondwaterkwaliteit en dus van het gebruik van de RTBgrondwater. De waarden van de signaleringsparameters zijn gelijk aan de interventiewaarden uit de circulaire bodemsanering. In de RTBgrondwater heeft echter een actualisatie van risicogrenswaarden plaatsgevonden. En er zijn ten opzichte van de onderbouwing van de signaleringsparameters (de voormalige interventiewaarden) additionele beschermdoelen toegevoegd, waaronder 'gevoelige' beschermdoelen als publieke drinkwaterwinning en oppervlaktewater. Om deze redenen wordt aangeraden de RTBgrondwater ook toe te passen als de signaleringsparameter niet wordt overschreden.

De RTBgrondwater is opgebouwd als een stapsgewijze procedure, met voor ieder beschermdoel drie (soms twee) stappen (in totaal 23 modules). In iedere stap wordt de beoordeling minder conservatief, locatie-specifieker en daarom bewerkelijker. Als in een stap de kwalificatie 'onaanvaardbaar risico' niet kan worden uitgesloten, moet de volgende stap worden gevolgd. Als in Stap 3 een onaanvaardbaar risico niet kan worden uitgesloten, moet het bevoegd gezag beslissen of er actie nodig is en zo ja, welk type actie. Het idee van een dergelijk stapsgewijze procedure is: 'simpel als het kan (Stap 1), complex als het moet (hogere stappen)'.

In Stap 1 is voor alle beschermdoelen een generieke, kritische concentratie in grondwater (risicogrenswaarde) afgeleid. Als de gemeten 'representatieve' concentratie in grondwater een risicogrenswaarde overschrijdt, kan een onaanvaardbaar risico niet worden uitgesloten. De risicogrenswaarde voor publieke drinkwaterwinning is alleen van toepassing binnen grondwaterbeschermingsgebieden. Na Stap 1 vindt een belangrijke additionele actie plaats. Daarbij dient in geval van overschrijding van de risicogrenswaarde het bevoegd gezag te bepalen of het betreffende beschermdoel of de betreffende gebruiksfunctie van belang wordt geacht. Vervolgens worden voor die beschermdoelen waarvoor dat het geval is de beoordeling vervolgd in Stap 2. Deze optie bestaat niet voor de beschermdoelen Opgelegde blootstelling en Publieke drinkwaterwinning. Als er sprake is van te hoge Opgelegde blootstelling is dat altijd een probleem voor de gezondheid. En de publieke drinkwaterwinning moet vanuit de zorgplicht altijd beschermd te worden.

Bij de *standaard risicobeoordeling* in Stap 2 speelt het daadwerkelijke gebruik van grondwater en het bodemgebruik een sterke rol en kan gebruikt worden gemaakt van standaard parameters die bij dit gebruik passen. Indien van toepassing dient de beoordeling gericht te zijn op een beoogd toekomstig gebruik van grondwater en/of een toekomstig bodemgebruik. Bij de *locatie-specifieke beoordeling* in Stap 3 wordt nog verder ingezoomd op de daadwerkelijke condities op de locatie en moet gebruikt worden gemaakt van locatie-specifieke parameters. Stap 2 is

nader uitgewerkt in de RTBgrondwater, in de vorm van relatief eenvoudige procedures en modellen. In Stap 3 dient gebruik te worden gemaakt van meer complexe (numerieke) modellen en/of metingen. Omdat dit maatwerk is, worden in de RTBgrondwater voornamelijk richtlijnen voor toepassing gegeven en geen specifieke modellen of meetmethoden genoemd.

Als de laagste risicogrenswaarde wordt overschreden, vindt parallel aan de beoordeling van risico's voor de beschermdoelen de beoordeling plaats van de dynamische situatie. Deze vindt eveneens in drie stappen plaats. Hierbij wordt in Stap 1 een volumecriterium gehanteerd voor de grondwaterpluim binnen de signaleringsparameter-contour, in plaats van een risicogrenswaarde. In Stap 2 en Stap 3 van de dynamische situatie wordt sterker ingezoomd op de daadwerkelijke situatie in de ondergrond voor wat betreft de verplaatsing van contaminanten.

Kennis vereist

De methodiek gaat ervan uit dat de toepasser van de RTBgrondwater kennis heeft van blootstelling van de mens, ecologische risico's en verspreiding. De toepasser moet in staat zijn de onderliggende theorie te begrijpen. De *generieke toetsing* in Stap 1 is eenvoudig en kan door een brede groep gebruikers worden uitgevoerd. Voor toepassing van de standaard toetsing in Stap 2 is algemene kennis nodig van blootstelling, ecologische risico's en verspreiding. In Stap 3 is vergaande kennis benodigd, maar kan ook een opdracht aan een expert worden uitbesteed.

Stofselectie

In de RTBgrondwater zijn vooralsnog de contaminanten opgenomen (inclusief de nu niet meer toegelaten bestrijdingsmiddelen) uit het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet. Desgewenst kunnen in de toekomst aanvullende stoffen worden opgenomen.

Inleidende hoofdstukken

Hoofdstuk 1 ('Inleiding') behandelt de redenen voor en het doel van de RTBgrondwater.

Achtergronden

Hoofdstuk 2 ('Beschermdoelen en beoordeling risico's in algemene zin') beschrijft de beschermdoelen die een rol spelen bij de beoordeling van grondwaterverontreiniging en de beoordeling van risico's voor deze beschermdoelen, **in algemene termen** (dus niet specifiek gericht op de RTBgrondwater).

Hoofdstuk 3 beschrijft transport van contaminanten in en met grondwater, omdat dit een belangrijke rol speelt bij de risicobeoordeling van grondwater, voor meerdere beschermdoelen. Dit om herhaling in hoofdstukken 5 t/m 9 te voorkomen.

1 Inleiding

1.1 Reden voor een Risicotoolbox Grondwater

Onder de Omgevingswet is geen sprake meer van een 'geval van bodemverontreiniging' en daarmee is er ook geen saneringsplicht meer. Sanering en beheer van grondwaterverontreiniging blijven echter relevant om specifieke doelen of opgaven te bereiken. Daarom is onder de Omgevingswet een instrumentarium van belang, waarmee de risico's van het verontreinigde grondwater kunnen worden beoordeeld. Daarnaast stelt de Kaderrichtlijn Water (KRW; Europees Parlement en de Raad, 2000) en de bijbehorende Grondwaterrichtlijn (GWR; Europees Parlement en de Raad, 2006a) eisen aan de grondwaterkwaliteit. Deze GWR is in 2006 van kracht geworden en vormt een aanvulling op de KRW op het gebied van grondwaterkwaliteit. De GWR vult een aantal zaken uit de KRW specifieker in voor grondwater, met name voor wat betreft het opstellen van drempelwaarden en het vaststellen van trends en trendomkering betreffende de grondwaterkwaliteit op het niveau van grondwaterlichamen. De KRW en de GWR vormen het kader voor de bescherming en verbetering van de grondwaterkwaliteit. Deze richtlijnen zijn in het hoofdspoor volledig geïmplementeerd in de besluiten onder de Omgevingswet. Op grond van deze richtlijnen wordt met een planmatige aanpak gewerkt aan het realiseren van een goede grondwatertoestand. De richtlijnen bieden het kader voor het beheer van historische verontreinigingen waar deze de grondwaterkwaliteit beïnvloeden (Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet, 2020).

Voor beoordeling van de kwaliteit van grondwaterlichamen zijn drempelwaarden opgesteld voor nitraat en gewasbeschermingsmiddelen (GWR; Europees Parlement en de Raad, 2006a) en voor chloride, nikkel, arseen, cadmium, lood en fosfor (Besluit Kwaliteitseisen en Monitoring Water). Om te toetsen of overschrijding plaatsvindt in het gehele grondwaterlichaam wordt als criterium gebruikt: overschrijding van de norm op meer dan 20 procent van alle meetpunten, waarbij metingen op 10 en 25 meter diepte samen worden genomen (Landelijke Werkgroep Grondwater, 2019). Deze criteria hebben als consequentie dat lokale knelpunten buiten beeld kunnen blijven (Van Galen et al., 2020). Dit omdat door het samennemen van ondiepe en diepe metingen de vaak hogere concentraties in het ondiepe grondwater uitgemiddeld worden met de lagere concentraties in het diepe water. Ook kunnen door het 20 procent-criterium locaties met overschrijdingen buiten beeld blijven. Met de RTBgrondwater vindt beoordeling van de grondwaterkwaliteit op kleinere schaal plaats (schaalniveau grondwaterpluim).

Grondwaterverontreiniging komt vaak voor in Nederland (Negash en Swartjes, 2021). Daarnaast moeten gemeenten en provincies steeds meer ambities verwezenlijken, die impact hebben op het bodemwatersysteem. Hierbij wordt steeds meer druk op de kwaliteit van grondwater uitgeoefend. In de bestaande risicotoolboxen is echter meer nadruk op de (onverzadigde) bovenlaag van de bodem. Om deze redenen is binnen de kaders van de Omgevingswet en de KRW en de

bijbehorende GWR de Risicotoolbox Grondwater (RTBgrondwater) ontwikkeld. Hierbij wordt tegemoetgekomen aan de beoordeling van lokale knelpunten samenhangend met de grondwaterkwaliteit, die binnen grondwaterlichamen spelen.

Grondwaterverontreiniging komt vaak voor in Nederland op oudere bedrijventerreinen en dorps- en stadskernen. Maar ook in landbouwgebieden is vaak sprake van verontreinigd grondwater. Momenteel bestaat de indruk dat er nog veel locaties zijn waar het grondwater niet geschikt is voor de beoogde functies.

Ook als het grondwater niet wordt gebruikt, kunnen contaminanten uit grondwater schadelijk zijn voor de menselijke gezondheid of voor het ecosysteem. Voor al deze situaties is het nodig om de risico's van het verontreinigde grondwater te kunnen beoordelen. De RTBgrondwater voorziet hierin.

Ondiepe grondwaterverontreiniging is vaak verbonden met een bron aan het maaiveld en/of in de onverzadigde zone. In geval van een puntbron is er sprake van een grondwaterpluim in het grondwater. Een grondwaterverontreiniging kan ook veroorzaakt zijn door een diffuse bron. Die bron kan bijvoorbeeld op de bodem gebrachte zuiveringsslib of een infiltrerend oppervlaktewaterlichaam zijn. Deze rapportage spreekt ook in dat geval van grondwaterpluim. Voor wat betreft de beoordeling van verontreinigd grondwater in de RTBgrondwater maakt het type bron geen verschil. Als de emissie aan het maaiveld stopt en/of de uitloging uit de onverzadigde zone compleet is, verplaatst de grondwaterpluim zich los van de bron verder.

Het begrip 'grondwaterpluim' ruim gedefinieerd

Met een grondwaterpluim wordt in deze rapportage een verontreinigd volume grondwater bedoeld, los van de vraag of de contaminanten uit een puntbron of een diffuse bron afkomstig zijn.

1.2 Doel en toepassingsbereik

Anders dan de Circulaire Bodemsanering 2013 (ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2013) onder de Wet bodembescherming bepaalt de RTBgrondwater niet of en wanneer maatregelen zoals grondwaterbeheer of -sanering moeten worden genomen. De RTBgrondwater geeft inzicht in de mogelijkheden en beperkingen van het gebruik van het grondwater en in risico's voor verschillende beschermdoelen. Op basis hiervan kan het regionale bevoegd gezag beleidskeuzes maken, waarbij grondwaterbeheer of -sanering tot de mogelijkheden behoort. De RTBgrondwater is dus een beslissingsondersteunend systeem.

Het *doel* van de RTBgrondwater is om de risico's van chemische verontreiniging (contaminanten) in grondwater te kunnen beoordelen en op basis daarvan beslissingen te kunnen onderbouwen voor het gebruik en beheer van grondwater.

Inzicht voor beleidskeuzes, in plaats van verplichting tot handelen

Toepassing van Sanscrit kan binnen de Wet bodembescherming leiden tot de verplichting om 'te saneren, met spoed'. De RTBgrondwater is niet bedoeld om een verplicht handelingsperspectief te identificeren. De RTBgrondwater is bedoeld om inzicht te geven in de gebruiksmogelijkheden en -beperkingen van grondwater. Het is daarmee een hulpmiddel om beleidskeuzes te kunnen onderbouwen. De enige verplichting, geformuleerd in het Aanvullingsbesluit bodem is dat in geval van overschrijding van de signaleringsparameter beoordeling van de grondwaterkwaliteit plaats moet vinden: 'Indien bij een (historische) grondwaterverontreiniging de signaleringsparameters worden overschreden, wordt beoordeeld of het treffen van een saneringsmaatregel noodzakelijk is'. De RTBgrondwater is een geschikt instrument voor deze beoordeling.

Het wordt overigens aanbevolen de grondwaterkwaliteit eveneens met de RTBgrondwater te beoordelen als de signaleringsparameter niet wordt overschreden. Omdat er in de RTBgrondwater 1. ook beschermdoelen worden beschouwd die niet werden beschouwd binnen de procedure van de Wet bodembescherming en 2. de procedure en data voor de beschermdoelen die wel binnen de procedure van de Wet bodembescherming werden gebruik zijn geactualiseerd, kan er sprake zijn van onaanvaardbare risico's voor specifieke beschermdoelen bij concentraties in grondwater beneden de signaleringsparameter.

Naast het gebruik van grondwater moet er ook aandacht zijn voor risico's als gevolg van bedreigingen door contaminanten in grondwater. Contaminanten in het grondwater kunnen namelijk een negatieve invloed hebben op de gezondheid voor de mens (bijvoorbeeld door uitdamping van vluchtige contaminanten die zich in het freatisch grondwater bevinden) en het ecosysteem, zonder dat er sprake is van 'gebruik' van grondwater.

Beslissingsondersteuning met de RTBgrondwater

Concreet kan met de RTBgrondwater inzicht worden verkregen in:

- Welke vormen van gebruik van grondwater veilig mogelijk zijn.
- Voor welke vormen van gebruik van grondwater er onaanvaardbare risico's zijn.
- Eventuele onaanvaardbare risico's (voor de mens of het ecosysteem), zonder dat er sprake is van gebruik van grondwater.

Indirect draagt de RTBgrondwater bij aan de ambities voor duurzaam beheer en gebruik van grondwater in de omgevingsvisie en bij de motivering van een omgevingsplan.

De methodiek gaat ervan uit dat de toepasser van de RTBgrondwater kennis heeft van blootstelling van de mens, ecologische risico's en van verspreiding. De toepasser moet in staat zijn de onderliggende theorie te begrijpen. De *generieke toetsing* in Stap 1 is eenvoudig en kan door een brede groep gebruikers worden uitgevoerd. Voor toepassing van de standaard toetsing in Stap 2 is algemene kennis nodig van blootstelling,

ecologische risico's en verspreiding. Meer specifiek moet de toepasser kennis hebben van:

- het principe van risicobeoordeling;
- de verschillende blootstellingsroutes waarop een mens blootgesteld kan worden;
- de betekenis van toelaatbare blootstelling;
- de betekenis van een onaanvaardbaar risico;
- de betekenis van een potentieel aangetaste fractie van het grondwater-ecosysteem;
- grondwaterstroming;
- stoftransport (transportprocessen, inclusief retardatie (adsorptie) en afbraak).

In Stap 3 is vergaande kennis benodigd, maar kan ook een opdracht aan een expert worden uitbesteed.

Kennis vereist

De methodiek gaat ervan uit dat de toepasser van de RTBgrondwater kennis heeft van blootstelling van de mens, ecologische risico's en van verspreiding. De toepasser moet in staat zijn de onderliggende theorie te begrijpen. De *generieke toetsing* in Stap 1 is eenvoudig en kan door een brede groep gebruikers worden uitgevoerd. Voor toepassing van de standaard toetsing in Stap 2 is algemene kennis nodig van blootstelling, ecologische risico's en verspreiding. In Stap 3 is vergaande kennis benodigd, maar kan ook een opdracht aan een expert worden uitbesteed.

Deze rapportage beschrijft de eerste versie van de RTBgrondwater. Op een aantal onderdelen zijn in de toekomst uitbreidingen en verbeteringen mogelijk, mede op basis van praktijkervaringen en beleidsontwikkelingen. Naar verwachting zal toepassing van de RTBgrondwater in de praktijk tot inzichten leiden, die de mogelijkheden voor praktische toepassing kunnen verbeteren. Bovendien kan de wetenschappelijke onderbouwing worden verbeterd.

1.3

Randvoorwaarden

De RTBgrondwater past binnen de uitgangspunten en doelen van de Omgevingswet. Een belangrijk aspect hierbij is dat er ruimte moet zijn voor lokale en regionale beleidskeuzes. Het bevoegd gezag kan ervoor kiezen om rekening te houden met een specifiek gebruik van grondwater. Daarvoor is het nodig dat het lokaal en regionaal mogelijk moet zijn te toetsen of de grondwaterkwaliteit voldoet om specifieke functies te vervullen en of voorgenomen gebruik van grondwater mogelijk is. Hiertoe biedt de RTBgrondwater inzicht in de risico's die met het gebruik van grondwater samenhangen.

Binnen de Omgevingswet kan het bevoegd gezag een standpunt innemen over het belang van bepaalde functies van grondwater. Zo kan het bevoegd gezag voor een specifieke locatie beslissen dat het gebruik van grondwater voor een bepaalde functie niet van belang is. Dat kan bijvoorbeeld het geval zijn bij het gebruik van grondwater als irrigatiewater of als drinkwater uit een private onttrekking, indien de verontreinigde locatie zich in het stedelijk gebied bevindt. Terwijl voor

een andere rurale locatie, al dan niet in een andere provincie, ditzelfde gebruik van grondwater wel van belang kan worden geacht. Deze optie bestaat niet voor de beschermdoelen Opgelegde blootstelling en Publieke drinkwaterwinning. Als er sprake is van te hoge Opgelegde blootstelling is dat altijd een probleem voor de gezondheid. En de publieke drinkwaterwinning moet vanuit de zorgplicht altijd beschermd te worden.

Een belangrijk begrip in de RTBgrondwater is 'onaanvaardbaar risico'. Met 'onaanvaardbaar risico' wordt bedoeld: het risico dat het bevoegd gezag als ontoelaatbaar aanmerkt. Hierbij wordt aangesloten bij eerder gedefinieerde risiconiveaus, waarvan overschrijding 'ontoelaatbaar' werd geacht. Een belangrijk criterium hierbij is het Maximaal Toelaatbaar Risico voor blootstelling. Dit criterium is voorgeschreven in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet voor maximaal toegestane blootstelling (Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet, 2020): 'De waarde voor de toelaatbare kwaliteit die een gemeente in het omgevingsplan vaststelt, mag niet resulteren in een blootstellingsniveau dat hoger is dan het maximaal toelaatbaar risico (MTR_{humaaan}) voor de mens'.

De beoordeling van de grondwaterkwaliteit binnen de RTBgrondwater verloopt, naar analogie van de Risicoolbox bodem (RTBbodem), via een getrapte procedure. Het idee van een dergelijke getrapte procedure is dat de beoordeling in de eerste stap simpel en generiek is. In iedere verdere stap wordt de beoordeling locatie-specifieker en realistischer en daarmee ingewikkelder. Als in een specifieke stap niet of onvoldoende kan worden aangetoond dat 'onaanvaardbare risico's' kunnen worden uitgesloten, kan in een volgende stap de beoordeling verder worden uitgewerkt. Als in Stap 3 een onaanvaardbaar risico niet kan worden uitgesloten, moet het bevoegd gezag beslissen of er actie nodig is en zo ja, welk type actie. Het idee van de stapsgewijze procedure is 'simpel als het kan (Stap 1); complex als het moet (hogere stappen)'. Vrijwel alle bestaande methodieken in Europa om de kwaliteit van bodem te beoordelen, zijn op een dergelijke getrapte procedure gebaseerd.

Het bevoegd gezag bepaalt

Binnen de Omgevingswet dient het bevoegd gezag lokaal of regionaal keuzes te maken. Dit betekent concreet dat het bevoegd gezag vaststelt:

- welke vormen van gebruik van grondwater relevant zijn;
- welk risico als toelaatbaar wordt aangemerkt.

In deze rapportage wordt de term 'aanvaardbaar risico' genoemd voor het risico dat het bevoegd gezag toelaatbaar acht. Als er uit beoordelingsstap 1 of 2 geen 'aanvaardbaar risico' volgt, wordt dit omschreven als 'een onaanvaardbare risico kan niet worden uitgesloten'. In dat geval kan in hogere stap het risico in meer detail worden beoordeeld. Uit Stap 3 volgt een definitieve uitspraak of de risico wel of niet aanvaardbaar is.

1.4 Afbakening

1.4.1 *Geen onderdeel van de RTBgrondwater*

Tijdens diverse overleggen werd gesproken over het toepassingsbereik van de RTBgrondwater. Een aantal elementen, dat direct of indirect gerelateerd is aan grondwaterkwaliteit, maakt *geen* onderdeel uit van de RTBgrondwater. Deze elementen zijn hieronder geresumeerd:

- waterkwantiteit (en daarmee samenhangend aanvoer van water voor de drinkwatervoorziening, vochtproblemen in kelders en kruipruimten, risico's als gevolg van verdroging of overstromingen, paalrot, veenoxidatie, verdroging);
- verzuring;
- gebiedsgericht grondwaterbeheer;
- aantasting van (bouw)materialen door stoffen in het grondwater;
- Warmte-Koudeopslag (WKO) en geothermie;
- onttrekkingen en aanvullen van grondwater;
- verzilting;
- radioactieve stoffen.

Een nadere uitleg bij enige van deze elementen staat in Bijlage B.

1.4.2 *Selectie van stoffen*

De volgende typen stoffen worden aangetroffen in grondwater:

- zogenaamde historische verontreinigingen (stoffen waarvoor geldt dat die vaak voor 1987 in de bodem en het grondwater gebracht zijn door industriële of (andere) antropogene activiteiten);
- gewasbeschermingsmiddelen, biociden en hun metabolieten;
- meststoffen (nitraat, fosfaat);
- chloriden, bromiden;
- zogenoemde opkomende stoffen, waaronder medicijnresten, röntgencontrastmiddelen, diergeneesmiddelen en metabolieten, PFAS, vlamvertragers (waaronder gebromeerde verbindingen), weekmakers;
- nanodeeltjes;
- microplastics.

In de Wet bodembescherming en de Circulaire bodemsanering (ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke ordening en Milieu, 2013) worden voornamelijk historische verontreinigingen beschouwd en een aantal thans niet meer toegelaten bestrijdingsmiddelen. Deze contaminanten zijn opgenomen in Sanscrit en de RTBbodem. Historische verontreinigingen zijn contaminanten die vaak vanuit industriële toepassingen of andere menselijke handelingen voor 1987 in het milieu gekomen zijn. Industriële toepassingen leiden tot lozing, dumping of atmosferische verspreiding, gevolgd door depositie. Emissie door menselijke handelingen kan voortkomen uit morsen (bijvoorbeeld na schoonmaakwerkzaamheden met oplosmiddelen) of slijtage (bijvoorbeeld van autobanden of asbestdaken).

Bij een groot aantal potentiële gebruikers van de RTBgrondwater is behoefte aan het beoordelen van bestrijdingsmiddelen en meststoffen in grondwater. Zeker in het landelijk gebied behoren deze tot de meest frequent aangetroffen stoffen in grondwater. Deze stoffen worden ook

vaak in bronnen voor drinkwater (ruwwater) aangetroffen (Van Loon et al., 2020; Van Driezum et al., 2020). Kenmerkend voor deze stoffen is dat, anders dan voor historische verontreinigingen, er een bron actief is. Met andere woorden: de stoffen worden nog op of in de bodem gebracht, vooral als onderdeel van landbouwkundig gebruik van de bodem. Via de bovengrond komt een gedeelte van deze stoffen, of hun metabolieten, in het grondwater terecht. In principe geldt dit niet voor bestrijdingsmiddelen die niet meer toegelaten zijn, alhoewel dergelijke stoffen nog altijd in het grondwater en ruwwater worden aangetroffen (Swartjes et al., 2016; Negash en Swartjes, 2021). Op dit moment is er aparte regelgeving voor deze stofgroepen. De wetgeving voor meststoffen wordt in de Omgevingswet opgenomen. Voor bestrijdingsmiddelen geldt een EU-wetgeving en REACH. In de Toekomstvisie Gewasbeschermingsmiddelen (ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselveiligheid (2019) wordt voor gewasbeschermingsmiddelen een geïntegreerde gewasbescherming beoogt, 'nagenoeg zonder emissies naar het milieu en nagenoeg zonder residuen'.

In de huidige versie van de RTBgrondwater worden alleen stoffen opgenomen die voorkomen bij historische verontreinigingen en de momenteel niet meer toegelaten bestrijdingsmiddelen die opgenomen zijn in de lijst van de Circulaire bodemsanering. Deze stoffen zijn eveneens opgenomen in bijlage VC bij artikel 4.12a van het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet (Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet, 2020). Daarbij staat is ook een signaleringsparameter voor grondwater voor iedere stof gegeven.

In principe kunnen contaminanten die tot de andere genoemde stofgroepen behoren in de toekomst in de RTBgrondwater worden opgenomen. Als dit gebeurt voor bestrijdingsmiddelen of meststoffen, is compatibiliteit noodzakelijk met de betreffende regelgeving, en afstemming met de stakeholders.

Er lopen diverse projecten die zich richten op het identificeren van de meest relevante opkomende stoffen. Als dit resulteert in een aantal nog niet genormeerde stoffen, kunnen deze in later stadium worden toegevoegd aan de RTBgrondwater.

Veel stoffen in de bodem hebben een positieve invloed op landbouwgewassen. Via opstijgend grondwater kunnen deze stoffen (terug) in de wortelzone en in gewassen komen. Onder deze zogenoemde essentiële elementen bevinden zich stikstof, zwavel, fosfor, kalium en ijzer. De positieve effecten van deze stoffen uit grondwater blijven eveneens buiten beschouwing van de RTBgrondwater.

Ook de negatieve effecten van eutrofiëring op oppervlaktewater door vooral stikstof en fosfaat, door drainerend grondwater, valt buiten het bereik van de RTBgrondwater. Dit geldt ook voor de invloed van kalk op de winning van drinkwater, bijvoorbeeld het verstopt raken van drinkwaterputten; deze wordt eveneens niet beschouwd in de RTBgrondwater.

Vanuit landbouwkundig perspectief en voor natuurontwikkeling is het

chloridegehalte van water in de wortelzone van groot belang. Met name in het westen van Nederland kan verzilting een groot probleem voor de landbouw opleveren. Uiteraard is ook de beschikbaarheid van macro- en micronutriënten van groot belang voor de landbouw. De beoordeling van verzilting (chloriden) en van de beschikbaarheid van nutriënten valt buiten het bereik van de RTBgrondwater.

1.4.3 Kaderrichtlijn Water-doelen

De KRW en de bijhorende GWR zijn essentiële kaders, ook voor de beoordeling van grondwater. In de KRW worden doelen genoemd om grondwater te beschermen (European Commission, 2007):

- Inbreng verontreinigende stoffen voorkomen of beperken ('prevent and limit').
- Voorkomen van de achteruitgang van de toestand van grondwaterlichamen.
- In grondwaterlichamen 'goede toestand' behalen en behouden.
- Door de mens veroorzaakte significante en aanhoudende stijgende trends ombuigen.
- Doelen halen voor beschermde gebieden (waaronder waterlichamen bestemd voor menselijke consumptie).

Dit zijn vooral preventieve doelen, of doelen die actie vereisen om grondwaterkwaliteit te verbeteren en gaan dus verder dan het beoordelen van de (grond)waterkwaliteit. Omdat de RTBgrondwater bedoeld is om de (chemische) kwaliteit van grondwater te beoordelen, en daarmee aan te geven welke functies wel of niet mogelijk zijn en welke risico's er zijn, maken deze doelen geen onderdeel uit van de RTBgrondwater. Wel kunnen de resultaten uit de RTBgrondwater reden zijn om specifiek aandacht te besteden aan de bovengenoemde doelen van de KRW.

De KRW verlangt ook een zogenoemde toestandsbeoordeling van de grondwaterkwaliteit. Deze beoordeling heeft raakvlakken met de beoordeling van de grondwaterkwaliteit met de RTBgrondwater. De KRW-toestandsbeoordeling vindt echter plaats op het schaalniveau van een grondwaterlichaam, en niet op dat van een grondwaterpluim. Voor de toestandbeoordeling van grondwaterlichamen is door het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat en de Landelijke Werkgroep Grondwater het Protocol Toestand- en Trendbeoordeling KRW opgesteld (Landelijke werkgroep grondwater, 2019). Dit landelijk protocol past binnen de kaders van de Europese regelgeving en is een Nederlandse invulling van het EU Guidance Document No. 18, 'Guidance on groundwater status and trend assessment' (Helpdesk Water, 2023a).

Bij een aantal potentiële gebruikers van de RTBgrondwater is behoefte aan een beoordeling van *prevent and limit*, zoals gedefinieerd in de KRW. Hiervoor geldt dat de meer schadelijke stoffen ('gevaarlijke stoffen') geheel niet in het grondwater mogen komen. Voor de andere stoffen ('niet-gevaarlijke stoffen') is een beperkte input in het grondwater toegestaan. Deze doelstelling speelt niet op het schaalniveau van het grondwaterlichaam, maar gaat in de breedste zin over alle contaminanten op elke plek in het grondwater. Alhoewel de RTBgrondwater handvatten biedt die bij de beoordeling van '*prevent*' en zeker van '*limit*' gebruikt zouden kunnen worden, maakt beoordeling

van het criterium voor *prevent and limit* op dit moment geen onderdeel uit van de RTBgrondwater.

1.5 Afstemming met stakeholders

Het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat hecht aan een breed draagvlak voor de RTBgrondwater. Het is belangrijk dat regionale overheden (provincies, waterschappen, gemeenten) goede aanknopingspunten hebben om grondwaterkwaliteit te kunnen beoordelen vanuit het perspectief van de Omgevingswet. Ook moet de RTBgrondwater tegemoetkomen aan de wensen van de waterleidingsbedrijven om de drinkwatervoorziening duurzaam veilig te stellen. Daarnaast is het van groot belang dat diegenen die de RTBgrondwater in de praktijk gaan gebruiken, vaak medewerkers van adviesbureaus, met de RTBgrondwater een goede aansluiting met de praktijk van het bodemkundig onderzoek hebben. Om deze reden is met een breed scala aan belanghebbenden overleg gevoerd.

Er vonden vier bijeenkomsten plaats met de gebruikerscommissie en er werd een schriftelijke ronde gehouden. Daarnaast vonden workshops en overleggen plaats met:

- de klankbordgroep Bodembeheer Nederland;
- vertegenwoordigers van de waterleidingsbedrijven (via Vewin);
- vertegenwoordigers van VNO-NCW;
- vertegenwoordigers van de adviesbureaus.

Bovendien werden vele bilaterale overleggen met diverse deskundigen gevoerd.

Aansluitend op de ontwikkeling van het online softwarepakket van de RTBgrondwater werd een RIVM-interne test van de software en een vierweekse externe test uitgevoerd door potentiële gebruikers en belanghebbenden. Er werd verzocht werkelijke of fictieve grondwaterverontreinigingen met de RTBgrondwater te evalueren. Hierbij werden de volgende vragen gesteld:

- Is de uitleg bij de verschillende stappen van de RTBgrondwater grondwater duidelijk?
- Zijn de benodigde input parameters praktisch te bepalen?
- Zijn de modules te behappen? (Stap 1 en Stap 2; Stap 3 = expertbeoordeling)?
- Werkt de techniek zoals verwacht en foutloos?
- Heeft u suggesties voor verbeteringen?

De externe review leidde tot aanpassingen, met name voor wat betreft de uitleg bij de verschillende stappen in het beslissingsondersteunend systeem.

1.6 Opzet rapport

Het rapport bevat drie gedeelten:

- Inleidende hoofdstukken (hoofdstuk 1 t/m 3)
- Toepassing in de RTBgrondwater (hoofdstuk 4 t/m 9)
- Afsluitende hoofdstukken (hoofdstuk 10 en 11).

Hoofdstuk 1 t/m 3 zijn inleidende hoofdstukken. Hoofdstuk 2 (Beschermdoelen) beschrijft de beschermdoelen die nadelige gevolgen van grondwaterverontreiniging kunnen ondervinden en daarom een rol spelen bij de beoordeling van grondwaterverontreiniging. Ook gaat dit hoofdstuk in op de beoordeling van de risico's voor deze beschermdoelen. Omdat transport van grondwater een belangrijke rol speelt bij de risicobeoordeling voor meerdere beschermdoelen, geeft hoofdstuk 3 (Transport van contaminanten met en in grondwater) hiervan een algemene beschouwing.

Hoofdstuk 4 t/m 9 beschrijven de toepassing van de RTBgrondwater. In Hoofdstuk 4 (Procedure) presenteert de opzet en de werking van de RTBgrondwater. Hoofdstukken 5 t/m 9 beschrijven de toepassing in de RTBgrondwater voor de verschillende beschermdoelen, zoals opgenomen in de RTBgrondwater. In Hoofdstuk 9 staat de beoordeling van de dynamische situatie centraal.

Hoofdstuk 10 en 11 zijn de Afsluitende hoofdstukken. In hoofdstuk 10 (Discussie) volgt een discussie over de onderbouwing en praktische betekenis van de RTBgrondwater. Tenslotte worden in hoofdstuk 11 (Conclusies en aanbevelingen) conclusies en aanbevelingen geformuleerd.

Opzet van de rapportage (lees- en gebruikswijzer)

De opzet van het rapport is als hieronder weergegeven.

Inleidende hoofdstukken

Hoofdstuk 1 ('Inleiding') behandelt de inleiding.

Achtergronden

Hoofdstuk 2 ('Beschermdoelen en beoordeling risico's in algemene zin') beschrijft de beschermdoelen die een rol spelen bij de beoordeling van grondwaterverontreiniging en de beoordeling van risico's voor deze beschermdoelen, in algemene termen (dus niet specifiek gericht op de RTBgrondwater).

Hoofdstuk 3 beschrijft transport van contaminanten in en met grondwater. Dit speelt namelijk een belangrijke rol bij de risicobeoordeling van grondwater, voor meerdere beschermdoelen. Dit om herhaling in hoofdstukken 5 t/m 9 te voorkomen.

Toepassing in de RTBgrondwater

Hoofdstuk 4 ('Procedure') beschrijft de procedure van de RTBgrondwater.

In hoofdstuk 5 t/m 9 wordt per beschermdoel de beoordeling van risico's zoals opgenomen in de RTBgrondwater nader uitgewerkt.

Afsluitende hoofdstukken

Hoofdstuk 10 ('Discussie') biedt inzicht in de kwaliteit van de beoordeling. Ook worden in dit hoofdstuk verbeterpunten voor de toekomst besproken.

Hoofdstuk 11 ('Conclusies en aanbevelingen') vat de conclusies samen en geeft aanbevelingen.

Voor toepassing van de RTBgrondwater staat een softwarepakket als beslissingsondersteunend instrument als bèta-versie online ter beschikking (<https://www.risicotoolboxbodem.nl/grondwater²>). Hierbij kunnen de hoofdstukken 5 t/m 9 als uitgebreide handleiding worden gebruikt. In het beslissingsondersteunend instrument is een meer compacte beschrijving per beschermdoel en per stap opgenomen. Deze is als geheel weergegeven in Bijlage C. Omdat de toepasser in staat moet zijn de onderliggende theorie te begrijpen, zeker voor toepassing van Stap 2 en Stap 3 van de RTBgrondwater, kunnen de hoofdstukken 1 t/m 4 en hoofdstuk 10 ('Discussie') als belangrijke achtergronddocumentatie worden beschouwd.

²Oppervlaktewater als beschermdoel is in deze bèta-versie nog niet geïmplementeerd, omdat afstemming nodig is met andere instrumenten die voor dit doel beschikbaar zijn.

2 Beschermdoelen en beoordeling risico's in algemene zin

2.1 Scope

In de RTBgrondwater worden diverse beschermdoelen beschouwd. Deze beschermdoelen worden benaderd vanuit de kwaliteit en het gebruik van grondwater en de daarmee samenhangende risico's. De volgende paragrafen beschrijven *in meer algemene zin* (dus niet specifiek gericht op inbedding in de RTBgrondwater) de risico's voor de volgende beschermdoelen:

- de mens als gevolg van opgelegde blootstelling;
- de mens als gevolg van groenteconsumptie, in geval van opstijgend grondwater;
- de mens als gevolg van groenteconsumptie, in geval van irrigatie uit grondwater;
- de mens als gevolg van het gebruik van grondwater als drinkwater uit een private onttrekking;
- de publieke drinkwaterwinning;
- de ecologie van het grondwater;
- oppervlaktewater.

In onderstaande box wordt nader ingegaan op de term Beschermdoel.

De term Beschermdoel

Deze rapportage hanteert de term Beschermdoel. Met deze term wordt een mens, dier, object of activiteit bedoeld die negatieve gevolgen door de aanwezigheid van contaminanten in het grondwater kan ondervinden en daarom bescherming nodig heeft. Beschermdoelen worden ook wel receptoren, kwetsbare objecten of eindpunten (*end points*) genoemd. De term Receptor past in het bron-pad-receptorconcept. In de circulaire bodemsanering werd de term Kwetsbaar object gebruikt. De term Eindpunt wordt bijvoorbeeld gebruikt bij levenscyclusanalyse.

Er zijn meerdere invullingen van het begrip Beschermdoel mogelijk. In de meest ruime betekenis zijn de mens en milieu de beschermdoelen (zoals genoemd in de Wet bodembescherming en het Aanvullingsbesluit bodem). Landbouwproducten, zeker landbouwhuisdieren, kunnen ook als beschermdoel worden beschouwd. Maar vanuit het perspectief van consumptie van dierlijke producten (vlees, melk en eieren kunnen deze (ook) onder het beschermdoel De mens (gezondheid) vallen. Hetzelfde geldt voor de activiteit Drinkwaterwinning. Die is eveneens gerelateerd aan het beschermdoel De mens (gezondheid), maar kan op zich ook als beschermdoel worden beschouwd. Het brede beschermdoel Milieu wordt in de context van bodemverontreiniging vaak uitgelegd als ecosysteem (het geheel aan organismen met de corresponderende abiotische factoren waarmee deze in evenwicht zijn) of alleen als organismen. Het betreft dan meestal (micro)organismen die in de grond en het grondwater leven en soms ook gewassen.

In de RTBgrondwater worden beschermdoelen zoveel mogelijk herleid tot een verbijzondering van één van de hierboven genoemde 'hoofdbeschermdoelen' Mens en milieu. Voor de beoordeling van de

risico's voor de mens (gezondheid) is dat vaak geformuleerd als 'beschermdoel de mens als gevolg van een specifiek gebruik van grondwater' (bijvoorbeeld als gevolg van drinkwaterwinning of als gevolg van irrigatie). Daarnaast kunnen de mens, het ecosysteem en landbouwproducten ook zonder gebruik te maken van grondwater een risico als gevolg van contaminanten in grondwater ondergaan.

Voor twee van de in de RTBgrondwater gehanteerde beschermdoelen spelen wettelijke normen een rol, die op andere (ten dele internationale) risicomethoden en normen gebaseerd zijn als de overige beschermdoelen. Dat geldt voor publieke drinkwaterwinning (gerelateerd aan beschermdoel De mens (gezondheid) en oppervlaktewater (ten dele gerelateerd aan ecologie). Deze worden daarom in deze rapportage als afzonderlijke beschermdoelen beschouwd.

De beschermdoelen die de basis vormen voor de 'goede chemische toestand' van grondwater op niveau van een grondwaterlichaam, zoals beschreven in de GWR, worden in de RTBgrondwater ten dele beschouwd. Namelijk alleen op het niveau van een grondwaterpluim. Dat geldt voor 'het humaan gebruik van grondwater' ('de bescherming en beschikbaarheid van drinkwaterbronnen') en 'de doelen van de bijbehorende oppervlaktewateren' (Europees Parlement en de Raad, 2000). Grondwaterafhankelijke natuur is op dit moment niet opgenomen als beschermdoel in de RTBgrondwater. Dit geldt ook voor terrestrische ecosystemen, die mogelijk worden beïnvloed door opstijgend grondwater.

De beoordeling van de risico's door de aanwezigheid van contaminanten in grondwater voor de relevante beschermdoelen worden in dit hoofdstuk in meer algemene zin beschreven. De beoordeling van de risico's als gevolg van de aanwezigheid van contaminanten in grondwater zoals opgenomen in de RTBgrondwater wordt gedetailleerd uitgewerkt in de hoofdstukken 5 t/m 9.

2.2 De mens (gezondheid)

2.2.1 Beschermdoelen gerelateerd aan de mens (gezondheid)

Het belang van de bescherming van de gezondheid van de mens is evident. De gezondheid kan worden aangetast door het binnenkrijgen van contaminanten (blootstelling). Dat kan gebeuren door grondwater 'te gebruiken'. Maar dat kan ook 'onbedoeld' gebeuren, zonder dat er sprake is van gebruik van grondwater. Dat laatste wordt 'opgelegde' blootstelling genoemd.

Blootstelling van de mens aan contaminanten uit het grondwater als gevolg van gebruik van grondwater kan plaatsvinden door:

- het gebruiken van grondwater als drinkwater, uit private onttrekking;
- het gebruiken van grondwater uit de publieke drinkwaterwinning;
- het consumeren van groenten, waarbij de groenten contaminanten uit het grondwater hebben opgenomen als gevolg van opstijgend grondwater tot in de wortelzone;

- het consumeren van groenten, waarbij de groenten contaminanten uit het grondwater hebben opgenomen als gevolg van irrigatie;
- het consumeren van landbouwproducten (landbouwgewassen, vlees, melk en eieren), terwijl de contaminanten in de landbouwproducten beïnvloed zijn door contaminanten uit het grondwater, door opstijgend grondwater naar de bovengrond;
- het consumeren van landbouwproducten (vlees, melk en eieren), terwijl de contaminanten in de landbouwproducten beïnvloed zijn door contaminanten uit het grondwater, door veedrenking;
- het zwemmen in buitenwater (natuurwater), terwijl de kwaliteit van het oppervlaktewater beïnvloed is door contaminanten uit het grondwater;
- het spelen op waterspeelplaatsen, waarbij grondwater wordt opgepompt;
- baden in (opblaas)badjes of zwembaden, die gevuld zijn met grondwater.

Vooralsnog worden alleen de eerste vier blootstellingsroutes beschouwd in de RTBgrondwater. Voor de andere zijn alternatieve instrumenten beschikbaar en/of deze kunnen desgewenst in een later stadium worden uitgewerkt.

2.2.2 Berekening risicogrenswaarde

In de RTBgrondwater wordt in Stap 1 gebruik gemaakt van kritische concentraties in grondwater gericht op een specifiek beschermdoel, zogenoemde risicogrenswaarden. Een risicogrenswaarde gerelateerd aan de mens (gezondheid) als beschermdoel wordt berekend als de concentratie in grondwater, waarbij de totale levenslang-gemiddelde blootstelling gelijk is aan de het MTR_{humaan} . Dat is de toelaatbare blootstelling voor mensen op het niveau van het Maximaal Toelaatbare Risico, het MTR_{humaan} . Dit beschermniveau is vastgesteld voor de beoordeling van de grondwaterkwaliteit in het Aanvullingsbesluit bodem.

Er is echter sprake van blootstelling via verschillende blootstellingspaden, bijvoorbeeld via inhalatie (na uitdamping van stoffen uit grondwater) en via orale inname (bijvoorbeeld via consumptie van grondwater als drinkwater). Daarom worden de risicogrenswaarden gerelateerd aan de mens (gezondheid) als beschermdoel berekend onder de aanname dat de concentratie in grondwater voldoet aan:

$$(\Sigma BS_{\text{oraal}} / MTR_{\text{humaan, oraal}}) + (\Sigma BS_{\text{inhalatief}} / MTR_{\text{humaan, inhalatief}}) = 1$$

(Vgl. 2.1)

waarin:

ΣBS_{oraal} = totale *orale* levenslang-gemiddelde blootstelling.

($\mu\text{g} / \text{kg}_{\text{LG}} / \text{dag}$)

$\Sigma BS_{\text{inhalatief}}$ = totale *inhalatieve* levenslang-gemiddelde blootstelling ($\mu\text{g} / \text{kg}_{\text{LG}} / \text{dag}$).

$MTR_{\text{humaan, oraal}}$ = toelaatbare *orale* blootstelling ($\mu\text{g} / \text{kg}_{\text{LG}} / \text{dag}$).

$MTR_{\text{humaan, inhalatief}}$ = toelaatbare *inhalatieve* blootstelling (afgeleid van de Toelaatbare Concentratie Lucht; TCL) ($\mu\text{g} / \text{kg}_{\text{LG}} / \text{dag}$).

Merk op dat de (toelaatbare) blootstelling wordt uitgedrukt op basis van microgram per kilogram lichaamsgewicht, per dag ($\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{LG}}/\text{dag}$).

$\Sigma\text{BS}_{\text{oraal}}/ \text{MTR}_{\text{humaan, oraal}}$ en $(\Sigma\text{BS}_{\text{inhalatief}}/ \text{MTR}_{\text{humaan, inhalatief}})$ worden de risico-indices genoemd. De som van de risico-indices mag dus niet hoger dan 1 zijn. Bij een som van de risico-indices groter dan 1 kunnen onaanvaardbare gezondheidsrisico's niet worden uitgesloten.

De concentratie in grondwater is een variabele in de berekening van de totale orale en de totale inhalatieve levenslang-gemiddelde blootstelling. De concentratie in grondwater kan daarom expliciet worden berekend uit Vgl. 2.1 en is dan gelijk aan de risicogrenswaarde (in $\mu\text{g}/\text{L}$).

2.2.3 *Gecombineerde blootstelling*

Omdat in de meeste gevallen sprake is van meer dan één contaminant in het grondwater, verdient het de voorkeur het gecombineerde effect van de contaminanten op de mens (gezondheid) te beschouwen. Hiervoor bestaan verschillende mogelijkheden, zoals beschreven in Swartjes en Cornelis (2011). Als de werking van de contaminanten elkaar niet beïnvloeden, hangt het gecombineerde effect ervan af op welk deel van het lichaam deze effect hebben, de blootstelling, het werkingsmechanisme en de potentie van de contaminant om aan het effect bij te dragen. Als meerdere contaminanten op hetzelfde deel van het lichaam een vergelijkbaar effect veroorzaken via een vergelijkbaar werkingsmechanisme, kan de blootstelling aan deze contaminanten worden opgeteld. Idealiter vindt hierbij een weging plaats voor de potentie van de contaminanten om aan het effect bij te dragen, maar dat is vaak moeilijk te realiseren. Synergistische (versterkende) en antagonistische (afzwakkende) effecten zijn moeilijk te verdisconteren. Hiermee wordt in de RTBgrondwater dan ook geen rekening gehouden.

Als meerdere contaminanten op hetzelfde deel van het lichaam een vergelijkbaar effect veroorzaken, kunnen de effecten van de blootstelling aan deze contaminanten worden opgeteld. Dit kan bijvoorbeeld door optelling van risico-indices:

$$\Sigma\text{BS}1/ \text{MTR}_{\text{humaan}1} + \Sigma\text{BS}2/ \text{MTR}_{\text{humaan}2} + \dots + \Sigma\text{BS}3/ \text{MTR}_{\text{humaan}3} = 1$$

(Vgl. 2.2)

waarin:

ΣBS_n = totale levenslang-gemiddelde blootstelling aan contaminant n ($\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{LG}}/\text{dag}$).

$\text{MTR}_{\text{humaan}n}$ = toelaatbare blootstelling voor contaminant n ($\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{LG}}/\text{dag}$).

Het maakt hierbij niet uit of er sprake is van verschillend gedrag van contaminanten in de bodem (is verdisconteerd in de blootstelling) of van een vergelijkbaar of ander werkingsmechanisme (is verdisconteerd in de toelaatbare blootstelling). In de meeste gevallen is bij een vergelijkbaar effect op hetzelfde deel van het lichaam sprake van blootstelling via een van de specifieke blootstellingspaden: oraal (via de mond); inhalatief (via de longen) of dermaal (via de huid). Combinatie van risico-indices via meerdere blootstellingspaden is echter ook mogelijk.

Voor wat betreft de generieke toetsing gericht op een specifiek beschermdoel in Stap 1 op basis van risicogrenswaarden, kan Vgl. 2.2 als volgt worden aangepast voor contaminanten die op hetzelfde deel van het lichaam een vergelijkbaar effect veroorzaken:

$$C_{grw1}/RGW1 + C_{grw2}/RGW2 + \dots + C_{grwn}/RGWn = 1$$

(Vgl. 2.3)

waarin:

C_{grwn} = concentratie in grondwater voor contaminant n ($\mu\text{g}/\text{L}$).
 $RGWn$ = risicogrenswaarde voor contaminant n ($\mu\text{g}/\text{L}$).

Bij een som van de risico-indices groter dan 1 kunnen onaanvaardbare gezondheidsrisico's niet worden uitgesloten.

2.2.4

Opgelegde blootstelling

Betekenis

Opgelegde blootstelling aan contaminanten in grondwater is blootstelling die plaatsvindt zonder dat men directe handelingen met grondwater verricht (er is geen sprake van gebruik van grondwater). Dit kan plaatsvinden via een aantal blootstellingsroutes:

- Blootstelling via inhalatie van binnenlucht, die verontreinigd is als gevolg van uitdamping vanuit het grondwater.
- Blootstelling via inhalatie van buitenlucht, die verontreinigd is als gevolg van uitdamping vanuit het grondwater.
- Blootstelling via drinkwater, dat verontreinigd is als gevolg van permeatie van contaminanten uit grondwater, door drinkwaterleidingen. Hierbij is ervan uitgegaan dat de drinkwaterleidingen of in de verzadigde zone liggen of de kwaliteit van de bodem in de onverzadigde zone beïnvloed wordt door contaminanten uit het grondwater. Het gaat hierbij niet om aantasting van drinkwaterleidingen. Deze blootstelling vindt primair plaats via drinkwaterconsumptie. Er kan echter ook dermale blootstelling plaatsvinden via douche- of badwater en blootstelling via inhalatie van waterdampen tijdens douchen en baden.

Voor de beoordeling van risico's als gevolg van permeatie door PE-leidingen is een praktisch stappenplan opgesteld op basis waarvan de beoordeling kan plaatsvinden. Het stappenplan is een combinatie van toetsing aan triggerwaarden, modellering van permeatie en, in geval van twijfel, verificatiemetingen (Otte et al., 2016).

- Dermale blootstelling via lucht, na uitdamping vanuit het grondwater.

De blootstelling door dermaal contact met grondwater tijdens douchen wordt verwaarloosbaar geacht. In de berekening van de interventiewaarden voor grond bleek deze blootstellingsroute slechts voor een paar stoffen van belang, nl. tot 6% (cresolen), 6% (naftaleen), 8% (1,2,3,4-tetrachloorbenzeen), tot 11% (chloorfenolen), tot 8% (chloorbenzenen), tot 11% (chloornaftalenen) en 10% (diisobutylftalaat) van de totale blootstelling. Voor de andere stoffen is deze bijdrage voor de meeste stoffen minder dan 1%. Deze geresumeerde blootstellingsroutes kunnen allen bijdragen aan blootstelling van bewoners en aanwezigen in en buiten gebouwen,

zonder dat deze hierop veel invloed hebben. Voor vluchtige organische stoffen is de blootstelling via inhalatie van binnenlucht dominant. Daarom is opgelegde blootstelling vooral van belang voor vluchtige stoffen en geheel niet van belang voor metalen, waarbij ook de permeatie door drinkwaterleidingen geen rol speelt.

Bepaling risico's

De risico's voor opgelegde blootstelling worden bepaald door de totale levenslang-gemiddelde opgelegde blootstelling te toetsen aan de toelaatbare blootstelling. Voor de bepaling van de levenslang-gemiddelde blootstelling via inhalatie van binnenlucht, en in mindere mate de levenslang-gemiddelde blootstelling via inhalatie van buitenlucht, is de berekening van de uitdamping cruciaal. Hiermee wordt bedoeld op de transfer van contaminanten van het grondwater naar de (onverzadigde) bodem en dan naar het maaiveld. Voor de bepaling van de levenslang-gemiddelde blootstelling via inhalatie van binnenlucht komt daar nog de intrusie van vluchtige stoffen in gebouwen en de daaropvolgende verdunning door ventilatie bij. Deze processen zijn ingewikkeld en kennen een relatief grote onzekerheid. De formules zijn weergegeven in Van Breemen et al., 2020.

Een vergelijkbare conclusie geldt voor de bepaling van de gemiddelde blootstelling via drinkwater, dat verontreinigd is als gevolg van permeatie van contaminanten uit grondwater door drinkwaterleidingen. Hierbij is de berekening van de permeatie cruciaal en ook relatief ingewikkeld.

Beleidsmatig belang

Het bevoegd gezag heeft in de context van opgelegde blootstelling geen keuze of gebruik van grondwater van belang wordt geacht, omdat er bij deze vorm van blootstelling geen sprake is van gebruik van grondwater.

2.2.5 *Consumenten van moestuingewassen*

Betekenis

Bij het consumeren van moestuingewassen gaat het om het telen van groenten in volkstuinen of tuinen bij de woning. Door consumptie van die groenten wordt de mens blootgesteld aan de contaminanten in die groenten, die uit de bodem afkomstig zijn. Of men een locatie gebruikt voor het telen van groenten is een keuze.

Grondwater kan op twee manieren een rol spelen bij de opname van contaminanten in groenten. Ten eerste kunnen contaminanten uit het grondwater als gevolg van opwaarts transport in de wortelzone komen. Op deze wijze kunnen contaminanten door de wortels van de groenten worden opgenomen. Dit wordt hier 'beïnvloeding door opstijgend grondwater' genoemd. Ten tweede kan opgepompt grondwater worden gebruikt voor irrigatie. In dat geval kan de wortelzone van bovenaf worden opgeladen met contaminanten vanuit het grondwater, waarna opname via de wortels mogelijk is. Daarnaast kunnen contaminanten via beregening op het blad terechtkomen en via het blad worden opgenomen. Deze tweede optie waarbij grondwater wordt gebruikt voor irrigatie wordt hier 'beïnvloeding door irrigatie met grondwater' genoemd. Water uit private onttrekkingen van grondwater in Nederland wordt primair gebruikt voor irrigatie en veedrenking. Winningen die

minder dan 10 m³/uur bedragen hoeven niet overal te worden gemeld. Ook geldt een maximale onttrekking van drie aaneengesloten maanden. Voor winningen van 10-60 m³/uur bestaat een meldingsplicht, per locatie verschilt bij wie. Voor verbruik van meer dan 60 m³/uur moet een vergunning worden aangevraagd bij het waterschap. Daarbij wordt door het bevoegd gezag een Milieueffectrapportage opgesteld (Drinkwaterplatform, 2020).

Bepaling risico's

De risico's als gevolg van gebruik van het consumeren van moestuingewassen worden bepaald door de hieruit resulterende levenslang-gemiddelde blootstelling te toetsen aan de toelaatbare blootstelling. De bepaling van de levenslang-gemiddelde blootstelling is voor deze beide mogelijkheden vergelijkbaar. Deze wordt namelijk bepaald door de opname van contaminanten in groenten en daaropvolgend de consumptie van deze groenten. De formules hiervoor zijn weergegeven in Van Breemen et al., 2020. De bepaling van de hoeveelheid aan contaminanten in de wortelzone verschilt echter tussen deze beide mogelijkheden.

Beleidsmatig belang

Het belang dat het bevoegd gezag hecht aan het telen van moestuingewassen hangt mede af van de locatie waar de grondwaterverontreiniging zich bevindt. Van groenteteelt zal bijvoorbeeld niet vaak sprake zijn op industrie- of bedrijfsterreinen, zodat het bevoegd gezag deze vorm van landgebruik op deze locaties als 'niet van belang' kan classificeren.

2.2.6 *Consumptie van landbouwproducten*

Bij het consumeren van landbouwproducten door de mens gaat het om gewassen en dierlijke producten zoals (orgaan)vlees, melk en eieren.

Naar analogie van moestuingewassen (paragraaf 0) kunnen landbouwgewassen door grondwater worden beïnvloed als het grondwater in de wortelzone komt door opstijging van grondwater, of door irrigatie, en contaminanten door de gewassen worden opgenomen. De beoordeling van risico's door consumptie van landbouwgewassen verloopt op dezelfde wijze als die voor moestuingewassen.

De hoeveelheid contaminanten in (orgaan)vlees, melk en eieren kan worden beïnvloed door grondwater via de consumptie van ruwvoer (gras en mais) door landbouwhuisdieren, als contaminanten uit grondwater in deze gewassen worden opgenomen. Bovendien kan de hoeveelheid contaminanten in (orgaan)vlees en melk, en ook die van eieren, worden beïnvloed door veedrenking. Hierbij worden de landbouwhuisdieren blootgesteld aan contaminanten uit grondwater als het water voor drenking wordt onttrokken uit opgepompt grondwater. De levenslang-gemiddelde blootstelling van landbouwhuisdieren aan contaminanten uit grondwater kan worden berekend. Omdat de RTBgrondwater gaat over de blootstelling aan contaminanten vanuit grondwater, is hierbij de blootstelling aan contaminanten vanuit grond, vanuit gras en mais dat niet door grondwater is beïnvloed en vanuit extern aangeleverd veevoer (zoals krachtvoer) te beschouwen als achtergrondblootstelling.

Met behulp van overdrachtsmodellen kan geschat worden hoeveel van een contaminant aanwezig in diervoeder terecht komt in dierlijke producten zoals (orgaan)vlees, melk en eieren. Hierbij wordt de accumulatie in en soms ook de excretie uit de organen als nier en lever berekend als functie van de ingenomen hoeveelheid contaminant. De berekening van de overdracht naar melk en eieren is moeilijker. In RIVM en WUR (2023) zijn voor een aantal contaminanten overdrachtsmodellen beschreven voor de overdracht van contaminanten in voeder naar melkkoeien (aflatoxine dioxines, en PFOS), varkens (cadmium en dioxinen) en legkippen (dioxines). De betreffende website zal door RIVM en Wageningen Food Safety Research (WFSR) verder worden aangevuld met al ontwikkelde modellen en nieuwe modellen. In Römken et al. (2007) is een voorbeeld gegeven van een dergelijke overdrachtsberekening. De auteurs vonden een relatief geringe opname in melk (en vlees) van koeien voor cadmium in de Kempen. Ze constateerden tevens voor cadmium in de Kempen dat blootstelling via gras de dominante blootstellingsroute was voor de accumulatie in de organen van koeien. Maar het belang van de blootstellingsroutes hangt sterk af van de stof en van de gemeten concentraties in de milieucompartimenten. Daarom kan dit hooguit als een indicatie worden gezien van het belang van de consumptie van gras voor de blootstelling van de koe en de accumulatie van contaminanten in de organen van landbouwhuisdieren in het algemeen.

Tot op heden werd de blootstelling van de mens aan landbouwproducten in Nederlandse beoordelingsmethodieken niet beschouwd in de beoordeling van de bodem- of grondwaterkwaliteit. De belangrijkste reden hiervoor is dat beoordeling van de (bodem- en) grondwaterkwaliteit plaatsvindt door na te gaan in hoeverre de mens die op de locatie verblijft wordt blootgesteld. Terwijl de landbouwproducten doorgaans worden verhandeld en op een andere locatie worden geconsumeerd dan waar ze geteeld worden. Dus anders dan voor alle blootstellingsroutes van de mens in het CSOIL-blootstellingsmodel vindt de blootstelling niet op de locatie zelf plaats. Om deze reden is de blootstelling aan landbouwproducten ook niet in de RTBgrondwater opgenomen. Als er in de toekomst behoefte is aan het beschouwen van de blootstelling van de mens aan contaminanten uit grondwater door de consumptie van landbouwproducten als additioneel beschermdoel, kan dit nader worden uitgewerkt en worden toegevoegd aan de RTBgrondwater. Omdat dit tijdrovend is voor elke specifieke contaminant, zou dit slechts voor een beperkt aantal contaminanten gedaan kunnen worden.

2.2.7 *Drinkwaterconsumptie uit private onttrekking*

Er kan sprake zijn van het systematisch drinken van water uit een eigen put, zonder dat er sprake is van enige vorm van zuivering. Dat kan gebeuren op een camping of een recreatieterrein. In sommige gevallen zijn er ook (afgelegen) huizen met eigen private grondwaterwinning die gebruikt wordt voor de drinkwaterconsumptie. Degene die grondwater voor drinkwater onttrekt, is verplicht om metingen te verrichten, gericht op de waterkwaliteit. Deze regeling geldt voor zowel vergunningplichtige als vergunningsvrije drinkwateronttrekkingen. En voor zowel de onttrekkingen die onder de bevoegdheid van de provincie vallen, als de onttrekkingen waarvoor het waterschap bevoegd is (InfoMil, 2023).

Als het water aan derden wordt geleverd, bijvoorbeeld campinggasten, moet die worden getoetst aan de normen uit de Drinkwaterwet (zie paragraaf 2.3.2).

Bepaling risico's

De risico's als gevolg van het gebruik van grondwater als drinkwater worden bepaald door de hieruit resulterende levenslang-gemiddelde blootstelling te toetsen aan de toelaatbare blootstelling. De formules zijn weergegeven in Van Breemen et al., 2020.

Beleidsmatig belang

Het belang dat het bevoegd gezag hecht aan drinkwaterconsumptie uit private onttrekking hangt mede af van de locatie waar de grondwaterverontreiniging plaatsvindt. Van drinkwaterconsumptie uit private onttrekking zal bijvoorbeeld niet vaak sprake zijn in stedelijk gebied, zodat het bevoegd gezag dit gebruik van grondwater op deze locaties als 'niet van belang' kan classificeren. In rurale gebieden kan het bevoegd gezag belang hechten aan dit grondwatergebruik.

Onafhankelijk van de vraag of er daadwerkelijk drinkwater uit private onttrekking in de omgeving van de grondwaterverontreiniging gewonnen wordt, kan het bevoegd gezag stellen dat drinken van grondwater *in principe* mogelijk moet zijn. Deze eis werd mede in beschouwing genomen bij de afleiding van de interventiewaarden grondwater in de periode 1994 tot heden (Van den Berg en Roels, 1991; Van den Berg en Bockting, 1994; Kreule et al., 1995; Kreule en Swartjes, 1998). Bij de herziene voorstellen voor de interventiewaarden grondwater (Lijzen et al., 2001; Brand et al., 2012) werd dit criterium wederom gehanteerd als een van de drie criteria voor onderbouwing van de interventiewaarden grondwater.

2.2.8 *Grondwater voor industriële doeleinden*

Behalve voor drinkwater wordt grondwater ook gebruikt voor industriële doeleinden. Dat kan gaan om spoelwater om producten of installaties te reinigen, koelwater om installaties te koelen, productwater om bijvoorbeeld drank en voedingsmiddelen mee te maken en als transportmiddel om producten te transporteren binnen industriële processen (RWB, 2023). Een deel van dat water wordt ontleend aan de publieke drinkwatervoorziening. Een ander deel wordt gewonnen uit grondwater. Omdat via de genoemde processen contaminanten in de producten als bier, frisdrank, conserven kunnen komen, kan de mens op deze wijze worden blootgesteld aan contaminanten uit grondwater. De blootstelling hangt hierbij af van de effectiviteit van zuiveringsmaatregelen en de innamehoeveelheden van de betreffende producten.

Op dit moment is er geen noodzaak aangegeven om dit beschermdoel in de RTBgrondwater op te nemen. Als er behoefte is aan het beschouwen van de gezondheidsrisico's door de consumptie van grondwater voor industriële toepassingen als gevolg van het voorkomen van chemische stoffen in het water als additioneel beschermdoel, kan dit in later stadium nader worden uitgewerkt en worden toegevoegd aan de RTBgrondwater.

2.2.9 Zwemmen in buitenwater (natuurwater)

Online zijn de officieel aangewezen locaties aangegeven waar in natuurwater gezwommen kan worden (Zwemwater.nl, 2023a; Figuur 2.1). Er wordt echter ook in overige oppervlaktewateren gezwommen.



Figuur 2.1 Officieel aangewezen locaties waar in natuurwater gezwommen kan worden (Zwemwater.nl, 2023a).

Oppervlaktewater wordt voor een groot deel gevoed door grondwater, direct via grondwaterstroming of via drains of (andere) waterlopen. In een aantal oppervlaktewateren, zoals meren en rivieren, kan worden gezwommen. Tijdens deze activiteit kunnen mensen worden blootgesteld aan contaminanten afkomstig uit grondwater. Blootstelling kan plaatsvinden via de huid of via het onbedoeld oraal binnenkrijgen van water, met daarin opgeloste contaminanten en aan zwevend slib gebonden contaminanten (Van Elswijk et al., 2001).

De regels in Nederland voor gezondheidsrisico's bij zwemmen in natuurwater zijn primair gericht op fysieke risico's (bijvoorbeeld zuiging en golfslag als gevolg van passerende schepen) en microbiologische risico's (bijvoorbeeld maagdarmklachten door fecale verontreiniging). Op Zwemwater.nl (2023b) wordt specifiek op de fysieke risico's van zwemmen in rivieren en kanalen gewezen. Voor biologische risico's bestaan normen voor de aantallen van specifieke organismen die in water mogen voorkomen. Dit is het geval voor de bacteriën intestinale enterococcon (IE) en *Escherichia coli* (*E. coli*), die voorkomen in de ontlasting van mensen en dieren. Deze normen staan in de Europese Zwemwaterrichtlijn (Europees Parlement en de Raad, 2006b). Het is onbekend of de chemische kwaliteit van natuurlijk zwemwater vaak een probleem is in Nederland. Mogelijk is dit probleem

ondergeschikt aan de microbiologische kwaliteit van zwemwater, waarbij doorgaans sprake is van acute effecten. De levenslang-gemiddelde blootstelling van de mens aan contaminanten in natuurwater waarin deze zwemt en waarlangs deze recreëert, en de corresponderende risico's voor de mens, kunnen worden berekend met het model SEDISOIL (Van Elswijk et al., 2001).

Op dit moment is er geen noodzaak aangegeven om dit beschermdoel in de RTBgrondwater op te nemen. Als er behoefte is aan het beschouwen van de gezondheidsrisico's door zwemmen in buitenwater (natuurwater) als gevolg van het voorkomen van chemische stoffen in het water als additioneel beschermdoel, kan dit in later stadium nader worden uitgewerkt en worden toegevoegd aan de RTBgrondwater.

2.2.10 *Spelen op waterspeelplaatsen*

Met waterspeelplaatsen (ook waterspeeltuinen of *spray parks* genoemd) wordt bedoeld op speellocaties waarbij water kan worden opgepompt, dat via een diversiteit aan buizen en waterbouwkundige speeltoestellen bovengronds wordt verplaatst en beschikbaar wordt gemaakt. Soms is er ook een kinderbad bij aanwezig, dat eveneens gevoed wordt door opgepompt grondwater. Bij het spelen op waterspeelplaatsen kunnen mensen, met name kinderen, worden blootgesteld aan contaminanten via ingestie van water en via dermale opname vanuit het water. Tot op heden zijn deze blootstellingsroutes in Nederland niet beschouwd in de beoordeling van bodem- of grondwater. De belangrijkste reden hiervoor is dat ze niet veel voorkwamen. Er is sprake van een toenemende trend, met name in de steden, in het inrichten van dergelijke waterspeelplaatsen (Platform Buiten Spelen, 2023).

Op dit moment is er geen noodzaak aangegeven om dit beschermdoel in de RTBgrondwater op te nemen. Als er in de toekomst behoefte is aan het beschouwen van spelende kinderen op waterspeelplaatsen als additioneel beschermdoel, kan dit worden uitgewerkt en worden toegevoegd aan de RTBgrondwater.

2.2.11 *(Opblaas)badjes en zwembaden*

Waarschijnlijk door een aantal warme zomers gedurende de laatste jaren zijn (opblaas)badjes populair geworden. Deze zijn ruim beschikbaar in de winkels, vaak in opblaasbare vorm, ook in hard plastic. Vooral kinderen, maar ook volwassenen gebruiken de badjes voor afkoeling, via pootjebaden, maar ook door (volledige) onderdompeling. In sommige gevallen worden de badjes gevuld met opgepompt grondwater. Blootstelling kan plaatsvinden via onbedoelde orale inname en door dermale blootstelling. Een vergelijkbare blootstelling kan plaatsvinden in zwembaden, die zijn gevuld met opgepompt grondwater.

Op dit moment is er geen noodzaak aangegeven om dit beschermdoel in de RTBgrondwater op te nemen. Als er in de toekomst behoefte is aan het beschouwen van baden in (opblaas)badjes of zwembaden als additioneel beschermdoel, kan dit worden uitgewerkt en worden toegevoegd aan de RTBgrondwater. Dit beschermdoel heeft een relatie met zwemmen in buitenwater (paragraaf 2.2.9) en met spelen op waterspeelplaatsen (paragraaf 2.2.10).

2.3 Drinkwater uit publieke drinkwaterwinning

2.3.1 *Maatschappelijke positie drinkwater*

De publieke drinkwaterwinning heeft een bijzondere positie. Er worden hoge eisen gesteld aan de kwaliteit van drinkwater door de consument. Rond de winning, zuivering en levering van leidingwater gelden daarom strenge wettelijke regels. Ook de perceptie speelt een rol. De aanwezigheid van schadelijke stoffen in grondwater als bron voor drinkwater, zeker als het gaat om kankerverwekkende stoffen, wekt op zich al maatschappelijke onrust, los van het feit of er sprake is van een onaanvaardbaar risico.

De drinkwaterkwaliteit voldoet vrijwel altijd (meer dan 99,9% van ruim 670.000 metingen, stand van zaken 2016) aan de gestelde drinkwatereisen (Inspectie Leefomgeving en Transport, 2017). Wel is er reden voor zorg. Er wordt een veelvoud aan stoffen in grondwater bedoeld voor de drinkwaterwinning aangetroffen. Volgens de huidige uitgangspunten van nationaal en internationaal beleid, zoals de Europese Kaderrichtlijn Water, moet de kwaliteit van de bronnen zodanig zijn dat het mogelijk is om met eenvoudige technieken drinkwater te produceren. De helft van de grondwaterwinningen, die zijn beïnvloed door menselijk activiteiten, vanuit landbouw, lekkende riolering, industrie en oude bodemverontreinigingen, voldoet niet daaraan (Inspectie Leefomgeving en Transport, 2017).

Het is algemeen geaccepteerd dat een goed functionerende publieke drinkwaterwinning van cruciaal belang is. Het Drinkwaterbesluit en de Europese Drinkwaterrichtlijn hebben (naast de bacteriologische kwaliteit) betrekking op de chemische kwaliteit van het drinkwater. Ondanks dat de drinkwaterkwaliteit in Nederland zeer goed is, verdient het behouden van deze kwaliteit blijvend de aandacht. Mede omdat de kwaliteit van de drinkwaterbronnen onder druk staat door (historische) verontreinigingen (Van Loon et al., 2020; Van Driezum et al., 2020; Negash en Swartjes, 2021). Daarom hebben alle bestuursorganen tot taak zorg te dragen voor de duurzame veiligstelling van de openbare drinkwatervoorziening, op grond van zowel de Omgevingswet (artikel 2.1, derde lid) als de Drinkwaterwet (artikel 2) (Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet, 2020).

2.3.2 *Kwaliteitseisen drinkwater*

De kwaliteitseisen voor drinkwater aan de kraan zijn opgenomen in het Drinkwaterbesluit en zijn afgeleid van Europese wetgeving. In deze Europese richtlijn wordt voor de onderbouwing verwezen naar WHO (2011). De WHO-kwaliteitseisen komen overeen met concentraties van contaminanten die 'in principe' bij levenslange consumptie niet in significante gezondheidsrisico's resulteren. Daarnaast moet drinkwater voor de meerderheid van de gebruikers vrij zijn van hinderlijke geuren en smaken. WHO wijst erop dat de kwaliteitseisen praktisch toepasbaar moeten zijn en soms als gevolg van technische beperkingen kunnen afwijken van gezondheidskundig onderbouwde waarden. Er is een aantal typen kwaliteitseisen in het Drinkwaterbesluit opgenomen (Drinkwaterbesluit, 2023):

- Chemische stoffen (tabel II), waar een groot aantal van de stoffen uit het Aanvullingsbesluit opgenomen zijn. De waarden

variëren per contaminant. Voor deze contaminanten kan de toezichthouder op verzoek van de eigenaar van een drinkwaterbedrijf onder voorwaarden ontheffing verlenen voor afwijking van een in de tabel gegeven waarde ('kortdurende overschrijdingen zonder nadelige gevolgen'; § 3.1.7. Ontheffing, artikel 29).

- Indicatoren – Organoleptische/esthetische parameters (tabel IIIb), waarbij van de stoffen uit het Aanvullingsbesluit bodem zink opgenomen is, met een waarde van 3000 µg/L (waarde geldt voor water na 16 uur stilstand).
- Indicatoren – Signaleringsparameters (tabel IIIc), waaronder een aantal stofgroepen uit het Aanvullingsbesluit bodem zijn opgenomen, zoals (chloor)fenolen, gehalogeneerde monocyclische koolwaterstoffen, gehalogeneerde alifatische koolwaterstoffen, methyl *tert*-butyl ether (MTBE) en monocyclische koolwaterstoffen/ aromaten. De waarde is 1 µg/L. Deze kwaliteitseisen zijn bedoeld voor het signaleren van mogelijke verontreinigingen. Wanneer de aangegeven waarde wordt overschreden, is er niet direct sprake van een risico voor de volksgezondheid, maar zal er nader onderzoek plaatsvinden. Deze parameters (als groep) zijn bedoeld om de kwaliteit van de bron te bewaken. De signaleringsparameters zijn bedoeld voor het signaleren van mogelijke verontreinigingen. De waarden zijn niet gerelateerd aan risico's en worden relatief vaak overschreden in grondwater. Ze zijn in de praktijk vooral van belang voor oppervlaktewater-bronnen voor drinkwaterbereiding, maar kunnen ook op grondwater worden toegepast.
- Indicatoren – Signaleringsparameters, overige antropogene stoffen (eveneens in tabel IIIc). Met deze parameter worden stoffen bedoeld die niet behoren tot de andere parameters in tabel IIIc maar welke een bedreiging voor de drinkwatervoorziening kunnen zijn. De waarde is eveneens 1 µg/L. De waarde voor overige antropogene stoffen is van toepassing voor een aantal stoffen uit het Aanvullingsbesluit bodem, die niet in de tabellen II en IIIb en niet in de bovengenoemde stofgroepen in tabel IIIc zijn vertegenwoordigd.

Het drinkwaterbedrijf dient er zorg voor te dragen dat het drinkwater op het leveringspunt en op het tappunt aan alle in deze tabellen genoemde eisen voldoet (Drinkwaterbesluit, 2023; Art. 13.1). Als een van deze waarden uit de tabellen II, IIIa, IIIb of IIIc wordt overschreden moet het drinkwaterbedrijf onderzoek verrichten naar de oorzaak en de mogelijke nadelige gevolgen daarvan voor de volksgezondheid.

De betekenis van de hierboven genoemde drinkwaterkwaliteitseisen is enigszins verschillend. Als aan de chemische parameters uit tabel II niet wordt voldaan, neemt 'de eigenaar van het drinkwaterbedrijf terstond de in het belang van de volksgezondheid noodzakelijke en passende herstelmaatregelen. Hierdoor voldoet het drinkwater alsnog aan de daaraan gestelde eisen' (paragraaf 3.1.4, Art 22 van het Drinkwaterbesluit). En 'informeert de eigenaar van een drinkwaterbedrijf terstond en volledig de toezichthouder hierover alsmede over het onderzoek en de te nemen herstelmaatregelen' (paragraaf 3.1.4, Art 23 van het Drinkwaterbesluit).

Als niet aan de Indicatoren wordt voldaan in Tabel IIIb en Tabel IIIc 'neemt de eigenaar terstond de in het belang van de volksgezondheid noodzakelijke en passende herstelmaatregelen. Hierdoor voldoet het drinkwater alsnog aan de daaraan gestelde eisen. Tenzij de toezichthouder van oordeel is dat de normoverschrijding geen nadelige gevolgen heeft voor de gezondheid van de consumenten en voor de aan hen toebehorende goederen'. En 'informeert de eigenaar de consumenten en andere afnemers over het niet voldoen aan de daar bedoelde eis of eisen en adviseert hij hen omtrent de maatregelen die zij kunnen nemen om nadelige gevolgen voor de gezondheid te voorkomen, tenzij de toezichthouder van oordeel is dat de normoverschrijding geen nadelige gevolgen heeft voor de gezondheid van de consumenten en voor de aan hen toebehorende goederen' (paragraaf 3.1.4, Art 25 van het Drinkwaterbesluit).

Als de signaleringsparameter wordt overschreden in het grondwater moet worden beoordeeld of er mogelijk sprake is van gezondheidsrisico's via de consumptie van drinkwater. Voor deze gezondheidskundige risicobeoordeling leidt het RIVM een drinkwaterrichtwaarde af. Drinkwaterrichtwaarden zijn geen wettelijke kwaliteitseisen, maar gezondheidskundig onderbouwde veilige risicogrenzen voor individuele stoffen. Er zijn gedegen (bij voldoende gegevens) en indicatieve (bij beperkte gegevens) richtwaarden. De methode hiervoor wordt beschreven in Van der Aa et al. (2017). Wanneer een drinkwaterrichtwaarde de procedure normstelling heeft doorlopen en is vastgesteld door de Stuurgroep Normstelling, is sprake van een zogenoemde beleidsmatige norm. Deze beleidsmatig vastgestelde drinkwaterrichtwaarden worden gepubliceerd op de risico van stoffen-site (RIVM, 2023). Inmiddels zijn er voor enkele tientallen stoffen indicatieve drinkwaterrichtwaarden afgeleid.

2.3.3 *Kwaliteitseisen bronnen voor drinkwater*

Daarnaast zijn er signaleringswaarden (let op: niet te verwarren met signaleringsparameters) uit het protocol voor monitoring en toetsing drinkwaterbronnen KRW (Programmateam Water, 2015). Deze gelden voor bronnen van drinkwater. Dit protocol geeft specifiek uitwerking aan de wijze waarop de monitoring en toetsing van drinkwaterbronnen moet plaatsvinden in het kader van het Besluit kwaliteitsdoelstellingen en monitoring water 2009 (Besluit Kwaliteitseisen en Monitoring, 2009). Een (verwachte) overschrijding van een signaleringswaarde geeft voor de waterbeheerder een indicatie dat de KRW-doelen mogelijk in het geding zijn. De signaleringswaarden zijn geen milieukwaliteitseisen die de waterbeheerder juridisch verplichten tot het nemen van maatregelen om de vereiste waterkwaliteit te verwezenlijken. Het zijn hulpmiddelen om te kunnen toetsen in welke mate de kwaliteitsontwikkeling van de drinkwaterbronnen in overeenstemming is met de KRW-doelen voor water voor menselijke consumptie.

Anders dan voor oppervlaktewater gelden er geen specifieke aanvullende eisen voor grondwater waaruit drinkwater wordt geproduceerd. Er worden dan ook geen specifieke drinkwaterrelevante stoffen gemeten in de reguliere meetprogramma's van grondwaterbeheerders. Om ervoor te zorgen dat toch op relevante stoffen wordt gemonitord, is voor grondwater als eerste een lijst

opgenomen met te monitoren reeds bekende probleemstoffen (bijlage II, tabel 2 van het protocol voor monitoring en toetsing drinkwaterbronnen KRW). Dit zijn stoffen waarvan al langer bekend is dat ze door menselijk handelen in het grondwater voorkomen en problemen kunnen veroorzaken bij de drinkwaterproductie. Voor deze stoffen zijn wel drinkwaternormen vastgesteld. Hierin is een aantal stoffen opgenomen uit het Aanvullingsbesluit bodem, zie Tabel 2.1. De signaleringswaarde voor deze stoffen sluiten aan bij de norm voor drinkwater in het Drinkwaterbesluit. De signaleringswaarden voor al bekende probleemstoffen in grondwater (gelijk aan de drinkwaternorm) geven primair houvast bij de toetsing op beoogde verbetering van de kwaliteit met het oog op vermindering van de zuiveringsinspanning.

Tabel 2.1 Signaleringswaarden voor te monitoren reeds bekende probleemstoffen die ook opgenomen zijn in het Aanvullingsbesluit bodem (bijlage II, tabel 2 van het protocol voor monitoring en toetsing drinkwaterbronnen KRW).

Stof	Signaleringswaarde (µg/l)
Nikkel	20
Gewasbeschermingsmiddelen, biociden en hun humaantoxicologisch relevante afbraakproducten per afzonderlijke stof	0,1
Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (som)	0,1
Tetra- en trichlooretheen (som)	10
Vinylchloride	0,1
Benzeen	1,0

Om ervoor te zorgen dat onbekende stoffen toch worden meegenomen bij de monitoring en toetsing op de KRW-doelen, is in bijlage 3 voor winningen van grondwater een lijst van opkomende stoffen opgenomen. De betreffende parameters zijn ontleend aan de zogenoemde 'signaleringsparameters' uit het Drinkwaterbesluit. Voor deze parameters is ter ondersteuning van de toetsing ook een signaleringswaarde in dit protocol opgenomen. Hierin zijn de volgende contaminanten opgenomen (met cursief tussen haakjes de contaminanten die in het Aanvullingsbesluit bodem zijn opgenomen):

- aromatische aminen (*niet in Aanvullingsbesluit bodem*);
- (chloor)fenolen (*fenol*); *monochloorfenolen (som)*; *dichloorfenolen (som)*; *trichloorfenolen (som)*; *tetrachloorfenolen (som)* en *pentachloorfenol*);
- diglymen(n) (*niet in Aanvullingsbesluit bodem*);
- gehalogeneerde monocyclische koolwaterstoffen (*monochloorbenzeen*; *dichloorbenzenen (som)*; *trichloorbenzenen (som)*; *tetrachloorbenzenen (som)* en *pentachloorbenzeen*; *hexachloorbenzeen*; *monochloorfenolen (som)*; *dichloorfenolen (som)*; *trichloorfenolen (som)*; *tetrachloorfenolen (som)* en *pentachloorfenol*; *monochlooranilinen (som)*);
- (gehalogeneerde) alifatische koolwaterstoffen (*vinylchloride*; *dichloormethaan*; *1,1-dichloorethaan*; *1,2-dichloorethaan*; *1,1-*

dichlooretheen; 1,2-dichloorethenen (som); dichloorpropanen (som); trichloormethaan; 1,1,1-trichloorethaan; 1,1,2-trichloorethaan; trichlooretheen; tetrachloormethaan; tetrachlooretheen;

- monocyclische koolwaterstoffen en aromaten (*benzeen; ethylbenzeen; toluveen; xylenen (som); styreen; fenol; cresoten (som);*
- overige antropogene stoffen.

Om een handvat te kunnen bieden bij de toetsing, is voor de hoogte van een signaleringswaarde uitgegaan van een waarde die hoort bij toepassing van een eenvoudige zuivering. De signaleringswaarden gaan over de waterwinlocatie. De signaleringswaarde voor al bekende probleemstoffen sluit aan bij de norm voor drinkwater in het Drinkwaterbesluit. Dit is in lijn met eerdere werkafspraken die in KRW-verband zijn gemaakt (Landelijke Werkgroep Grondwater, 2013) over de te volgen aanpak bij de gebiedsdossiers. Voor de hoogte van de signaleringswaarden voor nieuwe, opkomende stoffen wordt daarom uitgegaan van 0,1 µg/L. Deze waarde is gebaseerd op de streefwaarden uit het Europese Rivierenmemorandum (ERM), die internationaal als referentie voor eenvoudige zuivering worden gebruikt door de drinkwatersector en die ook in algemene zin als voorzorgswaarde wordt gehanteerd voor antropogene stoffen. De waarde van 0,1 µg/l wordt in de praktijk van de gebiedsdossiers al gebruikt. Deze waarde is lager dan de getalswaarde bij de signaleringsparameters in de Drinkwaterregeling, om vanuit het voorzorgsbeginsel toenemende concentraties tijdig te signaleren.

De signaleringswaarde voor nieuwe, opkomende stoffen in grondwater vraagt bij overschrijding als eerste om een nadere risicobeoordeling voor de betreffende stof. Er wordt daarbij nagegaan of de stof (en in welke concentratie) een risico vormt voor de drinkwatervoorziening en daarmee de KRW-doelen voor water voor menselijke consumptie. Daarbij wordt getoetst op humaan-toxicologische criteria, cumulatieve effecten en het voorzorgsbeginsel. Deze risicobeoordeling wordt uitgevoerd onder regie van het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat. Op basis hiervan wordt bepaald of de betreffende stof al dan niet relevant is voor de verdere monitoring en toetsing in het kader van de KRW en eventueel daarbij horende vervolgcacties.

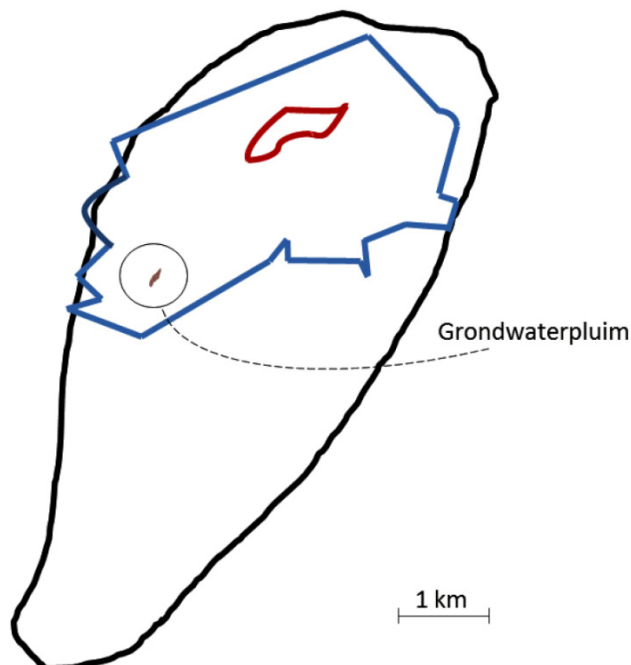
2.3.4 *Normengat*

De Wet bodembescherming is van toepassing voor bodem en grondwater in het hele land. Daarbij speelt de interventiewaarde grondwater een belangrijke rol bij de beoordeling van de grondwaterkwaliteit.

In gebieden waar drinkwater wordt geproduceerd uit grondwater gelden strengere regels. Hoe dichterbij de 'put' komt (de plek waar de waterwinning plaatsvindt), hoe strenger de regels (Drinkwaterplatform, 2020). Er zijn drie beschermingszones: het waterwingebied, het grondwaterbeschermingsgebied en het intrekgebied (zie een hypothetische situatie, met grondwaterpluim binnen het grondwaterbeschermingsgebied in Figuur 2.2). In het waterwingebied wordt drinkwater gewonnen en gelden zeer strenge milieueisen. Een

grondwaterbeschermingsgebied kan worden beschouwd als een bufferzone rondom het waterwingebied.

Grondwaterbeschermingsgebieden zijn vaak 25-jaarzones, soms 50- of 100-jaarzones. Dat wil zeggen dat grondwater vanaf de rand van het gebied 25 (tot 100 jaar) nodig heeft om de waterwinputten te bereiken. Binnen een grondwaterbeschermingsgebied gelden eveneens milieueisen, maar minder streng dan in het waterwingebied. Voor het intrekgebied geldt dat alle neerslag die er valt op termijn in de putten kan terecht komen. Daarnaast bestaan nog boringsvrije zones rondom een grondwaterbeschermingsgebied, vastgelegd in Provinciale milieuverordeningen, waarin beperkingen gelden voor de aanleg van boorputten en de diepten voor graven.



Figuur 2.2 Relevante zones voor de drinkwaterwinning. Het waterwingebied (binnen rode contour), het grondwaterbeschermingsgebied (binnen blauwe contour) en het intrekgebied (binnen zwarte contour); hypothetische situatie, met grondwaterpluim binnen het grondwaterbeschermingsgebied

In elke provincie is in omgevingsverordeningen vastgelegd wat wel en wat niet is toegestaan in deze gebieden. De landelijke Wet milieubeheer stelt de kaders vast, provincies kunnen zelf nuances aanbrengen in die regels. Om inzicht te krijgen in de knelpunten voor bescherming van de drinkwaterwinningen hanteren provincies gebiedsdossiers. In deze gebiedsdossiers wordt per grondwaterbeschermingsgebied integraal in beeld gebracht welke knelpunten en bedreigingen aan de orde zijn, ook voor wat betreft grondwaterverontreiniging. Maatregelen worden opgenomen in de gerelateerde uitvoeringsprogramma's.

In de RTBgrondwater is de aandacht alleen op grondwater-gebaseerde drinkwaterwinningen (grondwaterwinningen) gericht. De RTBgrondwater richt zich niet op de bedreiging van bekken- of oeverinfiltratiewinningen of oppervlaktewater-winningen, omdat de relatie met de

grondwaterkwaliteit niet altijd aantoonbaar is en het beheer en eventuele maatregelen vanuit andere kaders zullen moeten worden genomen. Als er in de toekomst behoefte is aan het beschouwen van oppervlaktewater-winningen als additioneel beschermdoel, kan dit nader worden uitgewerkt en worden toegevoegd aan de RTBgrondwater. De beoordeling van dit beschermdoel heeft overeenkomsten met die van het beschermdoel oppervlaktewater (zie paragraaf 0).

Voor vele stoffen is er een groot verschil tussen drinkwaterkwaliteitseisen en de interventiewaarden grondwater. Dit wordt het normengat genoemd.

2.3.5 *Verspreiding*

Kenmerkend is dat grondwater dat voor drinkwater wordt gewonnen in een grondwaterwinning (ruwwater) een lange verblijftijd heeft in de ondergrond, van jaren, decennia, of zelfs eeuwen. Vanwege retardatie zijn contaminanten nog langer onderweg van de plek van inbreng in het bodem- en watersysteem tot aan de drinkwaterputten dan het grondwater. Het betekent dat de input van contaminanten in het bodem-watersysteem, of contaminanten die in het bovenste grondwater aanwezig zijn, pas na lange tijd een negatieve invloed kunnen hebben op de kwaliteit van ruwwater. De processen die plaatsvinden tussen het moment van aantreffen van een grondwaterpluim in het bovenste grondwater en grondwateronttrekking zijn van belang voor de concentraties aan contaminanten die uiteindelijk de drinkwaterputten zullen bereiken. Een belangrijk proces hierbij is afbraak, die vermindering van de concentraties als gevolg kan hebben of zelfs de volledige verdwijning van een stof. Afbraak kan een aanzienlijke concentratie-vermindering betekenen, maar voor sommige stoffen en in sommige bodemlagen treedt dit proces in de ondergrond niet of nauwelijks op. Ook kunnen er als gevolg van afbraak meer schadelijke stoffen ontstaan dan de moederstof. Dat is vooral het geval bij de vorming van vinylchloride uit hogere gechloreerde koolwaterstoffen.

Er is sprake van een natuurlijke en een antropogene invloed op het stromingspatroon van water bij drinkwaterwinningen. Initieel volgt het grondwater binnen een grondwaterbeschermingsgebied een natuurlijk grondwaterpatroon. Als grondwater nabij het waterwingebied komt, wordt de stroming van grondwater gedreven door de natuurlijke grondwaterstroming, maar in steeds sterkere mate ook door de onttrekkingen voor de drinkwaterwinning. Deze door het drinkwaterbedrijf geïnitieerde onttrekking van grondwater resulteert in een potentiaalverlaging ter plaatse van de onttrekking. Dit veroorzaakt een radiaal georiënteerde waterstroom naar de onttrekkingsputten toe. Gecombineerd volgt er als gevolg van natuurlijke en antropogene oorzaken een complex stromingspatroon, dat verder van het onttrekkingspunt af voornamelijk de dominante natuurlijke stromingsrichting volgt, maar dicht bij het onttrekkingspunt sterker door de radiale stroming richting onttrekkingspunt wordt bepaald. In welke mate het transport van contaminanten wordt beïnvloed door natuurlijke en antropogene oorzaken hangt daarom af van de positie van de verontreinigingspluim binnen het grondwaterbeschermingsgebied en vooral van de afstand van de verontreinigingspluim tot het onttrekkingspunt. Het belang van de natuurlijke en antropogene

gedreven processen hangt ook af van de diepte. De invloed van antropogeen geïnitieerde processen is groter op de diepte van de onttrekkingsfilters en minder groot aan de bovenkant van het eerste watervoerend pakket, zeker in geval van diepe onttrekkingsfilters. Verdunning is vooral van belang als de grondwaterpluim dicht bij de waterwinning komt, omdat dan door de radiale aantrekking door grondwateronttrekking schoon water zich mengt met de pluim.

Bepaling risico's

In Swartjes et al. (2017) werd een eerste aanzet gegeven tot het kwantificeren van concentraties van contaminanten bij de onttrekkingsputten. En daarmee samenhangend de toelaatbare concentraties stroomopwaarts van de onttrekkingsput. Hiertoe werd het model GRADE (Groundwater Risk Assessment near Drinking water Extractions) ontwikkeld. Voor de ontwikkeling van GRADE werd een aantal scenario's opgesteld voor wat betreft dimensies van het grondwaterbeschermingsgebied, het onttrekkingsgebied en de stromingsprocessen. Er werden modelsimulaties uitgevoerd voor verschillende scenario's met de modellen MODFLOW voor de grondwaterstroming en MT3DMS voor het contaminant-transport (USGS, 2015, respectievelijk USGS, 2019). Vervolgens werden input en output door middel van lineaire regressie gekoppeld. In een workshop werd het model geëvalueerd en werden er enige beperkingen en verbeterpunten benoemd. Op dit moment is het model nog niet rijp voor toepassing in de RTBgrondwater.

Meer recent is KWR gestart met de ontwikkeling van de rekentool AquaPriori. Het doel hiervan is om het risico voor en de consequentie van nieuwe stoffen voor de drinkwaterwinning in beeld te brengen. Daarmee zouden vragen beantwoord kunnen worden als:

- Biedt de huidige bodempassage voldoende bescherming tegen aangetroffen organische microverontreinigingen?
- Zal de zuivering in de toekomst voldoen?
- Welke sturingsmogelijkheden zijn er om de werking van bodempassage te verbeteren?

Met de rekentool is het gedrag van (nieuwe) organische microverontreinigingen te voorspellen voor vier typen puttenveldtypen. Dit zijn freatische grondwaterwinningen, semispannings-grondwater winningen, bekkeninfiltratie-winningen en oeverinfiltratiewinningen. De rekentool maakt gebruik van een reistijdverdeling van het geproduceerde grondwater om de doorbraak van organische microverontreinigingen in het ruwwater te voorspellen, gebaseerd op het model Transatomic (Stuyfzand, 2019). De coëfficiënten voor adsorptie en afbraak worden met QSARs afgeleid. Op dit moment is het model nog niet rijp voor toepassing in de RTBgrondwater.

De RTBgrondwater biedt in verschillende modules de optie om rekening te houden met de (natuurlijke) processen die in de ondergrond plaatsvinden. Dit betekent dat de beoordeling van de grondwaterkwaliteit afhankelijk is van de locatie binnen het grondwaterbeschermingsgebied waar de contaminant zich bevindt. De bovengenoemde processen die plaatsvinden tussen het moment van aantreffen van een grondwaterpluim in het bovenste grondwater en het

moment waarop de contaminanten de waterwinputten bereiken, zijn met name van belang in de hogere stappen van de RTBgrondwater (Stap 2 en met name Stap 3). In deze stappen kan het gedrag van de verontreinigingspluim nader worden beschouwd, met als doel na te gaan met welke concentratie het water uiteindelijk een beschermdoel gaat bereiken.

2.4 Het ecosysteem

2.4.1 *Achtergronden*

Het ecosysteem kan naast de mens als het tweede hoofdbeschermdoel worden beschouwd, waarvoor een beoordeling van de grondwaterkwaliteit kan worden uitgevoerd. Een ecosysteem bestaat uit organismen (planten, dieren en micro-organismen) en hun abiotische omgeving, en de wisselwerkingen tussen organismen en hun omgeving, binnen een afgebakende ruimtelijke eenheid. In het bodembeleid, de Wet bodembescherming en de Omgevingswet, is de bescherming van het ecosysteem en de functies die het ecosysteem voor de maatschappij heeft tegen de schadelijke effecten van bodemverontreiniging, uitgewerkt door soorten organismen en ecologische processen als verzameling van te beschermen objecten te beschouwen. Het wetenschappelijke vehikel hiervoor is respectievelijk de soorten- en de processengevoeligheidsverdeling voor stoffen (Engels: *Species Sensitivity Distribution*; Posthuma et al., 2002; Postuma en Suter, 2011). Met specifieke gevoeligheidsverdelingen kunnen risicogrenswaarden worden afgeleid voor onder meer grondwater.

2.4.2 *Karakteristieken van het grondwater-ecosysteem*

In de bodem en het grondwater bevinden zich grote aantallen organismen. Het grondwatersysteem kan daarom net als de bodem als een 'levend systeem' worden beschouwd, essentieel voor een leefbare planeet. De dichtheid van organismen in de leef- of teeltlaag van de bodem, ongeveer de bovenste 0,5 m, is veel hoger dan de dichtheid van organismen in diepere bodemlagen en in de verzadigde zone. Omdat de ondergrond echter een grotere omvang heeft, is de totale biomassa in de ondergrond in ordegruotte vergelijkbaar met die in de leef- of teeltlaag. Sporadisch wordt diep geboord in de zone van 50 tot 1500 m diepte, voor het winnen van grondstoffen of het aanleggen van bodemenergiesystemen. Ook op die dieptes komen organismen voor die effecten kunnen ondervinden van bodemverontreiniging. De menselijke invloed op de kwaliteit van het bodem- en grondwaterecosysteem manifesteert zich vooral in de bovenste bodemlagen en het ondiepe grondwater. Juist daar worden de grootste vrachten van bodemverontreiniging aangetroffen.

Het grondwater is een onderdeel van de leefomgeving, dat allerlei ecosysteemdiensten levert, die voordelig zijn voor de mens. Het gaat hierbij onder meer om ecosysteemdiensten uit grondwater, zoals bijvoorbeeld:

- Natuurlijke afbraakprocessen en -potentieel van het grondwater, zodat contaminanten (bestrijdingsmiddelen, biociden) en een overmaat aan nutriënten en anorganische contaminanten onschadelijk worden gemaakt. Dat uit zich bijvoorbeeld in de

geringere inspanning die nodig is om een goede kwaliteit drinkwater te produceren.

- Veiligstelling van de drinkwaterfunctie op termijn door het handhaven van strategische, ongestoorde grondwaterreserves met zeer schoon 'fossiel' grondwater. Deze grondwaterlichamen zijn heel oud en worden bijvoorbeeld gezien als de ultieme drinkwaterbronnen voor gebruik bij een noodsituatie in de verre toekomst (dit valt buiten de scope van de RTBgrondwater).

Grondwater heeft ook een directe invloed op de natuur en het ecosysteem. De oppervlaktewaterkwaliteit wordt bijvoorbeeld beïnvloed door de kwaliteit van het grondwater, want door het neerslagoverschot draineert een groot gedeelte van het infiltrerende regenwater via het grondwater op het oppervlaktewater. Dit leidt tot eutrofiering van oppervlaktewater, dat voor een groot deel geassocieerd wordt aan het gebruik van meststoffen in de landbouw (Compendium voor de leefomgeving, 2004). Grondwaterafhankelijke terrestrische natuur op de zandgronden is afhankelijk van de kwaliteit en kwantiteit (dat laatste valt buiten de scope van de RTBgrondwater) van het grondwater.

De synthese hiervan is dat het grondwater onderdeel is van het ecosysteem waarin veel organismen voorkomen en dat, volgens de filosofie van de Wet bodembescherming en de Omgevingswet, beschermd moet worden. Wanneer de Wet bodembescherming ophoudt te bestaan, dan zal, in het hoofdspoor van de Omgevingswet (in het Omgevingsplan), het bodemecosysteem inclusief het grondwater ook een beschermwaardige positie hebben.

Doorvergiftiging van organismen in grondwater wordt niet van belang geacht.

2.4.3 *Brainstorm*

Op 9 oktober 2019 vond een RIVM-interne brainstorm plaats, gericht op de ecologische risicobeoordeling in grondwater (zie verslag in Bijlage D). De reden hiervoor was dat de beoordelingsmethode waarop de interventiewaarden grond, grondwater, sediment en aquatische ecosystemen in de Wbb gebaseerd zijn, is ontwikkeld in de periode 1988-1991 (Denneman en Van Gestel, 1990), enigszins aangepast in 2007 (Vlaardingen en Verbruggen, 2007). Dan is de vraag relevant in welke mate deze beoordelingsmethode nog van toepassing is. Bovendien is de risicobeoordeling per individuele stof in Stap 1 geen goede schatter van het ecologische risico van de verontreiniging. Sinds 1990 is nieuwe kennis opgedaan en is ervaring verkregen met combinatietoxiciteit en aanvullende gegevens. Hierdoor is een aanpassing van de beoordelingssystematiek voor grondwater mogelijk geworden. Dat vormde de aanleiding om de bestaande beoordelingssystematiek te evalueren. De volgende onderwerpen zijn besproken:

- betekenis soortenbescherming (*Species Sensitivity Distribution*; SSD);
- betekenis processenbescherming (*Function Sensitivity Distribution*; FSD);
- ecosysteemdiensten als alternatief voor SSD en FSD;

- doorvertaling aquatische effecten oppervlaktewater naar effecten organismen grondwater;
- blootstelling aan meerdere stoffen (*Multi substance PAF*; MsPAF);
- relatie met Sustainable Development Goals; SDGs;
- Europese ecologische toetsingsmethoden;
- *Added risk approach* (natuurlijke) achtergrondconcentraties;
- doorvergiftiging, en indirecte effecten;
- relatie grond- en oppervlaktewater;
- betekenis van HC5/100, als streefwaarde;
- de positie van ecologie binnen de KRW (grondwaterafhankelijke natuur; bescherming in natura2000 gebieden);
- veroudering en daarmee de duiding, van de ecologische effectrelaties.

Een belangrijk verschil tussen de risicobeoordeling voor de mens en die van het ecosysteem is dat het bij gezondheid om een relatief eenduidig eindpunt in de beoordeling gaat. De mens dient voor contaminanten in bodem en grondwater beschermd te worden en mag ten hoogste worden blootgesteld tot het niveau van het MTR_{humanaan} . Dit is een vast getal voor toelaatbare blootstelling voor een contaminant, vastgelegd in Ministerie Infrastructuur en Milieu (2013) en in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet (2020). Voor de schatting van gezondheidsrisico's is de bepaling van de blootstelling een cruciaal element. Bij de bescherming van het ecosysteem is dat anders. Voor ecosystemen gaat het om het geheel van verschillende planten, dieren, waaronder micro-organismen, die allemaal een unieke gevoeligheid hebben voor directe en indirecte effecten van contaminanten (Posthuma et al., 2002) en allemaal een unieke wijze van blootstelling hebben (Mebane et al., 2020). Een enkele maat voor de blootstelling is er dus niet.

Verschillende beschermingsniveaus kunnen worden afgeleid, voor soorten, processen en het functioneren van ecosystemen als complex geheel. Benadrukt moet worden dat onder veldrelevante condities veel effecten van contaminanten indirect zijn; impact op de ene soort kan oorzaak zijn van een stimulerend effect op een andere soort, omdat soorten en processen met elkaar samenhangen. Beide soorten kunnen in laboratoriumomstandigheden gevoelig zijn voor de contaminant, maar in een complexe veldsituatie kan de ene soort profiteren van het verdwijnen van een andere soort.

Een beoordelingssysteem dat dienstbaar is aan het beschermen van het ecosysteem op basis van de praktische analyse van ecologische risico's, inclusief de consequenties die dat kan hebben voor beleid en beheer van verontreinigde locaties, hoeft niet alle vragen in verband met beoordeling van risico's in *absolute zin* te duiden. Als het doel is om een verzameling verontreinigde locaties, zoals de werkvoorraad locaties met een historische bodem- en grondwaterverontreiniging, te beoordelen op prioriteit voor maatregelen, dan dient de systematiek betrouwbaar te zijn in het afleiden van de *relatieve* ecologische risico's. Het instrumentarium voor de beoordeling van ecologische risico's bij historische bodemverontreiniging is daarom in de eerste plaats een *prioriteringsinstrument*. Dit geldt zowel voor bodem- als grondwaterverontreiniging. Dat is dus anders dan de risicobeoordeling van de mens, waarbij een meer absoluut criterium gehanteerd wordt,

namelijk een maximale blootstelling gelijk aan het MTR_{humaan} . Dat betekent dat er voor de kwalificatie van onaanvaardbaar risico voor de ecologie een 'knip' gemaakt moet worden tussen wat wel en niet als onaanvaardbaar wordt beschouwd.

2.4.4

Generieke toetsing

Binnen de Wet bodembescherming vindt voor het grondwater-ecosysteem generieke toetsing plaats op basis van het zogenoemde Ernstig Risiconiveau. Dat is het niveau waarbij bij overschrijding de ecologische risico's onaanvaardbaar werden geacht. Dit beschermingsniveau werd vastgesteld als de grens tussen wel en niet aanvaardbaar in de werkgroep IUP (Interventiewaarden, Urgentiesystematiek en Protocollen) in het begin van de jaren negentig. Deze werkgroep, met leden van de ministeries, provincies, gemeenten en waterschappen, RIVM en bij gelegenheid andere kennisinstituten, had als doel een brug te slaan tussen wetenschap en beleidsimplementatie.

Bij de beoordeling van ecologische risico's door metalen in het grondwater wordt, net als bij metalen in de toplaag van de bodem, de 'toegevoegd risico-benadering' toegepast. Dat betekent dat het risico op het niveau van de natuurlijke achtergrondconcentratie niet meetelt of verwaarloosbaar wordt geacht. Voor organische stoffen wordt de natuurlijke achtergrond veronderstelt nul te zijn en wordt de toegevoegd-risicobenadering niet toegepast. Het toegevoegde risico in formulevorm is als volgt:

$$ERC_{\text{eco}} = ERA_{\text{eco}} + AC \quad (\text{Vgl. 2.4}).$$

waarin:

ERC_{eco} = Ernstig Risico Concentratie voor het grondwater-ecosysteem ($\mu\text{g/L}$).

ERA_{eco} = Ernstige Risico Additie ($\mu\text{g/L}$).

AC = Achtergrondconcentratie ($\mu\text{g/L}$).

De Ernstige Risico Additie is de concentratie in grondwater waarbij 50% van de potentieel aanwezige organismen of processen een effect ondervindt, de HC50. De meest recente HC50-waarden waarden zijn afgeleid bij de evaluatie van de interventiewaarden in de periode 1998-2001 (Verbruggen et al., 2001). Dit betrof vooral de contaminanten uit de zogenaamde eerste tranche interventiewaarden uit 1991. Voor een aantal stoffen uit de zogenoemde tweede tot en met de vierde tranche interventiewaarden (periode 1992-1998) werden herziene waarden voor de ERC_{eco} afgeleid in Brand et al. (2012). Daarnaast werden voor enkele stoffen HC50-waarden opnieuw afgeleid in de periode na 2012.

De achtergrondconcentraties in grondwater zijn ontleend aan Verweij et al., 2017 (95-percentielwaarden). Deze achtergrondconcentraties zijn voor alle contaminanten gering ten opzichte van de Ernstige Risico Additie en hebben derhalve niet veel invloed op de Ernstig Risico Concentratie. De achtergrondconcentratie voor organische stoffen wordt verwaarloosd (op 0 gezet). Voor de hele procedure, alle achtergronden, details en uitzonderingen wordt verwezen naar het leidraad- en achtergrondenrapport van Van Vlaardingen en Verbruggen (2007).

2.4.5 *Locatie-specifieke toetsing*

Voor de beoordeling of een ecosysteem aangetast is door contaminanten zijn instrumenten ontwikkeld, die meestal gebaseerd zijn op de concentratie aan contaminanten, de blootstelling van organismen en ecosystemen aan deze contaminanten en de gevoeligheid van soorten voor contaminanten. Daarmee kan ingeschat worden wat het directe effect op een soort is van blootstelling aan die contaminant. Door informatie van veel soorten te verzamelen, is een inschatting mogelijk voor het ecosysteem als geheel (motto: iedere soort heeft een unieke gevoeligheid voor een contaminant, maar is even belangrijk voor het functioneren van het ecosysteem). Algemeen wordt onderkend dat er onzekerheden kleven aan deze chemisch georiënteerde risicobeoordeling, bijvoorbeeld vanwege:

- de gevoeligheid van een soort is onder gecontroleerde condities in het laboratorium bepaald, die afwijkend zijn van de natuurlijke condities;
- indirecte effecten en cascade-effecten van contaminanten worden niet meegenomen, bijvoorbeeld verandering van de trofische toestand in het ecosysteem en doorvergiftiging;
- realistische en langdurige blootstelling (maanden tot jaren) aan lagere of wisselende concentraties van meerdere contaminanten is moeilijk na te bootsen in het laboratorium;
- de blootstelling in het laboratorium verschilt meestal van die in het veld, of verandert gedurende het experiment; de biobeschikbaarheid beïnvloedt de blootstelling;
- elk ecosysteem heeft een unieke samenstelling van soorten, processen, en standplaatsfactoren en heeft daardoor een unieke gevoeligheid voor contaminanten.

Aangezien de hierboven genoemde onzekerheden bij de ecologische risicobeoordeling een systeemoorzaak hebben, is het verzamelen van meer chemisch georiënteerde gegevens, meer gegevens over de gevoeligheid van soorten en meer realistische blootstellingsroutes, een inefficiënte manier om onzekerheden in de risicoschattingen te verminderen. Een alternatief voor het in beeld brengen van locatie-specifieke risico's op het ecosysteem is gegeven door toepassing van een zogenoemde 'Weight of Evidence' (WoE) aanpak. Hierbij verloopt de risicobeoordeling langs verschillende, onafhankelijke sporen (LoE; Lines of Evidence). Een dergelijk instrument is onder andere ontwikkeld voor de terrestrische bodem: de Triade-bodem (Rutgers and Jensen, 2011; Mesman et al., 2011; Swartjes et al., 2012; Niemeyer et al. 2015).

2.4.6 *Grondwaterafhankelijke natuur*

De Dochterraichtlijn Grondwater van de Europese Kaderrichtlijn Water vraagt aan de lidstaten om criteria vast te stellen voor de grondwaterkwaliteit. Deze criteria moeten onder andere voorkomen dat er schadelijke effecten optreden in grondwaterafhankelijke natuur(gebieden). Een voorbeeld is de effecten op kwelgraslanden. In Kennisnetwerk OBN (2021) wordt gesteld dat het voor deze graslanden voor de beoordeling van de waterkwaliteit relevant is om een referentiekader ter beschikking te hebben. Andere voorbeelden van (grond)waterafhankelijke natuur zijn trilvenen, vochtige heide en nat schraalland.

De beoordeling van grondwaterafhankelijke natuur is momenteel niet opgenomen in de RTBgrondwater. Als er in de toekomst behoefte is aan het beschouwen van grondwaterafhankelijke natuur als additioneel beschermdoel, kan dit worden uitgewerkt en worden toegevoegd aan de RTBgrondwater.

2.5 Oppervlaktewater

2.5.1 *Achtergronden*

De KRW is het richtinggevende beleidskader voor de bescherming en het herstel van oppervlaktewaterecosystemen. Deze heeft als beleidsinstrument de maatlat voor de kwaliteit van het oppervlaktewater, met een chemische en een biologische component. Bij weinig door de mens beïnvloede systemen is het doel om de goede ecologische toestand (GET) te behalen op een maatlat met vijf opties. Bij sterk door de mens beïnvloede systemen is het doel om het maximaal ecologisch potentieel (MEP) na te streven op een maatlat met vier opties. Deze maatlaten zijn gebaseerd op een *distance-to-target*-benadering, waarbij de doelen zijn geoperationaliseerd met referenties voor de GET en de MEP. De meeste locaties in Nederland zijn sterk beïnvloed en daarvoor is de MEP het beleidsdoel; de Waddenzee is een markante uitzondering waarvoor de GET telt.

2.5.2 *Infiltratie en kwel*

In veel gevallen zullen contaminanten zich in Nederland via het grondwater initieel in neerwaartse richting verplaatsen (infiltratie). Dit vindt vooral plaats op de hoger gelegen zandgronden in Zuid- en Oost-Nederland. In het lagere Noord- en West-Nederland is sprake van een grotere interactie tussen oppervlakte- en grondwater. Hier kan het voorkomen dat contaminanten via initiële uitspoeling en een daaropvolgend kweltransport in het oppervlaktewater komen. Dat geldt ook voor contaminanten die al worden aangetroffen in grondwater. Deze kunnen eveneens via laterale stroming en daaropvolgend een kwelstroom naar het oppervlaktewater worden getransporteerd. Zeker als het om minder diep grondwater gaat, waarbij belasting van dit oppervlaktewater met contaminanten plaatsvindt. Om het verschil met een door de mens geïnitieerde lozing (industriële lozing) op oppervlaktewater aan te geven, wordt hiervoor de term Natuurlijke lozing gebruikt.

In Nederland komt een groot deel van het grondwater in een oppervlaktewater terecht. Dat kan in geval van 'korte kwel' een sloot zijn, waarbij ondiep grondwater in kleinere waterlopen draineert, met korte omloopstijden, in de orde van grootte weken, maanden of jaren. In geval van 'lange kwel', met invloed vanuit het diepere grondwater, zal eerder sprake zijn van drainage in grotere waterlopen, over lange tijdsperiodes, soms na meerdere decennia. In polders wordt grondwater via oppervlaktewater met behulp van kunstwerken (stuwen, gemalen, spuisluizen, poldermolens) bewust in de omringende boezems gebracht. Een groot deel van Noord-Holland en Zuid-Holland bestaat uit dergelijke polders, waaronder 117, respectievelijk 59 droogmakerijen (Van der Ham, 2009). Ook in Friesland en Groningen zijn veel polders. In totaal zijn er ongeveer 4000 polders in Nederland.

Het oppervlaktewater kan juist ook een bron van contaminanten zijn voor het grondwater. Een bekend voorbeeld is het peilbeheer in de westelijke veenweidegebieden, waar de aanvoer van gebiedsvreemd water in de zomersituatie bijdraagt aan eutrofiering en verminderde ecologische kwaliteit. Boezemwater zal, ondanks de hoge bodemweerstand, toch enige mate van infiltratie vertonen door de hogere waterpeilen. Ook de grote rivieren zijn een belangrijke bron van contaminanten, aangezien deze zich weliswaar infiltrerend maar ook drainerend kunnen gedragen.

In hoeverre een grondwaterpluim oppervlaktewater bereikt, hangt af van de diepte van de pluim, van het bodemtype en bodemeigenschappen, van de hydrologische terreinkarakterisering (de dimensionering van de waterlopen, het reliëf) en de contaminant-eigenschappen. De interactie tussen grond- en oppervlaktewater varieert binnen het jaar. Het kan voorkomen dat gedurende het natte seizoen drainage van grondwater op een waterloop plaatsvindt, terwijl in het droge seizoen de waterloop via infiltratie juist water toelevert aan het grondwater. Door de verschillen in de neerslag en temperatuur zal de interactie tussen grond- en oppervlaktewater ook tussen jaren onderling verschillen.

Kwelwater is vaak rijk aan ijzer is vaak zuurstofarm. Als dit water aan de oppervlakte komt, kunnen er ijzeroxiden ontstaan. Alhoewel kwelwater van nature arm is aan fosfaat, nitraat en sulfaat, kunnen deze stoffen echter door intensief grondgebruik en bemesting in het opkwellend water aanwezig zijn. Deze eutrofiering kan leiden tot aantasting van het oppervlaktewater-ecosysteem. Dit effect kan zich versterken in veengronden, waarbij door vooral hoge sulfaatgehalten een versnelde afbraak van het veen kan plaatsvinden, dat kan leiden tot het vrijkomen van gebonden fosfaat.

De effecten van ijzer en nutriënten op het oppervlaktewater maken geen onderdeel uit van de RTBgrondwater.

2.5.3 *Toetscriteria oppervlaktewater*

Contaminanten die het oppervlaktewater bereiken, tasten in de eerste plaats de kwaliteit van het aquatisch ecosysteem aan. Daarnaast kan de mens schade ondervinden van contaminanten in oppervlaktewater door doorvergiftiging en daaropvolgend de consumptie van vis. De KRW schrijft voor dat er een goede ecologische toestand moet worden bereikt in oppervlaktewater, onderverdeeld in een goede biologische toestand en eisen voor hydromorfologie, algemene fysisch-chemische parameters en geloosde overige contaminanten. In de KRW zijn technische specificaties gegeven waaraan de karakterisering van het stroomgebied moet voldoen. Daarin staat onder meer dat oppervlaktewaterlichamen benoemd en begrensd moeten worden, dat deze moeten worden ingedeeld in categorieën en typen en dat per type waterlichamen ecologische referentiecondities moeten worden bepaald. De referentie beschrijft een nagenoeg onverstoorde toestand en is dus niet hetzelfde als een ecologische norm of een beleidsdoelstelling. Voor een 'zeer goede ecologische toestand' moet volgens de KRW worden voldaan aan de referentiecondities. In Evers et al., 2012 is voor elk natuurlijk watertype een globaal beeld gegeven van de ecologische referentie en

getalswaarden voor de relevante kwaliteitsklassen van de biologie, hydromorfologie en de algemene fysische-chemie.

Daarnaast zijn er wettelijke en beleidsmatige normen voor oppervlaktewaterkwaliteit. Wettelijke normen zijn vastgesteld in de context van de KRW, voor bijna 150 stoffen. Naast deze wettelijke KRW-normen, zijn er beleidsmatige normen door het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat vastgesteld. Waterbeheerders kunnen deze normen gebruiken bij het uitvoeren van hun taken rond waterkwaliteit. Hieronder staat een korte samenvatting van de verschillende normen. Nadere uitleg is te vinden in Roels et al. (2014) en Vos et al. (2015).

Uitleg wettelijke normen

De KRW kent een Europees en een nationaal spoor. In bijlage X (tien) van de KRW zijn ruim 40 stoffen en stofgroepen aangewezen als prioritaire of prioritair gevaarlijke stof. Hiervoor gelden de waterkwaliteitsnormen uit Europese Unie (Europees parlement en de Raad, 2013), ook wel aangeduid als Richtlijn prioritaire stoffen. Deze zijn in Nederland als milieukwaliteitseis (MKE) geïmplementeerd in het Besluit Kwaliteitseisen en Monitoring Water (BKMW; versie 2015). De KRW verplicht de lidstaten om naast de Europese prioritaire stoffen ook specifieke stoffen aan te wijzen die nationaal relevant zijn. Deze stoffen zijn onderdeel van de beoordeling van de ecologische toestand van waterlichamen volgens de KRW. Voor deze stoffen (ruim 70) zijn normen opgenomen in de Ministeriële Regeling Monitoring Kaderrichtlijn Water (MR KRW), eveneens uit 2015 (Ministeriële Regeling Monitoring Kaderrichtlijn Water, 2015). Ze zijn op dezelfde manier afgeleid als de MKE, maar vanwege de juridische verankering heten ze 'indicatoren voor de goede ecologische kwaliteit van oppervlaktewateren'. De normen uit BKMW en MR KRW zijn als 'omgevingswaarde' opgenomen in het Besluit kwaliteit leefomgeving van de Omgevingswet.

De Europese KRW-normen staan in bijlage I van het BKMW. De betekenis van de normen is als volgt:

- JG-MKE: Europese milieukwaliteitseis voor chronische blootstelling, uitgedrukt als jaargemiddelde (JG). De norm is van toepassing op de totale concentratie van alle isomeren van een contaminant. Er zijn MKE's voor zoet water (aangeduid als landoppervlaktewater) en voor zout water (overige wateren). Voor organische stoffen wordt de JG-MKE uitgedrukt als de totale concentratie in het volledige watermonster (zonder filtering). Voor metalen heeft de JG-MKE betrekking op de opgeloste concentratie na filtratie over een filter van 0,45 µm of een gelijkwaardige voorbehandeling. Bij de toepassing van de JG-MKE geldt dat voor elk representatief monitoringspunt voor het waterlichaam het rekenkundig gemiddelde van de op verschillende tijdstippen in de loop van het jaar gemeten concentraties niet boven de norm mag liggen. Volgens het BKMW kan bij toetsing van metalen een correctie worden toegepast. Daarbij wordt rekening gehouden met:
 - natuurlijke achtergrondconcentraties voor metalen en hun verbindingen, als deze de naleving van de milieukwaliteitseisen beletten;

- de hardheid, de pH of andere waterkwaliteitsparameters die de biologische beschikbaarheid van metalen beïnvloeden, waarbij de biobeschikbare concentratie wordt bepaald met behulp van passende biobeschikbaarheidsmodel.

De JG-MKE wordt uitgedrukt als de totale concentratie in het volledige watermonster. In afwijking hiervan hebben de metalen en metalloïden betrekking op de opgeloste concentratie. De JG-MKE voor PAK is een somwaarde (afgeleid van de waarde voor benzo(a)pyreen als gidsstof). Deze geldt echter niet voor antracene, fluoranteen en naftaleen, waarvoor afzonderlijke waarden in het BKMW zijn opgenomen.

- MAC-MKE: Europese milieukwaliteitseis voor kortdurende concentratiepieken, uitgedrukt als maximaal aanvaardbare concentratie (MAC). De regels voor organische stoffen en metalen zijn hetzelfde als voor de JG-MKE. Bij de toepassing van de MAC-MKE geldt dat voor elk representatief monitoringpunt voor het waterlichaam geen enkele gemeten concentratie boven de norm mag liggen. Wanneer voor de MAC-MKE 'nvt' (niet van toepassing) wordt aangegeven, worden de JG-MKE-waarden verondersteld bescherming te bieden tegen kortdurende verontreinigingspieken in continue lozingen, aangezien deze aanzienlijk lager zijn dan de op basis van de acute toxiciteit afgeleide waarde.
- MKE-biota: Europese milieukwaliteitseis voor water, uitgedrukt als een concentratie in biota, in de eenheid [$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{nat gewicht}}$].

In BKMW zijn waarden voor het JG-MKE en het MAC-MKE opgenomen voor Landoppervlaktewateren en Andere oppervlaktewateren. Landoppervlaktewateren omvatten 'rivieren en meren en de bijbehorende kunstmatige of sterk veranderde waterlichamen'. Andere oppervlaktewateren omvatten 'kust- en overgangswateren, inclusief hiervan afgeleide kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen'. In de RTBgrondwater worden de waarden voor Landoppervlaktewateren gehanteerd.

De afleiding van de JG-MKE is op drie criteria gebaseerd: directe ecotoxiciteit voor waterorganismen, doorvergiftiging van zoogdieren en vogels via het eten van vis en/of schelpdieren en blootstelling van mensen via het eten van vis en/of schelpdieren. Doorvergiftiging en humane visconsumptie worden alleen meegenomen als de stoffeïenschappen daartoe aanleiding geven. Dat geldt bijvoorbeeld voor kankerverwekkende contaminanten of contaminanten die zich in de voedselketen ophopen. De laagste waarde van de afzonderlijke criteria bepaalt de uiteindelijke norm. De MAC-MKE gaat alleen over acute directe ecotoxiciteit voor waterorganismen.

De normen uit de MR KRW zijn aangeduid als 'Jaargemiddelde waarde van de concentratie' en 'Maximaal aanvaardbare waarde van de concentratie'. De inhoudelijke onderbouwing en wijze van toetsing zijn echter hetzelfde als de JG-MKE en MAC-MKE.

Uitleg beleidsmatige normen

Naast de wettelijke normen, zijn er beleidsmatig vastgestelde normen die niet in de KRW-wetgeving zijn opgenomen. Voor een deel zijn dit

milieukwaliteitsnormen (MKN) die zijn afgeleid volgens de KRW-methodiek. Deze normen zijn aangeduid als JG-MKN en MAC-MKN en de inhoudelijke onderbouwing en betekenis is gelijk aan die van de hierboven beschreven JG-MKE en MAC-MKE en indicatoren voor de goede ecologische kwaliteit van oppervlaktewateren'. Naast de 'gedegen' variant, zijn er ook indicatieve MKN's. Deze i-MKN's zijn afgeleid volgens een snelle, beknopte methode. Deze is gebaseerd op de KRW-methodiek, maar maakt gebruik van een beperkt aantal gegevensbronnen, zonder evaluatie van de onderliggende studies. Ook zijn er nog veel MTR_{eco} -waarden die in het verleden zijn afgeleid. MTR_{eco} staat voor maximaal toelaatbaar risiconiveau en is de concentratie van een stof in het milieu waar beneden tenminste 95% van de soorten is beschermd en er geen negatief effect op het ecosysteem is te verwachten. Het MTR_{eco} geldt voor langdurige (chronische) blootstelling. Voor stoffen waarvoor geen JG-MKE bestaat, kan eventueel het MTR_{eco} voor oppervlaktewater of grondwater worden gehanteerd. Daarbij moet wel worden nagegaan hoe de waarde is afgeleid. In de meeste gevallen heeft het MTR_{eco} voor oppervlaktewater alleen betrekking op directe ecotoxiciteit. Het beschermingsniveau van het MTR_{eco} voor oppervlaktewater is vergelijkbaar met dat van een JG-MKE/MKN, als voor die normen directe ecotoxiciteit voor waterorganismen het bepalende criterium is. In een enkel geval is doorvergiftiging van zoogdieren en vogels meegenomen in het MTR_{eco} voor oppervlaktewater, maar niet op dezelfde manier als volgens de KRW-methodiek. Bovendien is de wijze waarop de toetsing plaatsvindt anders. Het MTR_{eco} voor oppervlaktewater wordt getoetst aan het 90^{ste} percentiel van de gemeten concentraties, terwijl de JG-MKN aan het gemiddelde wordt getoetst. Bij de afleiding van het MTR voor grondwater is doorgaans gekeken naar directe ecotoxiciteit en naar gebruik van grondwater als drinkwater. Het $MTR_{eco, grondwater}$ is gelijkgesteld aan het $MTR_{eco, oppervlaktewater}$.

Resumerend zijn de normen voor oppervlaktewater ontleend aan:

- BKMW;
- Ministeriële Regeling Monitoring Kaderrichtlijn Water (2015) (indicatoren voor de goede ecologische kwaliteit van oppervlaktewaterlichamen (specifieke verontreinigende stoffen));
- Smit (2014); Voorstellen voor herziening van luchtnormen en waternormen. RIVM-memo 2 juni 2014.

2.5.4 *Beoordeling natuurlijke lozing*

Tijdens transport in grondwater naar het oppervlaktewater via natuurlijke stroming vindt advectie, diffusie en dispersie, sorptie en afbraak van contaminanten plaats. Bij het uittreden van grondwater in oppervlaktewater kan door de overgang van anaeroob naar meer aerobe omstandigheden voor sommige contaminanten een versnelde afbraak plaatsvinden voor specifieke contaminanten. Ook kunnen specifieke contaminanten neerslaan, zoals arseen, gebonden aan ijzeroxiden. Voor andere contaminanten kan de afbraak op het grensvlak van grondwater en oppervlaktewater juist weer minder zijn. In Tabel 2.2 is de afbraakpotentie weergegeven voor een aantal VOCl's (Nipshagen en Praamstra, 2012). Hieruit is te concluderen dat gechloreerde verbindingen onder verschillende redoxomstandigheden afgebroken kunnen worden. Er zijn verbindingen die alleen onder strikt anaerobe

condities worden afgebroken (zoals PER en tetrachloormethaan) en verbindingen die onder aerobe én anaerobe condities kunnen worden afgebroken (zoals cis-DCE en VC).

Tabel 2.2 Afbraakmogelijkheden van VOCl's onder aerobe en anaerobe omstandigheden (Nipshagen, Praamstra, 2012).

Omstandigheid Verbinding	Aëroob (zuurstof is elektronenacceptor)		Anaëroob (nitraat, ijzer III, sulfaat, CO ₂ of VOCl is elektronenacceptor)	
	Oxidatief (als el. donor)	Co-metabool	Oxidatief (als el. donor)	Reductief (als el. acceptor) (bij 1,2,3 of 4, zie verklaring onder tabel)
Tetrachlooretheen (PER)	Nee	Nee	Nee	Ja, volledig bij 4, onvolledig bij 2,3 en niet of nauwelijks bij 1
Trichlooretheen (TRI)	Nee	Ja	Nee	Ja, volledig bij 4, onvolledig bij 2,3 en niet of nauwelijks bij 1
cis-1,2-Dichlooretheen (cis-DCE)	Ja?	Ja	Ja, onder NO ₃ ⁻ - of Fe (III)- reductie	Ja, volledig bij 4, bij 3 niet of nauwelijks en niet bij 1 of 2
Vinylchloride (VC)	Ja	Ja	Ja, onder NO ₃ ⁻ - of Fe (III)- reductie	Ja, volledig bij 4, bij 3 niet of nauwelijks en niet bij 1 of 2
1,1,1-Trichloorethaan (1,1,1-TCA)	Ja	Ja	Nee	Ja, volledig bij 4, onvolledig bij 3 en niet bij 1 of 2
1,1-Dichloorethaan (1,1-DCA)	Ja	Ja	Nee	Ja, volledig bij 4, niet bij 1,2 of 3
1,2-Dichloorethaan (1,2-DCA)	Ja	Ja	Nee	Ja, volledig bij 4, niet bij 1,2 of 3
Tetrachloormethaan (TETRA)	Nee	Nee	Nee	Ja, volledig bij 4, onvolledig bij 1,2 of 3
Trichloormethaan (TCM, chloroform)	Nee	Ja	Nee	Ja, volledig bij 4, onvolledig bij 2 of 3 en niet bij 1
Dichloormethaan (DCM)	Ja	Ja	Nee	Ja, volledig bij 4, niet bij 1,2 of 3

Verklaring:

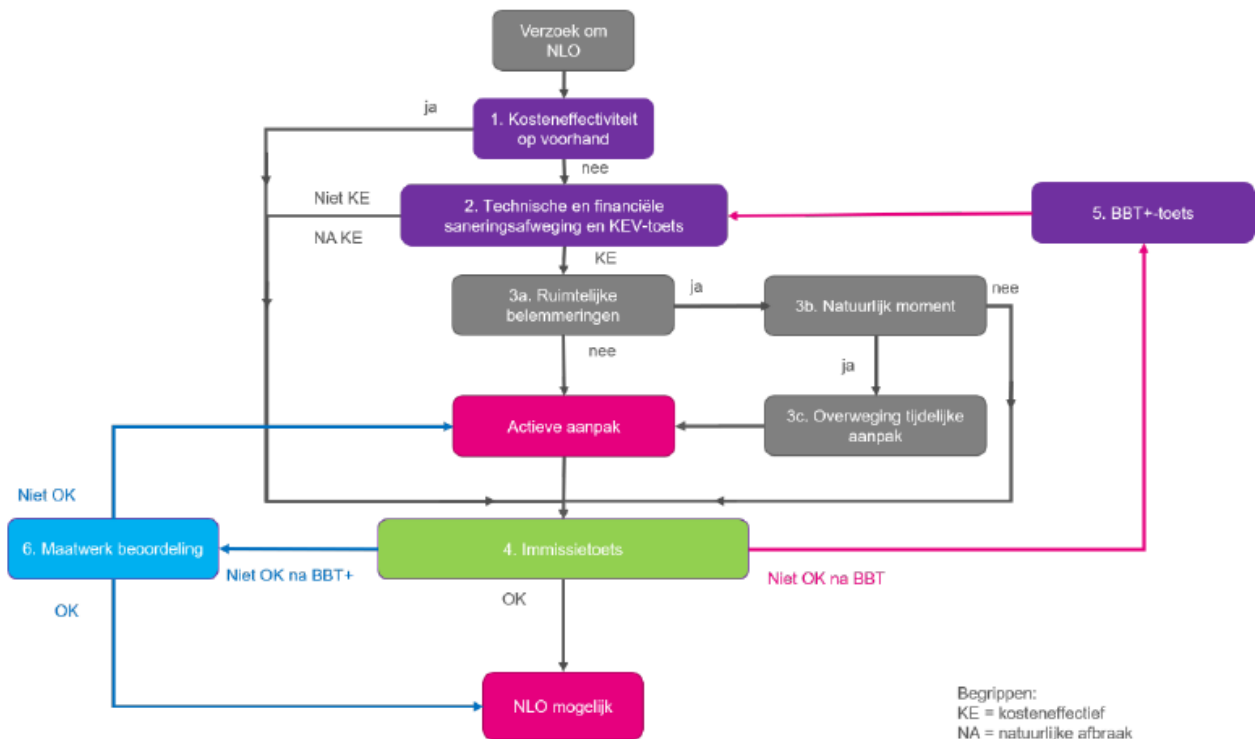
1. Nitraatreducerende omstandigheden
2. IJzerreducerende omstandigheden
3. Sulfaatreducerende omstandigheden
4. Methanogene omstandigheden

Bij de beoordeling van de natuurlijke lozing op oppervlaktewater kan rekening worden gehouden met de invloed van deze processen op de concentratie van contaminanten. Door berekening of meting kan de afname van de concentratie tussen de grondwaterpluim en het punt van intrede in oppervlaktewater worden geschat. Meting en berekening van kwelstromen is echter gecompliceerd.

Drainage kan plaatsvinden op grote wateren (Rijkswateren), maar ook op kleinere, regionale oppervlaktewateren. Voor de grote wateren is Rijkswaterstaat het bevoegd gezag. Voor welke wateren dit geldt is gespecificeerd in de Waterwet. Voor lozing van contaminanten op deze Rijkswateren geldt een eigen beleid. Het Nederlandse en Europese emissiebeleid op Rijkswateren is gebaseerd op een zogenoemde 'combined approach': een op preventie gerichte aanpak van bronnen, aangevuld met een beoordeling van de gevolgen van de resterende lozingen voor het ontvangende oppervlaktewater (Commissie Integraal Waterbeheer, 2000). Voor de overige wateren zijn de waterschappen het bevoegd gezag (Helpdesk Water, 2023b). Om deze reden is de beoordeling van grondwater met als beschermingsobject oppervlaktewater primair van toepassing op regionale wateren.

Het laatste deel van de 'combined approach', de beoordeling van de gevolgen van de resterende lozingen, biedt aanknopingspunten voor de beoordeling van het op natuurlijke wijze op oppervlaktewater drainerend grondwater. De kern van de beoordeling van de gevolgen van de resterende lozingen is de Immissietoets (Rijkswaterstaat, 2022), waarbij wordt bepaald of een nog verdergaande aanpak van de bron kosten-effectief is. De beoordeling binnen de Immissietoets richt zich op de eisen die worden gesteld aan het ontvangende oppervlaktewater waarop de lozing plaatsvindt, zoals beschreven in paragraaf 2.5.3.

In 1998 werd door waterkwaliteitsbeheerders en provincies een kader vastgesteld voor het afwegen van NLO (natuurlijke lozing oppervlaktewater) als saneringsoplossing voor grondwaterverontreinigingen (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1998). Recentelijk werd een evaluatie en revisie van het afwegingskader voor NLO uitgevoerd (Heusinkveld-Bakker, 2020). Het afwegingskader is in beginsel gericht op grote waterlopen (Rijkswateren), maar kan in principe ook voor kleinere waterlopen worden toegepast. Het is schematisch weergegeven in Figuur 2.3. De beschreven methodiek gaat verder dan het beoordelen van de grondwaterkwaliteit. Ook de contaminanten in de bodem maken als bron voor grondwater deel uit van de methodiek. Daarnaast kan er op verschillende toetspunten in de methodiek actief worden aangestuurd op ingrepen om de contaminantvracht te verminderen. Hierbij spelen best beschikbare technieken en kosteneffectiviteit een rol.



Figuur 2.3 Schematische weergave methodiek voor het afwegingskader natuurlijke lozingen (Heusinkveld-Bakker, 2020).

In onderstaande tekst volgt een korte beschrijving van de stappen in de afwegingsmethodiek in Heusinkveld-Bakker (2020). Hierbij wordt ook een aantal elementen besproken dat te maken heeft met de aanwezigheid van een bron. De RTBgrondwater gaat echter uit van de beoordeling van grondwater, zonder dat er een bron aanwezig is.

Stap 1: Kosteneffectiviteit op voorhand. In de afwegingsmethodiek vindt in een latere stap een afweging plaats van een kosteneffectieve aanpak om de lozing te verminderen. In stap 1 wordt getoetst of deze stap kan worden overgeslagen, omdat de verontreinigingsbron al is verwijderd en in de pluim vergaande afbraak onder natuurlijke omstandigheden optreedt. Deze laatste is voor de toetsing in de RTBgrondwater van belang. Vergaande afbraak wordt hier gedefinieerd als er tenminste 90% reductie van de concentratie optreedt van de vracht in het grondwater voordat deze het oppervlaktewater bereikt, zonder dat er sprake is van schadelijke tussen- of eindproducten.

Stap 2: Technische en financiële saneringsafweging en KEV-toets. In stap 2 wordt nagegaan of een actieve aanpak op kosteneffectieve wijze tot reductie van de vracht in het grondwater kan leiden. Uitgangspunt is dat minimaal de best beschikbare techniek (BBT) wordt toegepast, naar analogie van het omgaan met de zuiveringsinspanning bij reguliere lozingen. In Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (2018) wordt besproken hoe de kosteneffectiviteit getoetst kan worden, rekening houdend met de ecologische effecten in oppervlaktewater. Omdat actief ingrijpen geen onderdeel is van de RTBgrondwater, past deze stap niet direct in de RTBgrondwater. Daarmee is toepassing van de

RTBgrondwater mogelijk in strijd met het beleid gericht op lozingen op Rijkswateren, waarbij ingrepen noodzakelijk zijn als dit kosteneffectief mogelijk is.

Stap 3: Ruimtelijke belemmeringen, natuurlijk moment en overweging tijdelijke aanpak. Deze stap toetst of er ruimtelijke belemmeringen zijn, zoals bebouwing, boven- en ondergrondse infrastructuur, verontreiniging op grote diepte, die de sanering bemoeilijken. Er moet rekening worden gehouden met opheffing van eventuele belemmeringen in de toekomst, zodat sanering wel kan plaatsvinden.

Stap 4: Immissietoets. Voor de beoordeling van de risico's van een reguliere lozing op oppervlaktewater, dat wil zeggen een bewuste lozing van afvalwater direct op oppervlaktewater, is de Immissietoets beschikbaar (Rijkswaterstaat, 2019). Voor een natuurlijke lozing kan hierbij in stap 4 worden aangesloten. Een verschil tussen een reguliere en een natuurlijke lozing is dat bij de laatste natuurlijke afbraak tijdens transport in de ondergrond een relevante rol kan spelen in het beperken van de emissie. Bij natuurlijke lozing vindt immers transport plaats in de bodem en grondwater. Het is bekend dat op het grensvlak van grondwater en oppervlaktewater biologische afbraak van contaminanten kan optreden³. Het kan voorkomen dat natuurlijke afbraak een onderdeel is van de saneringsaanpak. In dat geval moet er een goede onderbouwing van de afbraak te worden gegeven. Afhankelijk van de situatie kan hierbij worden gedacht aan modellering (berekening) of bemonstering van grondwater, analyse van redoxparameters, sediment, oppervlaktewater en/of laboratoriumexperimenten. Dit geldt niet alleen voor natuurlijke afbraak in de bodem, maar ook in het sediment en in het oppervlaktewater

Stap 5: BBT+-toets. Het kan voorkomen dat met de BBT-maatregelen de risico's van de emissie niet voldoende worden verminderd. In dat geval wordt in stap 5 een grotere (financiële) inspanning (BBT+) gevraagd om risico's verder te verminderen. Ook voor deze stap geldt dat actief ingrijpen geen onderdeel is en deze stap daarom niet direct in de RTBgrondwater past.

Stap 6: Maatwerk beoordeling: In uitzonderlijke gevallen kan het voorkomen dat de risico's van een emissie niet voldoende worden beperkt met maatregelen die kosteneffectief zijn, zelfs bij toetsing aan BBT+. In dat geval zou op basis van maatwerk een grotere inspanning kunnen worden geleverd dan BBT+, zodat de restlozing alsnog voldoet aan de Immissietoets. Ook zou de lozing in uitzonderlijke gevallen alsnog kunnen worden toegestaan door rekening te houden met specifieke omstandigheden.

2.6 Landbouwproducten/voedselveiligheid

Bij de beoordeling van de hoeveelheid contaminanten in landbouwproducten gaat het vanuit het perspectief van de RTBgrondwater om de vraag of het grondwater de kwaliteit van landbouwgewassen, vlees, melk en eieren kan aantasten.

³ Opmerking RIVM: dit geldt voor een aantal veel voorkomende contaminanten. Er is echter ook een aantal contaminanten dat juist minder goed afbreekt onder aerobe omstandigheden.

Deze vraag kan vanuit twee invalshoeken worden beoordeeld. Ten eerste vanuit de kwaliteit van de producten en ten tweede vanuit het perspectief van risico's voor de mens die deze producten consumeert. De beoordeling vanuit het perspectief van risico's voor de mens is beschreven in paragraaf 2.2.6. Vanuit het perspectief van de landbouwproducten zelf kan worden getoetst aan bestaande normen voor contaminanten in landbouwproducten. Deze zijn voor een deel gerelateerd aan risico's voor de mens en voor een ander deel gebaseerd op voorzorg en economische motieven. Deze productkwaliteitsnormen zijn voor een beperkt aantal stoffen afgeleid. In CVB (2005) is voor een aantal relevante contaminanten grenswaarden gegeven voor dierlijke producten. Het betreft de metalen/metalloïden arseen, cadmium, lood en kwik, waarvoor Europese productnormen voor lever, nier en vlees bestaan. De doorvertaling naar kritische grondwaterconcentratie is echter niet eenvoudig (Rietra en Römken, 2011; Otte et al., 2013).

Een variant op de beoordeling van grondwater op basis van de landbouwproducten zelf is de beoordeling van de hoeveelheid contaminanten in vlees, melk en eieren vanuit de diergezondheid. Zoals beschreven in paragraaf 2.2.6 kunnen landbouwhuisdieren op twee manieren worden blootgesteld aan contaminanten uit grondwater. Ten eerste kunnen contaminanten uit het grondwater door opwaarts transport in de wortelzone komen. Op deze wijze kunnen contaminanten door de wortels van gras, mais en andere gewassen worden opgenomen, die door landbouwhuisdieren als koeien, schapen en geiten wordt geconsumeerd. Ten tweede kan opgepompt grondwater worden gebruikt voor drenking van landbouwhuisdieren. De levenslang-gemiddelde blootstelling van landbouwhuisdieren kan voor beide manieren van blootstelling worden berekend, waarbij de blootstelling vanuit contaminanten in de grond, vanuit gewassen die niet door het grondwater zijn beïnvloed en vanuit extern aangeleverd veevoer (krachtvoer) als achtergrondblootstelling dient. Er zijn echter geen gezondheidkundige grenswaarden voor de blootstelling van landbouwhuisdieren aan contaminanten beschikbaar, zodat beoordeling van de risico's niet op basis van bestaande gezondheidkundige grenswaarden uitgevoerd kan worden. Gezondheidkundige grenswaarden zoals een 'toelaatbare dagelijkse inname' (TDI) of een 'acute reference dose' (ARfD) worden wel afgeleid voor de mens. Deze waarden worden afgeleid op basis van epidemiologische gegevens (effecten waargenomen bij mensen), of vanuit effectdata uit dierproeven. Epidemiologische effectdata zijn lastig te projecteren op landbouwhuisdieren. Enerzijds is de fysiologie van een mens anders dan die van landbouwhuisdieren. Bijvoorbeeld het verschil in gewicht en de aanwezigheid van vier magen bij herkauwers (rund, schaap, geit) maakt dat de opname van contaminanten in het lichaam na ingestie van water, gras, mais en gronddeeltjes anders is dan bij de mens. Daarnaast zijn deze epidemiologische effectdata vaak op (genotoxische) carcinogeniteit gebaseerd, terwijl kanker bij landbouwhuisdieren niet gauw optreedt vanwege de korte levensduur van veel van de landbouwhuisdieren. In principe zou een toelaatbare blootstelling afgeleid kunnen worden vanuit effectdata uit dierproeven. Dan zou er, net als voor de afleiding van waarden voor toelaatbare blootstelling voor de mens, een doorvertaling gemaakt moeten worden van effecten op proefdieren (vaak knaagdieren) naar landbouwhuisdieren, met de hulp van zogenoemde

extrapolatiefactoren. Deze extrapolatiefactoren verdisconteren verschillen in gewicht en in blootstellingsduur, maar ook onzekerheden. Een dergelijke exercitie, die per contaminant moet worden gemaakt, is tijdrovend. Vanwege de bovengenoemde beperkte overeenkomsten tussen de effecten op mensen en dieren is het ook niet mogelijk om te stellen dat de waarden voor toelaatbare blootstelling voor de mens strenger zijn dan die voor landbouwhuisdieren. In dat geval zouden de waarden voor toelaatbare blootstelling van de mens als conservatieve criteria kunnen worden gebruikt om de eventuele gezondheidsrisico's voor landbouwhuisdieren te kunnen beoordelen.

De blootstelling van de mens aan deze landbouwproducten werd tot op heden in Nederland niet beschouwd in de methodieken om de chemische kwaliteit van grond en grondwater te beoordelen. Dat geldt ook voor de landbouwproducten zelf. De belangrijkste reden hiervoor is de analogie met de beoordeling van de blootstelling van de mens. Daarbij vindt beoordeling van de (bodem- en) grondwaterkwaliteit plaats door na te gaan in welke mate de mens die op de locatie is wordt blootgesteld. Terwijl de landbouwproducten doorgaans worden verhandeld en op een andere locatie worden geconsumeerd dan waar ze geteeld worden. Dat geldt voor landbouwgewassen, vlees, melk en eieren.

In de RTBgrondwater wordt de beoordeling van landbouwproducten die worden beïnvloed door grondwater niet beschouwd. Als er behoefte is aan het beschouwen van de risico's voor landbouwhuisdieren kan dit eventueel in een later stadium worden uitgewerkt. Dan zou onder meer moeten worden onderzocht of het mogelijk is om waarden voor de toelaatbare blootstelling van landbouwhuisdieren af te kunnen leiden voor een breed scala aan contaminanten.

Een specifiek probleem voor paarden, en wellicht ook andere landbouwhuisdieren, kan de aanwezigheid van ijzer in grondwater zijn. Dit kan vooral in natte veengronden een probleem zijn. Door gebrek aan zuurstoftoevoer slaat ijzer niet neer en blijft mobiel, vaak gebonden aan humuszuren. Hierdoor kunnen paarden te veel ijzer in de organen (met name de lever) krijgen. Een paard kan hierdoor klachten vertonen van vermageren en sloomheid en in het ergste geval zelfs sterfte (Gezondheidsdienst voor Dieren, 2017). De risico's van ijzer in het algemeen en die voor paarden in het bijzonder, maken ook geen onderdeel uit van de RTBgrondwater.

2.7 Grondwater

2.7.1 De positie van grondwater in de leefomgeving

Grondwater is een transportmiddel voor contaminanten. Contaminanten verplaatsen zich met het water mee (advectie). Bovendien verplaatsen contaminanten zich binnen een watervolume door diffusie (verplaatsing als gevolg van concentratieverschillen) en dispersie (verplaatsing door verschillen in stromingssnelheid in poriën door heterogeniteit van de ondergrond). In de meeste gevallen, met uitzondering van sommige kleigronden, is de resulterende verplaatsing door dispersie en zeker als gevolg van diffusie minder groot dan die door advectie. Ook kunnen contaminanten met en in het grondwater uitdampen naar de bovengrond en in gebouwen komen, waaronder woonruimtes. Door de verplaatsing van stoffen met en in grondwater hebben contaminanten in

grondwater invloed op alle beschermdoelen: de mens (gezondheid), ecosystemen, de publieke drinkwaterwinning, oppervlaktewater en landbouwproducten. Daarom maakt de beoordeling van risico's voor beschermdoelen een belangrijk onderdeel uit van de RTBgrondwater. De betekenis van de beschermdoelen en de corresponderende beoordeling van risico's in algemene termen werd beschreven in paragraaf 2.2 tot en met 2.6. De gedetailleerde uitwerking van de beoordeling van de corresponderende risico's zoals opgenomen in de RTBgrondwater staat in de hoofdstukken 5 t/m 8.

Naast transportmiddel is grondwater ook een beschermdoel. Dit is de zogenoemde intrinsieke waarde van grondwater; de waarde die grondwater zelf heeft, los van beschermdoelen. De bescherming van schoon grondwater grenzend aan een grondwaterpluim kan volgens de KRW worden uitgelegd als een variant op de *prevent&limit*-voorwaarde. Grondwater moet worden beschermd vanuit preventief perspectief, want 'schadelijke stoffen' mogen niet in het grondwater komen (*prevent*) en voor 'niet-schadelijke stoffen' mag dit in beperkte mate (*limit*) (European Commission, 2007). Deze doelstelling speelt niet op het schaalniveau van het grondwaterlichaam, maar gaat in de breedste zin over alle contaminanten op elke plek in het grondwater (Bodem+, 2021).

Deze paragraaf beschrijft de betekenis van grondwater als beschermdoel en de beoordeling van de corresponderende risico's in algemene termen. De gedetailleerde uitwerking van de corresponderende risico's zoals opgenomen in de RTBgrondwater staat in hoofdstuk 9.

2.7.2

Terminologie

Ter verduidelijking geeft onderstaande box aandacht aan de terminologie die gerelateerd is aan het beoordelen van de grondwaterkwaliteit, gericht op grondwater zelf. Hierbij wordt aandacht besteed aan de termen:

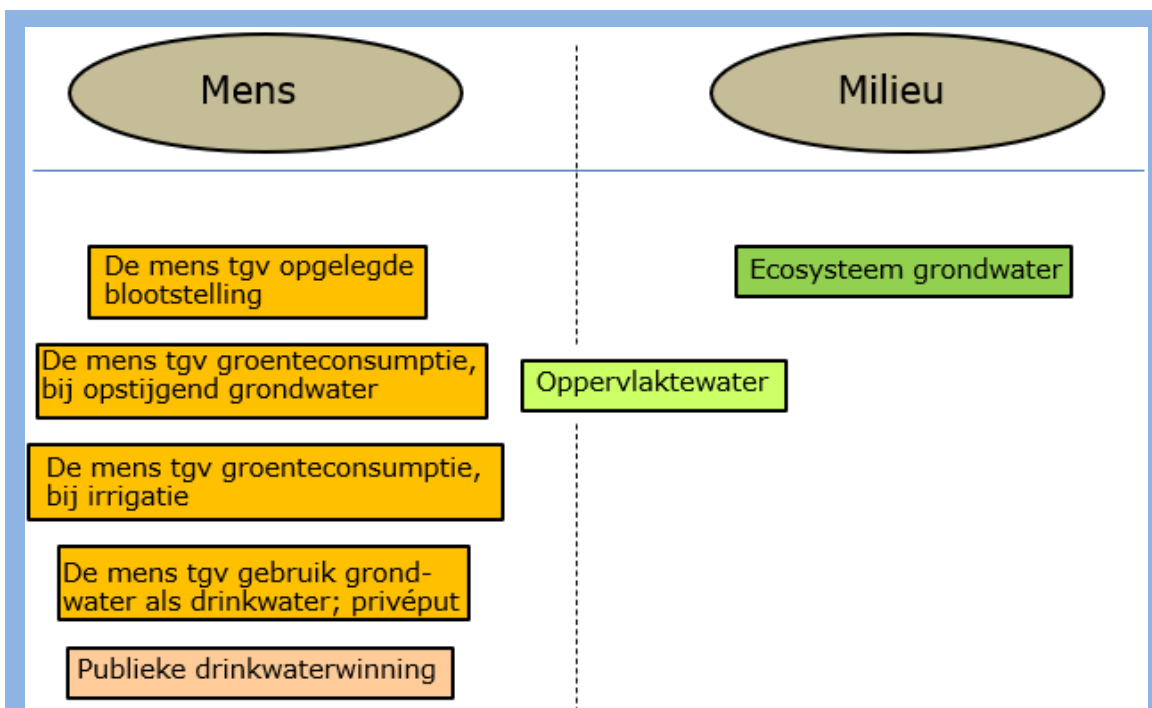
- beschermdoel;
- intrinsieke waarde;
- dynamische situatie.

Terminologie Grondwater

Beschermdoel

Met de termen beschermdoel, receptor, kwetsbaar object en eindpunt wordt vaak hetzelfde bedoeld: een entiteit die aangetast kan worden door contaminanten. Voorbeelden zijn: de mens (gezondheid); drinkwaterputten; grondwatergevoelige ecosystemen. In de Circulaire bodemsanering (2013) werd de term 'kwetsbaar object' gebruikt. Deze rapportage gebruikt de term Beschermdoel. Merk op dat het beschermdoel 'drinkwaterputten' gerelateerd is aan het beschermdoel 'de mens (gezondheid)'.

In de RTBgrondwater worden de onderstaande beschermdoelen beschouwd, ingedeeld onder de categorieën 'Mens' en 'Milieu'. Merk op dat het beschermdoel Oppervlaktewater voor de meeste contaminanten beoordeeld wordt op basis van effecten op het aquatisch ecosysteem, maar dat voor sommige contaminanten ook doorvergiftiging een rol speelt, waarbij de mens het beschermdoel is door consumptie van vis.



Intrinsieke waarde

Beoordeling van risico's kan om twee redenen op grondwater gericht zijn:

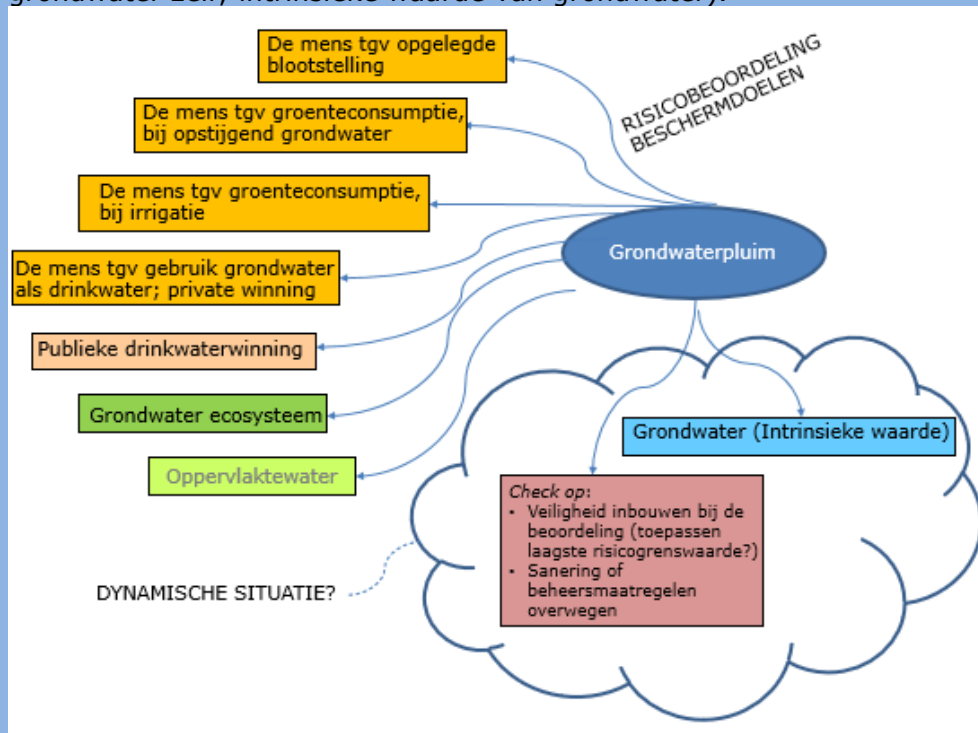
1. **Grondwater als transportmiddel:** grondwater transporteert stoffen naar beschermdoelen. De toetsing is dan gericht op in hoeverre die stoffen in welke concentraties aankomen bij het beschermdoel en welke concentratie in een beschermdoel toelaatbaar is. Bijvoorbeeld: in drinkwaterputten moet de kwaliteit voldoen aan de drinkwaterkwaliteitseisen; in grondwatergevoelige ecosystemen is bijvoorbeeld 5% aantasting van de soorten en processen toelaatbaar (HC5; Hazardous Concentration 5%).
2. **Intrinsieke waarde van grondwater.** Dit is de waarde die grondwater zelf heeft, los van beschermdoelen. Die waarde is bijvoorbeeld gebaseerd op het belang van schoon grondwater als grondstof voor een toekomstig doel. De intrinsieke waarde van grondwater kan ook gebaseerd zijn op het adagium 'wat schoon is moet schoon blijven' (stand-still-principe). Toetsing van de intrinsieke waarde van grondwater staat dus los van de aanwezigheid van eventuele beschermdoelen die bedreigd kunnen worden.

In de RTBgrondwater krijgen beide typen beoordeling aandacht: de beschermdoelen die door contaminanten in grondwater kunnen worden bedreigd en het grondwater (intrinsieke waarde) zelf.

Dynamische situatie

De dynamische situatie is een situatie waarbij, onafhankelijk van de eventuele aanwezigheid van beschermdoelen, een grote massa aan contaminanten zich snel door de ondergrond beweegt. In Figuur 2.4 is de

positie van de dynamische situatie binnen de RTBgrondwater aangegeven. Linksboven in de figuur zijn de zeven beschermdoelen van de RTBgrondwater weergegeven (in oranje de beschermdoelen gerelateerd aan de mens (gezondheid); in groen de beschermdoelen gerelateerd aan ecologie). Rechtsonder is de dynamische situatie weergegeven. De figuur geeft aan dat de beoordeling van de dynamische situatie los staat van de beschermdoelen (met uitzondering van grondwater zelf; intrinsieke waarde van grondwater).



Figuur 2.4 Positie beoordeling van de dynamische situatie binnen de RTBgrondwater

De dynamische situatie is vergelijkbaar met wat in de Circulaire 2013 'onbeheersbare situatie' wordt genoemd. Er zijn vaak bedenkingen geweest bij de term 'onbeheersbare situatie'. Veel mensen vinden de term te extreem. En de vraag of iets wel of niet beheersbaar is berust op een waardeoordeel, waarbij verschillende mensen een ander oordeel kunnen hebben. De term 'verspreidingsrisico' is ook niet wenselijk, omdat er ook verspreidingsberekeningen worden gebruikt bij de beoordeling van diverse beschermdoelen ('het gebruik van de bodem door mens of ecosysteem wordt bedreigd', zoals geformuleerd in de Circulaire bodemsanering). Een term die ook de status van verplaatsing van een massa aan contaminanten beschrijft is 'stabiele eindsituatie'. Deze term is in de Regeling bodemkwaliteit als volgt gedefinieerd: 'Er is sprake van een stabiele eindsituatie als de omvang van de verontreiniging binnen 30 jaar niet toeneemt. Daarbij mogen zich nu en in de toekomst geen ontoelaatbare risico's voordoen voor mens en milieu'. Deze term dekt dus zowel de risico's voor de intrinsieke waarde van grondwater als de risico's voor de beschermdoelen af (het grootste deel van Figuur 2.4). In feite gaat het hierbij om stabiele eindsituatie vanuit milieuhygiënisch perspectief en niet om een fysiek stabiele eindsituatie

2.7.3 *Dynamische situatie*

2.7.3.1 *Toelichting*

In de RTBgrondwater ligt een groot accent op de beoordeling van de risico's door contaminanten in het grondwater voor specifieke beschermdoelen. Daarnaast is het, los van beschermdoelen, ongewenst als een grote massa aan contaminanten zich snel door de ondergrond verplaatst. Dit wordt hier 'dynamische situatie' genoemd. *Een dynamische situatie kan worden omschreven als een situatie waarbij er, onafhankelijk van de vraag of er beschermdoelen worden bedreigd, sprake is van een snelle verplaatsing van een grote massa aan contaminanten via het grondwater.* In dat geval wordt er in de RTBgrondwater een signaal afgegeven aan het bevoegd gezag. Het bevoegd gezag kan dan nagaan of er actie nodig geacht wordt.

De eerste reden om binnen de RTBgrondwater aandacht aan de dynamische situatie te besteden is vanwege de intrinsieke waarde van grondwater. Dat wil zeggen dat grondwater als een waardevol medium beschouwd wordt en om die reden beschermd moet worden, onafhankelijk van de vraag of er beschermdoelen bedreigd worden. En in geval van een grote massa aan contaminanten die zich snel door de ondergrond verplaatst, zal een groot schoon aangrenzend volume grondwater verontreinigd raken. Dit geldt eveneens in geval van het voorkomen van drijf- en zinklagen (puur product). Dan kan er eveneens door de hoge concentratie aan contaminanten een grote mate van verontreiniging van schoon grondwater optreden aan de randen van de zink- of zinklagen. Bovendien zijn er twee praktische redenen om te beoordelen of er sprake is van een dynamische situatie:

- Als een grote contaminant-massa zich snel door de ondergrond beweegt, is het onzeker of er binnen een relatief kort tijdsbestek onbekende niet nader specificerbare beschermdoelen bedreigd worden. Grondwater is immers drager van contaminanten en kan ervoor zorgen dat contaminanten een beschermdoelen bereiken. In dat geval is te overwegen een strenge kwaliteitseis te stellen aan het grondwater en geen functiegerichte beoordeling uit te voeren. Vanuit dit perspectief kan beoordeling van de dynamische situatie worden gezien als een voorzorgsmaatregel ('het inbouwen van zekerheid') in de RTBgrondwater.
- Een massa contaminanten dat zich geconcentreerd in het grondwater bevindt, zal door transportprocessen in het grondwater worden verdund. Daarom moet uit efficiëntieoverwegingen overwogen worden de contaminant te beheersen of te saneren, voordat verdere verdunning plaatsvindt. Het bevoegd gezag dient in een dergelijk geval een sanering te overwegen, omdat sanering het meest effectief is als er een grote massa aan contaminanten geconcentreerd aanwezig is. Als dat niet gebeurt, wordt een eventuele sanering in de toekomst moeilijker en duurder. Een soortgelijke beredenering moet worden gevolgd voor de aanwezigheid van grote volumes puur product, in de vorm van drijf- of zinklagen. Ook daarvoor moet uit efficiëntieoverwegingen overwogen worden of sanering zinvol en doelmatig is.

Een 'dynamische situatie' heeft overeenkomsten met wat in de Circulaire bodemsanering van 2013 een 'onbeheersbare situatie' wordt genoemd.

Er is sprake van een 'onbeheersbare situatie' als (Circulaire bodemsanering van 2013; Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2013):

- Er een drijfslag aanwezig is die door activiteiten en processen in de bodem kan verplaatsen en van waaruit verspreiding van verontreiniging kan plaatsvinden.
- Er een zinklaag aanwezig is die door activiteiten en processen in de bodem kan verplaatsen en van waaruit verspreiding van verontreiniging kan plaatsvinden.
- Er sprake is van een dussdanige verspreiding dat dit heeft geleid tot een grote grondwaterverontreiniging en de verspreiding nog steeds plaatsvindt.

De RTBgrondwater volgt voor beoordeling van een 'dynamische situatie' dezelfde lijn als de Circulaire bodemsanering (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2013). Dat wil zeggen dat er aandacht besteed wordt aan de onderwerpen die ook in de beoordeling van een 'onbeheersbare situaties' worden beoordeeld:

- de grootte van het verontreinigd volume en de snelheid van verplaatsing;
- het vóórkomen van drijf- of zinklagen.

2.7.3.2 *Criteria voor beoordeling dynamische situatie*

De vraag is wanneer er sprake is van een dynamische situatie. Dat komt neer op de vraag: wanneer moet er een signaal afgegeven worden, los van beschermdoelen die door het grondwater worden bedreigd, dat er 'een grote massa contaminanten snel door de bodem beweegt'? In feite is dit een beleidsbeslissing; op wetenschappelijke gronden is er geen criterium af te leiden. Maar omdat deze beslissing voor het bevoegd gezag moeilijk te nemen is, geeft deze rapportage er een defaultwaarde voor, waarvan desgewenst gebruik kan worden gemaakt.

Het criterium voor de dynamische situatie bevat dus twee elementen:

- de massa aan contaminanten;
- de verplaatsingssnelheid van de contaminanten.

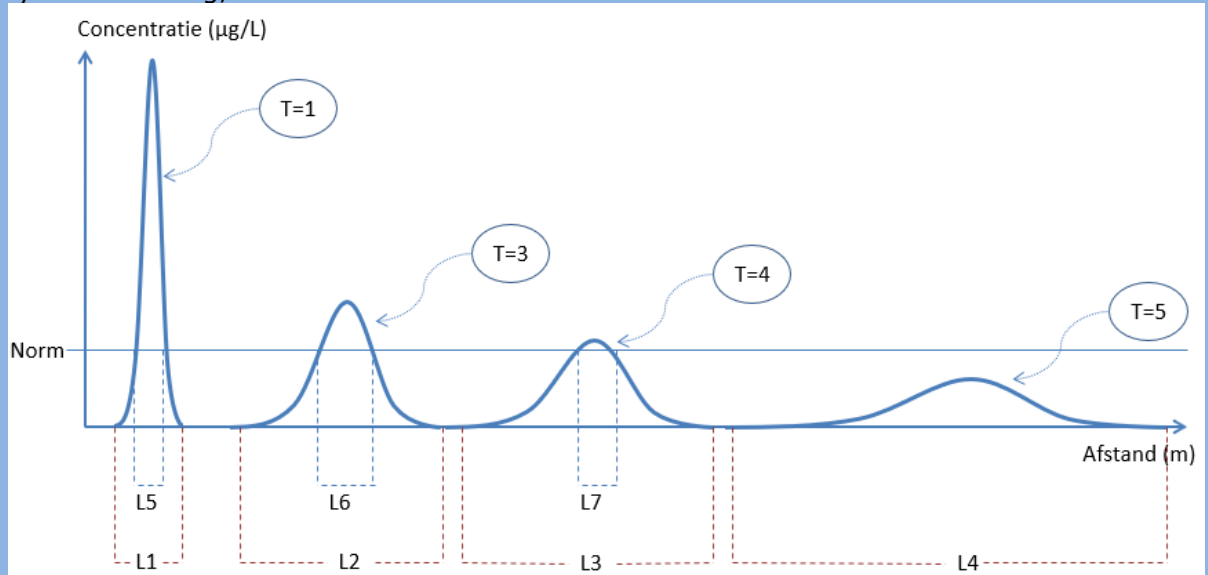
Onderstaande tekst beschrijft deze beide elementen.

Massa aan contaminanten

De massa aan contaminanten is gerelateerd aan de omvang van de grondwaterpluim en de concentratie in die pluim. In onderstaande box staan nuances bij de term Omvang van de grondwaterpluim.

Nuances bij de term 'omvang van de grondwaterpluim'

Gedurende transport verplaatst een grondwaterpluim zich, waarbij de vorm van de pluim zich ontwikkelt (zie hypothetisch voorbeeld in Figuur 2.5; aanname: contaminant breekt niet af, 'oppervlakte onder de curve' blijft gelijk). Door diffusie en dispersie rekt de pluim in de overheersende stromingsrichting uit. Hierbij vindt een zekere verdunning plaats, omdat de contaminanten zich over een groter volume verdelen. Voor organische stoffen vindt ook afbraak plaats, zodat de omvang van de grondwaterpluim ook krimpt (niet in het voorbeeld in Figuur 2.5). Diffusie en dispersie resulteren in een afname van de piekconcentratie, zoals in Figuur 2.5 is geïllustreerd. Ook afbraak resulteert in een afname van de piekconcentratie. In het kader van ROSA (Robuuste Saneringsafweging) werd bij de beoordeling van een stabiele eindsituatie gebruik gemaakt van de pluimontwikkeling. Hierbij was er sprake van een 'stabiele eindsituatie' als de omvang van de verontreiniging binnen dertig jaar niet toeneemt (en er zich nu en in de toekomst geen ontoelaatbare risico's voordoen voor mens en milieu). In de Circulaire bodemsanering wordt gesproken van de stabiele, milieuhygiënisch acceptabele eindtoestand. Dat is eveneens een situatie zonder risico's nu en in de toekomst, maar zonder verwijzing naar de fysieke omvang, toe- of afname.



Figuur 2.5 Hypothetisch voorbeeld ontwikkeling van een grondwaterpluim in de tijd, met lengte van de grondwaterpluim en lengte van de grondwaterpluim binnen een grondwaternorm-contour

$T=x$: Verschillende tijdstippen (x in dagen, weken, maanden, of jaren).

$L1$ t/m $L4$: Lengte grondwaterpluim, op verschillende tijdstippen (m).

$L5$ t/m $L7$: Lengte grondwaterpluim binnen een grondwaternorm-contour, op verschillende tijdstippen (m).

$T=1$; $T=3$ t/m $T=5$ Momenten in de tijd.

Nuances bij de term 'omvang van de grondwaterpluim' (vervolg)

Het is zinvol om voor de omvang van een grondwaterpluim een verschil te maken tussen de omvang een grondwaterpluim en de omvang van een grondwaterpluim binnen een grondwaternorm-contour (zoals de signaleringsparameter- of interventiewaarde-contour) (beide uitgedrukt in m^3). Dat is eveneens geïllustreerd in Figuur 2.5, op basis van de lengte van een grondwaterpluim (in m) (welke gerelateerd is aan de omvang van de grondwaterpluim in m^3). De omvang van een grondwaterpluim is gedefinieerd als het volume waarin zich contaminant bevindt (praktisch gezien het volume binnen de detectielimiet-contour). Deze zal voor een contaminant die geen afbraak vertoont in de tijd blijven toenemen (van L1 op T=1 tot L4 op T=5 in Figuur 2.5), terwijl de massa aan contaminanten gelijk blijft. Dezelfde massa aan contaminanten verdeelt zich in de tijd immers over een steeds groter grondwatervolume.

De omvang een grondwaterpluim binnen een grondwaternorm-contour kent een geheel andere ontwikkeling. In het hypothetische voorbeeld van Figuur 2.5 neemt deze eerst toe (bijvoorbeeld van L5 op T=1 tot L6 op T=3), dan gedurende een korte periode af (bijvoorbeeld van L6 op T=3 tot L7 op T=4), totdat deze (ergens tussen T=4 en T=5) nul wordt. Het verschil in omvang tussen deze twee typen grondwaterpluim kan enorm zijn en wordt ten gevolge van diffusie en dispersie steeds groter in de tijd. Opvallend is dat voor beide typen grondwaterpluim de piekconcentratie in het hart van de grondwaterpluim eenzelfde verloop kent, namelijk steeds kleiner wordt in de tijd en in dit voorbeeld zelfs tot onder de norm komt op een tijdstip tussen T=4 en T=5.

In deze rapportage wordt met de term 'Omvang' bedoeld op het volume (in m^3) van een grondwaterpluim binnen een specifieke grondwaternorm-contour. In dit geval is de massa aan contaminanten gerelateerd aan de omvang van de grondwaterpluim.

Omvang van de verontreiniging

Er bestaan geen goede gegevens over de omvang van grondwaterpluimen in Nederland. Voor het opstellen van de Circulaire bodemsanering 2006 (Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke ordening en Milieubeheer, 2006), werd voor het aanwijzen van een onbeheersbare situatie als gevolg van verspreiding gebruik gemaakt van een statistische verdeling van de grootte van de grondwaterpluimen, uit 2003 (Weytingh, 2005). De herkomst en achtergronden van deze verdeling is echter onbekend. Op basis van deze verdeling werd in Weytingh (2005) een grondwaterpluim van $6000 m^3$, het 95-percentiel van de omvang van alle grondwaterpluimen opgenomen, als grenswaarde voorgesteld voor het beschouwen van risico's als gevolg van verspreiding. Dit voorstel is overgenomen en fungeerde in Stap 1 van de beoordeling van de onbeheersbare situatie als onderdeel van de verspreidingsrisico's, in de circulaire bodemsanering vanaf 2006. Alleen als de grondwaterpluim een omvang had die groter was dan $6000 m^3$ was er sprake van een potentiële onbeheersbare situatie als gevolg van verspreiding en diende Stap 2 van de beoordeling van de onbeheersbare situatie te worden uitgevoerd. Als de grondwaterpluim een omvang had die minder dan of gelijk was aan $6000 m^3$ werd verondersteld dat er

geen onaanvaardbaar risico als gevolg van verspreiding was. Waarschijnlijk werd hierbij voor de omvang van grondwaterpluimen gedoeld op het volume binnen de interventiewaarde-contour. De beredenering achter de keuze voor 6000 m³ is onduidelijk. Mogelijk berust deze keuze op een pragmatische afweging, waarbij de saneringsvoorraad en/of de inspanning in Stap 2 en Stap 3 van de beoordeling van de onbeheersbare situatie beperkt zouden blijven.

Verplaatsingsnelheid

Uit de omvang van een grondwaterpluim is niets te zeggen over de verplaatsingsnelheid van contaminanten, omdat de geschiedenis van input in het bodem-/watersysteem en van de nalevering onbekend is. In de Wbb-methodiek werd voor de bepaling van de risico's als gevolg van verspreiding echter wel gebruik gemaakt van de omvang van een grondwaterpluim. Een verontreinigd grondwatervolume van 6000 m³ (gemeten in 2003, het jaar waarnaar gerefereerd wordt in Weytingh, 2005) kan op meerdere manieren tot stand gekomen zijn. De ontstaansgeschiedenis hangt in sterke mate af van het type en de grootte van de bron en de periode waarin de bron actief was of nog steeds is. De bron kan lokale bodemverontreiniging geweest zijn die zich heeft uitgebreid, of een diffuse verontreiniging die vanaf het begin al groot was en zich in min of meer stationaire vorm verplaatst heeft. Het maakt voor de omvang van de grondwaterpluim ook veel uit wat het type bron was. Een grondwaterpluim kan bijvoorbeeld ontstaan zijn door uitloging uit de onverzadigde zone (na desorptie van contaminanten), uitspoeling na een lozing in vloeibare vorm als puur product of directe inbreng in het grondwater. Voor lokale bodemverontreiniging geldt dat input van contaminanten in het bodem- en grondwatersysteem sinds 1987 verboden is. Daarom kan er geen sprake zijn van een legale input in de bodem na 1987. In dat perspectief is er een aantal mogelijkheden voor de ontwikkeling van een verontreinigd grondwatervolume tot een omvang van 6000 m³ gemeten in 2003, bijvoorbeeld:

- ontstaan in de periode voor 1987 als gevolg van directe lozing in grondwater of door uitloging uit de bovengrond en transport in de verzadigde zone gestart voor 1987 (periode van bestaan onbekend, maar minimaal 16 jaar; 1987 – 2003).
- ontstaan na 1987 als gevolg van uitloging uit de bovengrond en transport in de verzadigde zone (bestaansperiode maximaal 16 jaar; 1987 – 2003).

Op lokale schaal is er na 1987 ook sprake geweest, en dat is nog steeds het geval, van bronnen voor grondwaterverontreiniging. Voorbeelden zijn:

- onbedoelde lozingen bij hoogrisico-bedrijven, bijvoorbeeld raffinaderijen, zware industrie, etc.;
- uitloging vanuit stortplaatsen;
- onjuist uitgevoerde (retour)bemalingen bij saneringen;
- illegale lozingen, waaronder die van drugsafval (Swartjes et al., 2019).

Voor de meeste grondwaterpluimen geldt dat gedurende een onbekende periode sprake was van een zekere nalevering vanuit een bron (directe lozing, uitloging en/of uitspoeling uit de bovengrond of oplossing vanuit een drijf- of zinklaag). In alle gevallen was er sprake van transport in de

verzadigde zone, gedurende een onbekende periode. Daarbij vond een ontwikkeling van de grondwaterpluim plaats met een mogelijke groeifase en/of krimpfase, die afhankelijk is van het moment van ontstaan, de eventuele nalevering, de ondergrondeigenschappen en het type contaminant. De conclusie hieruit is dat de meeste grondwaterpluimen die gemeten werden in 2003 een eigen, onbekende geschiedenis hebben voor wat betreft nalevering, groei en eventueel krimp. Daarom is er uit de omvang van een grondwaterpluim niets te zeggen over de verplaatsingssnelheid van contaminanten.

De snelheid van verplaatsing van contaminanten kan worden uitgedrukt in afgelegde afstand per tijdseenheid (bijvoorbeeld in de eenheid m/jaar). Omdat de doorsnede van de grondwaterpluim, waardoor contaminanten zich verplaatsen relatief eenvoudig te schatten is, is het zinvoller de verplaatsing van contaminanten in verplaatst volume met concentraties hoger dan een specifieke norm of risicogrenswaarde (bijvoorbeeld de interventiewaarde) uit te drukken (bijvoorbeeld in de eenheid m³/jaar). De vraag is dan hoeveel verplaatst volume met concentraties hoger dan de specifieke norm of risicogrenswaarde (bijvoorbeeld interventiewaarde) aanvaardbaar is.

Criterium voor 'toegestane verspreiding'

In de circulaire in 1994 werd een volume dat ingesloten werd door de interventiewaarde-contour van 100 m³/jaar als criterium gehanteerd voor 'toegestane verspreiding' (Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke ordening en Milieubeheer, 1994). Dit criterium werd begin jaren negentig vastgesteld in de toenmalige werkgroep IUP (Interventiewaarden, Urgentiesystematiek en Protocolen), die als doel had wetenschap in beleid te implementeren. De argumentatie was dat het niet aanvaardbaar werd geacht als er een nieuw geval van ernstige bodemverontreiniging ontstond binnen een jaar. 100 m³ poriegevuuld volume ondergrond wordt immers als volumecriterium gehanteerd in de definitie van 'ernstige bodemverontreiniging' in grondwater. Hierbij ging het dus om 'volume binnen de interventiewaarde-contour'. Voor de beoordeling en eventuele maatregelen maakt het een verschil of er (nog) wel of niet sprake is van een bron. In geval van verspreiding van een grondwaterpluim zonder bron, gaat het om *verplaatsing* van een verontreinigd grondwatervolume. Het verontreinigd grondwatervolume wordt weliswaar groter tijdens transport, maar de massa aan contaminanten blijft gelijk of neemt in geval van afbraak af. In geval van een bron gaat het om het *ontstaan* van een verontreinigd grondwatervolume, in combinatie met *verplaatsing*.

In de circulaire bodemsanering vanaf 2006 werd de verplaatsing van een volume dat ingesloten werd door de interventiewaarde-contour van 1000 m³/jaar ingevoerd voor toetsing van de zogenaamde 'onbeheersbare situatie'. Dit in plaats van de 100 m³/jaar als criterium 'toegestane verspreiding'. Bij het criterium van 1000 m³/jaar gaat het om 'een bodemvolume dat extra verontreinigd raakt met grondwater dat één of meer stoffen bevat in gehalten boven die interventiewaarde'. De achtergrond van deze keuze is niet bekend.

Er is een verschil tussen het beoordelen van verspreidingsrisico in de Circulaire bodemsanering van 1994 en dat van een onbeheersbare

situatie in de circulaire bodemsanering vanaf 2006. In de circulaire bodemsanering vanaf 2006 werd de bedreiging van beschermdoelen beschouwd ('Het gebruik van de bodem door mens of ecosysteem wordt bedreigd'). Daarnaast werd tevens de onbeheersbare situatie beoordeeld, los van beschermdoelen. In de circulaire van 1994 was de beoordeling van het verspreidingsrisico niet specifiek op beschermdoelen gericht, maar op verspreiding in algemene zin. De beoordeling van de dynamische situatie in de RTBgrondwater staat dicht bij toetsing van de onbeheersbare situatie zoals uitgevoerd in de circulaire bodemsanering vanaf 2006 dan bij de toetsing van verspreidingsrisico's in de circulaire van 1994. De beoordeling van de dynamische situatie staat immers eveneens los van beschermdoelen, net als de beoordeling van de onbeheersbare situatie. Ondanks dat de achtergrond niet bekend is, zou daarom overwogen kunnen worden om 1000 m³/jaar als criterium te hanteren voor de dynamische situatie. Analyse van wat de omvang van een grondwaterpluim van 1000 m³/jaar betekent, is bij gebrek aan onderbouwde gegevens over de omvang van grondwaterpluimen in Nederland niet goed uitvoerbaar. Gebaseerd op de gegevens uit Weytingh (2005), met data van onbekende herkomst, lijkt 1000 m³/jaar een relatief grote verplaatsingssnelheid. Een grondwaterpluim van 1000 m³ lag volgens deze auteur tussen het 80- en 85-percentiel van de grondwaterpluimen in het grondwater van Nederland. Dus dan zou er ieder jaar een voor Nederlandse begrippen groot grondwatervolume mogen verplaatsen. Een grondwaterpluim van 100 m³ is, gebaseerd op dezelfde oudere data met onbekende oorsprong, ongeveer de mediane waarde van de grootte van de grondwaterpluimen in het grondwater van Nederland.

In ROSA werd bij de bepaling van de zogenaamde stabiele eindsituatie rekening gehouden met de groei en krimp van de grondwaterpluim (Slenders et al, 2005). Hierbij werd als onderdeel van de stabiele eindsituatie gesteld dat 'de omvang van de verontreiniging binnen 30 jaar niet toeneemt'. Dat is bij de beoordeling van de dynamische situatie minder van belang, omdat ervan uitgegaan wordt dat de grondwaterpluim los staat van een bron (bijvoorbeeld een verontreiniging in de onverzadigde bovengrond als bron). Immers moet in geval van een naleverende bron, dient deze eerst verwijderd te worden. Daarom is groei in de RTBgrondwater niet aan de orde. Krimp als gevolg van afbraak moet idealiter wel onderdeel uitmaken van de beoordeling van de dynamische situatie.

De beoordeling van een 'dynamische situatie' vindt eveneens in een stapsgewijze procedure plaats, met drie stappen. De genoemde elementen, zoals opgenomen in de RTBgrondwater, zijn uitgewerkt in hoofdstuk Uitwerking risicobeoordeling verspreiding contaminanten in grondwater (dynamische situatie) (hoofdstuk 9).

3 Verspreiding

Dit hoofdstuk beschrijft transport van contaminanten in en met grondwater, omdat dit een belangrijke rol speelt bij de risicobeoordeling van meerdere beschermdoelen. Dit om herhaling te voorkomen in hoofdstukken 4 t/m 9, waarin de beoordeling zoals opgenomen in de RTBgrondwater voor ieder beschermdoel wordt beschreven.

3.1 Positie van verspreiding binnen de RTBgrondwater

De stroming van grondwater en het transport van contaminanten met en in het grondwater nemen een belangrijke plaats in voor de beoordeling van risico's in de RTBgrondwater. Bij verschillende beschermdoelen van de RTBgrondwater speelt dit een rol. Om deze reden wordt verspreiding van contaminanten in grondwater in dit hoofdstuk in meer algemene zin belicht. Dit voorkomt herhaling in de diverse hoofdstukken, waar de risico's worden uitgewerkt. Bij de uitwerking van de beoordeling van de risico's voor de separate beschermdoelen, waarbij contaminant-transport een rol speelt (hoofdstukken 5 t/m 8), worden alleen specificaties beschreven en wordt zo veel mogelijk verwezen naar dit hoofdstuk.

Grondwaterstroming is een belangrijk proces dat leidt tot de migratie van contaminanten in de met waterverzadigde ondergrond, zeker in goed doorlatende bodems. Het relevante proces staat bekend als convectie of advectie. Hoe hoger de grondwatersnelheid, hoe groter de voortgang van een verontreinigingsfront. De grondwatersnelheid, v (m/jaar), is ook de snelheid van niet-reagerende stoffen (ideale tracers) die met het grondwater worden getransporteerd.

Er is een belangrijk verschil met de beoordeling van de bodemkwaliteit in de water-onverzadigde bovengrond en de beoordeling van grondwater in de waterverzadigde ondergrond. Gronddeeltjes en de daaraan gebonden contaminanten in de onverzadigde bovengrond verplaatsen zich niet of nauwelijks. Terwijl grondwater in de verzadigde zone en de contaminanten in dit grondwater zich relatief snel verplaatsen. Er vindt in de bovengrond wel verplaatsing van contaminanten plaats met het poriewater, in feite infiltrerende (netto) neerslag. Maar deze verplaatsing verloopt relatief langzaam ten opzichte van die in het grondwater. Om deze redenen kan een gemeten concentratie in de bovengrond, uitgedrukt in mg/kg_{DS} , gedurende langere tijd representatief worden geacht voor de risico's die met de aanwezigheid van contaminanten in de grond verbonden zijn. Dat is voor de concentratie in grondwater, uitgedrukt in $\mu\text{g/L}$, in veel mindere mate het geval. Een gemeten grondwaterconcentratie is sneller 'gedateerd' dan een gemeten concentratie in grond. Een andere consequentie van het relatief snelle transport van contaminanten in de verzadigde ondergrond is dat er elders, op locaties waarheen het contaminant-transport plaatsvindt, risico's kunnen ontstaan.

In de methodieken in de circulaire bodemsanering werd aandacht besteed aan bedreiging van beschermdoelen door transport van

contaminanten in de ondergrond. Daarnaast werd vanaf de circulaire uit 2006 beoordeeld of er sprake was van een zogenaamde onbeheersbare situatie (Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke ordening en Milieubeheer, 2006; Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2013). Deze beoordeling is niet verbonden aan beschermdoelen, maar richt zich op de aanwezigheid van grote grondwaterpluimen, drijf- en zinklagen als bronnen voor verontreiniging van schoon grondwater (zie box **Omschrijving van een 'onbeheersbare situatie' in de Circulaire bodemsanering 2013**).

Omschrijving van een 'onbeheersbare situatie' in de Circulaire bodemsanering 2013

Er sprake is van een onbeheersbare situatie, dat wil zeggen indien:

- er een drijfslag aanwezig is die door activiteiten en processen in de bodem kan verplaatsen en van waaruit verspreiding van verontreiniging kan plaatsvinden;
- er een zinkslag aanwezig is die door activiteiten en processen in de bodem kan verplaatsen en van waaruit verspreiding van verontreiniging kan plaatsvinden;
- de verspreiding heeft geleid tot een grote grondwaterverontreiniging en de verspreiding nog steeds plaatsvindt.

3.2 Conceptueel model

Ter ondersteuning van het gebruik van de RTBgrondwater is het raadzaam voorafgaand aan de beoordeling een conceptueel model op te stellen van de ondergrond. Een conceptueel model is een visuele weergave van de bronnen van verontreinigingen, het stromingspatroon in de ondergrond en de beschermdoelen (Swartjes en Grima, 2011). Ter ondersteuning van het stromingspatroon kan de (vaak laagsgewijze) opbouw van de ondergrond worden weergegeven. Een conceptueel model helpt het stromingspatroon en de risico's voor beschermdoelen begrijpen, wat ondersteuning biedt bij een goede toepassing van de beoordeling van de risico's voor beschermdoelen en bij de beoordeling van de dynamische situatie met de RTBgrondwater. Omdat hierbij de tijdsfactor van belang is, is het vaak nuttig meerdere conceptuele modellen op verschillende tijdstippen (seizoenen) op te stellen. Het stromingspatroon kan immers gedurende het jaar aanzienlijk veranderen. Een tweede voordeel van een conceptueel model is dat deze kan worden gebruikt in de communicatie met belanghebbenden. Voor de bepaling van een goede chemische toestand volgens de Dochterrichtlijn Grondwater van de Europese Kaderrichtlijn Water is het opstellen van een conceptueel model in Stap 2 verplicht (Europees Parlement en de Raad, 2006a).

De meest voorkomende vorm van een conceptueel model is een dwarsdoorsnede van de ondergrond. Een conceptueel model wordt in een meer of minder geschematiseerde vorm weergegeven. De sterker geschematiseerde vormen van een conceptueel model bevatten vaak met de computer ingevoerde boxen, cirkels en ovalen, die bronnen of beschermdoelen voorstellen en pijlen die de relatie tussen bronnen en beschermdoelen representeren. Afhankelijk van de creativiteit van de

gebruiker kan ook een meer realistische, handgetekende schematisatie van de ondergrond nuttig zijn.

3.3 Transportprocessen

In de onverzadigde bovengrond vindt voornamelijk verticale infiltratie plaats, soms in slecht doorlatende bodem ook horizontaal. Beneden de grondwaterspiegel beweegt het grondwater zich met name in horizontale richting, zeker op grotere diepte, als gevolg van het verhang van de grondwaterspiegel. Daarnaast kan als gevolg van potentiaalverschillen een opwaartse grondwaterbeweging plaatsvinden. Contaminanten bewegen met het grondwater mee en bewegen zich binnen een grondwatervolume.

De diepte en het verhang van de grondwaterspiegel veranderen in de tijd en ruimte en zijn afhankelijk van het bodemtype, de bodemeigenschappen, klimatologische factoren, de geohydrologische karakterisering (reliëf, de aanwezigheid van waterlopen en ander oppervlaktewater). En ook door eventuele antropogene manipulatie van de grondwaterspiegel, in bijvoorbeeld polders. Wanneer sprake is van dichtheidsverschillen in het grondwater, beïnvloedt dit ook de grondwaterstroming. Desalniettemin resulteert het natuurlijke verhang van de grondwaterspiegel in een stroming van grondwater en contaminanten (advectie) in een dominante richting. Tijdens transport vindt moleculaire diffusie en hydrodynamische dispersie plaats. Beide processen zorgen ervoor dat het front van de verontreinigingspluim 'uit elkaar getrokken wordt' en de piekwaarde in de grondwaterpluim vermindert (zie paragraaf 2.3.5).

Tijdens transport kunnen contaminanten geadsorbeerd en weer gedesorbeerd worden, hetgeen in vertraging van de verplaatsingssnelheid van stoffen resulteert ten opzichte van die van water. Adsorptie vindt plaats aan reactieve oppervlakken in de bodem, met name aan organische stof, kleideeltjes en (ijzer, aluminium en mangaan)(hydr)oxiden. Buiten de hoeveelheid aan adsorptieoppervlakken zijn voor de sorptie van metalen de pH en de redoxpotentiaal van belang. De pH bepaalt mede de beschikbaarheid van adsorptieplaatsen aan de bodemdeeltjes. De redoxpotentiaal bepaalt de stabiliteit van de (hydr)oxiden en daarmee de adsorptiemogelijkheden aan deze mineralen. Daarnaast is de aanwezigheid van opgelost organische stof van belang voor zowel metalen als organische contaminanten, omdat aan opgelost organische stof geadsorbeerde contaminanten zich via grondwater kunnen verplaatsen. Omdat er in de regel veel meer reactieve oppervlakken in de bovengrond zijn, met name in de organische stof-rijke eerste decimeters van de bodem, is de adsorptie in de verzadigde ondergrond meestal veel lager dan die in de onverzadigde bovengrond. In zandgrond is de adsorptie afhankelijk van de aanwezigheid van en de binding aan organische stof en (ijzer en mangaan)(hydr)oxiden. In klei- en veengronden kan de adsorptie hoog zijn, door binding aan kleideeltjes, respectievelijk organische stof. Adsorptie leidt tot afname van de piekconcentratie in het grondwater, als de grondwaterpluim ondergrondlagen passeert die een hogere sorptiecapaciteit hebben of waar gunstigere omstandigheden voor adsorptie heersen. Omgekeerd

geldt dat de piekconcentratie hoger kan worden als het front van de verontreinigingspluim ondergrondlagen passeert die een lagere sorptiecapaciteit hebben of waar minder gunstigere omstandigheden voor adsorptie heersen. Adsorptie (retardatie) leidt altijd tot vertraging van de verplaatsingssnelheid van contaminanten.

Contaminanten kunnen neerslaan, bijvoorbeeld als sulfaat-zouten of mineralen, en ook weer in oplossing gegaan. Processen die daarbij een rol spelen zijn bijvoorbeeld sulfaatreductie en de oxidatie van pyriet. Het effect hiervan is vergelijkbaar met dat van adsorptie. Alleen zal een neergeslagen zout of mineraal, indien de geochemische condities in het grondwater niet veranderen voor langere tijd, als neerslag in het bodem/water-systeem kunnen blijven bestaan. In dergelijke gevallen dragen contaminanten langere tijd niet aan transport bij.

3.4 Afbraak

Organische contaminanten kunnen tijdens transport afgebroken worden als gevolg van natuurlijke processen. De mate waarin natuurlijke afbraak plaatsvindt, hangt af van een aantal locatie-specifieke factoren, zoals de bodemeigenschappen (die de beschikbaarheid in de oplosbare fase bepalen), de beschikbaarheid van specifieke micro-organismen, de pH, de redoxpotentiaal en de aanwezigheid van elektronenacceptoren als zuurstof, nitraat, (hydr)oxiden van mangaan en ijzer of sulfaat. Vanwege deze afhankelijkheid is de natuurlijke afbraak vaak moeilijk voor een specifieke locatie te kwantificeren. Wel is het mogelijk het plaatsvinden van natuurlijke afbraak aan te tonen. De meeste protocollen die hiervoor worden gebruikt, volgen meerdere bewijslijnen. In hogere stappen van de RTBgrondwater kan alleen de eerste bewijslijn gebruikt worden van de drie bewijslijnen geformuleerd in Slenders (2007). Deze beoordeling richt zich op de pluimontwikkeling in de praktijk en houdt in dat natuurlijke afbraak plaatsvindt als:

- concentraties een dalende trend vertonen of
- de pluim duidelijk stabiel is of vervaagt.

Onder sommige omstandigheden, vaak anaerobe condities, verloopt de natuurlijke afbraak in het grondwater zeer langzaam of vindt geheel niet plaats.

Als de concentraties stijgen of de pluim zich over een periode van meer dan dertig jaar uitbreidt, treedt er onvoldoende natuurlijke afbraak op. Als er echter geen duidelijke trend kan worden herkend, of als de pluim naar verwachting uitbreidt, kan het optreden van natuurlijke afbraak niet worden vastgesteld. Advectie en sorptie (retardatie) beïnvloeden ook indirect de concentratie, omdat er meer tijd voor afbraak en verdunning is als een contaminant langer onderweg is, hetgeen leidt tot een sterkere reductie van de piekconcentratie.

Resumerend geldt dat de verplaatsingssnelheid van contaminanten afhangt van een groot aantal factoren gerelateerd aan de ondergrond, de contaminant en omgevingsfactoren.

3.5 Opwaarts transport

3.5.1 Oorzaken

In grote delen van Nederland is er sprake van een beïnvloeding van de bovengrond door grondwater. Behalve de hydrologische consequenties voor de bovengrond, bijvoorbeeld vermindering van vochttekorten in de wortelzone, kunnen hierbij contaminanten uit het grondwater de chemische kwaliteit van de onverzadigde bovengrond beïnvloeden. In dat geval zijn risico's die verbonden zijn met verontreinigde grond gerelateerd aan de grondwaterkwaliteit en moet grondwater hierop worden beoordeeld. Opwaarts transport speelt bijvoorbeeld een rol bij de beoordeling van de blootstelling als gevolg van het consumeren van groenten, indien de kwaliteit van de groenten beïnvloed is door contaminanten uit het grondwater (door transport vanuit grondwater naar de bovengrond en vervolgens opname via de wortels). Dit kan betrekking hebben op groenten in moestuinen (in privétuinen of volkstuinten) of groenten geteeld voor land- of tuinbouwdoeleinden.

Er zijn verschillende mogelijkheden waardoor contaminanten uit het grondwater in de bovengrond kunnen komen:

- door een kwelstroom van grondwater;
- door capillaire opstijging;
- door advectie via bodemlucht;
- door diffusie in bodemlucht en -water.

Beide laatste opwaartse bewegingen zijn met name van belang voor vluchtige contaminanten die zich op minder grote diepten in het grondwater bevinden.

Of en in hoeverre deze processen plaatsvinden, hangt wederom af van het bodemtype, de bodemeigenschappen, klimatologische factoren, de geohydrologische karakterisering (reliëf, de aanwezigheid van waterlopen en ander oppervlaktewater) en de contaminant-eigenschappen.

3.5.2 Kwel

Kwel is de stroming van grondwater als gevolg van een potentiaalverschil, waarbij naast een eventuele laterale stromingscomponent eveneens sprake is van een opwaartse stromingscomponent.

Op een derde deel van het Nederlandse grondgebied kan kwel optreden (Van Beelen en Lieste, 2008, zie Figuur 3.1). Dit zijn met name de lagergelegen gedeelten van Nederland, waaronder de grotere en kleine polders, maar ook op de hogere gedeelten van Nederland kan in een gedeelte van het jaar kwel optreden. Bekende kwelsituaties bestaan bij hoogteverschillen in de maaiveldligging (bijvoorbeeld hoger gelegen zandgronden vergeleken met beekdalen; de hoger gelegen Veluwe vergeleken met de regio's rondom de Veluwe). Kwel komt op allerlei schalen voor, ook op kleine schaal kan kwel ontstaan als gevolg van kleine verschillen in het reliëf.

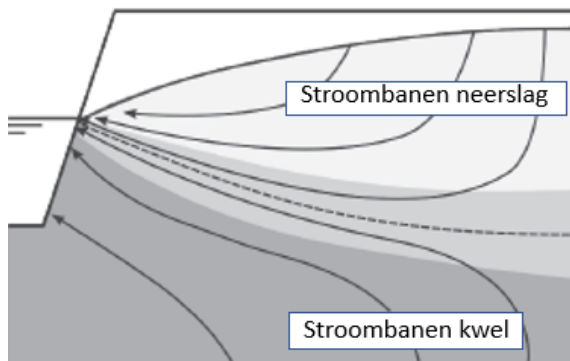


Figuur 3.1 Gebieden waar kwel op kan treden (groen) en de gebieden in Nederland waar voornamelijk sprake is van infiltratie (oranje) in Nederland (Van Beelen en Lieste (2008); voor de witte gebieden waren onvoldoende gegevens).

Kwel resulteert meestal in een waterstroom naar een oppervlaktewaterlichaam, maar in sommige gevallen kan het water ook opkwellen richting de bovengrond en in een drassige bodem resulteren. In beide gevallen kan sprake zijn van toevoer van water en contaminanten naar de wortelzone. De relatie tussen grond- en oppervlaktewater, waarbij kwel een grote rol speelt, wordt specifiek besproken in paragraaf 3.6.

Ook omgekeerd is sprake van beïnvloeding. In de lageregelegen gedeelten van Nederland kan het oppervlaktewater namelijk door de waterbodem naar beneden het grondwater voeden (Lieste et al., 2007). Dit is vooral in droge perioden het geval. Dit maakt echter geen onderdeel uit van de RTBgrondwater.

Direct in-situ meten van opwaartse grondwaterstroming is vrijwel onmogelijk. In principe is een kwelflux te berekenen uit waterbalansen of door middel van kalibratie van hydrologische modellen aan meetbare grootheden, zoals grond- en oppervlaktewaterstanden (Cirkel, 2014). De op deze wijze afgeleide kwelfluxen zijn volgens deze auteur echter onnauwkeurig. Een bijkomende complicatie voor het berekenen van kwelfluxen vanuit het minder diepe grondwater is de flux van de geïnfiltreerde neerslag, die tegen de kwelstroom ingaat (Figuur 3.2). Deze bepaalt in grote mate of grondwater door kwel in de wortelzone kan komen (Cirkel, 2014).



Figuur 3.2 Stroombanen voor de kwelfluxen en de afstromende infiltrerende neerslag (Cirkel, 2014).

Met behulp van metingen van de stijghoogten op verschillende afstanden is na te gaan of kwel überhaupt plaats kan vinden. Als in een dieper pakket met brak/zout grondwater de stijghoogte gemeten wordt, dan dient deze uitgedrukt te worden in stijghoogte in een zoetwaterkolom voor een zinnige vergelijking met stijghoogtes uit zoet grondwater. Als een meer conservatieve benadering gewenst is (in een vroege stap in de RTBgrondwater) moet dat gebeuren in het droge seizoen. Ondanks dat de grondwaterspiegel doorgaans lager staat, is er in het droge seizoen geen overheersende neerwaartse beweging als gevolg van het neerslagoverschot.

3.5.3

Capillaire opstijging

Capillaire opstijging is de opwaartse beweging van water onder de invloed van een potentiaal- (druk-)verschil veroorzaakt door een onderdruk in de poriën van de bodem. Als de verdamping en transpiratie (evapotranspiratie) hoger is dan de neerslag (in het zomerseizoen) droogt de grond uit. Hierdoor neemt de onderdruk toe in de poriën van de bovengrond. Dit stimuleert de capillaire opstijging. Of capillaire opstijging kan plaatsvinden, en in welke mate, hangt af van het bodemtype, het bodemgebruik, de geomorfologische omstandigheden en klimatologische omstandigheden en (dus) het seizoen en de contaminant-eigenschappen.

De grondwaterstand is een belangrijke factor voor het op kunnen treden van capillaire opstijging tot in de wortelzone. De grondwaterspiegel fluctueert gedurende het jaar. De diepte van het grondwater in Nederland is uitgedrukt in grondwatertrappen. Een grondwatertrap geeft een indicatie van de grondwaterstand en de fluctuatie hiervan. De trappen zijn gedefinieerd op basis van de gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG), welke zich in de winterperiode voordoet, en gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG), overheersend in de zomerperiode. Omdat de ranges gebaseerd zijn op de drie hoogste en de drie laagste grondwaterstanden binnen een hydrologisch jaar, of op relatief extreme frequenties van onder- of overschrijding binnen meetreeksen, zijn dit als extreme waarden voor de werkelijke hoogste en laagste grondwaterstand te beschouwen.

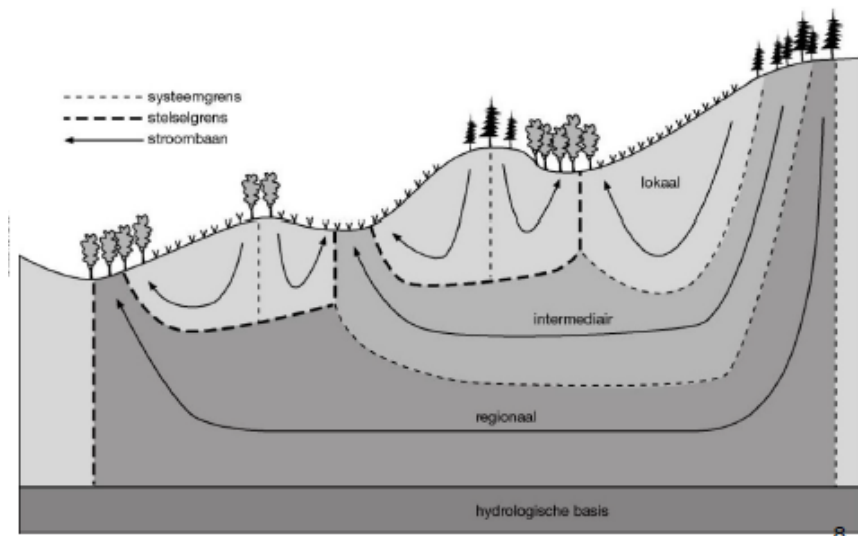
Manipulatie van de grondwaterspiegel in polders kan tot een opwaarts transport van contaminanten leiden in die polders. Er is sprake van grote verschillen binnen een jaar (droge en natte tijd) en tussen de jaren (natte en droge jaren).

Buiten drukverschillen speelt ook nog het relatieve gewicht van de contaminanten een rol bij het transport. Veel VOCl's zijn zwaarder dan water en zullen zelfs in geval van een opwaartse beweging van het grondwater overwegend neerwaarts bewegen. Binnen deze groep nemen tetra- of perchlooretheen (PER), trichlooretheen (TRI), 1,1,1-trichloorethaan (TCA) en 1,2-dichloorethaan (1,2-DCA) een belangrijke plaats in. Daarnaast komen ook 1,2-dichloorpropan (1,2-DCP), 1,3-dichloorpropeen, dichloormethaan (DCM) en tetrachloormethaan (TETRA) frequent voor (Nipshagen en Praamstra, 2012). Deze neerwaartse beweging door de zwaartekracht kan eveneens, in mindere mate, bij PAKs en PCBs optreden.

3.6 Interactie grondwater en oppervlaktewater

Er vindt interactie plaats tussen grond- en oppervlaktewater (primaire, secundaire en tertiaire waterlopen; meren). Grondwater verplaatst zich naar oppervlaktewater door het opkwellen van grondwater als gevolg van een potentiaalverschil tussen grondwater en oppervlaktewater, afvoer via drainagebuizen en via oppervlakkige afstroming (grondwater boven maaiveld). In polders wordt grondwater, via afvoerende watergangen door bemaling kunstmatig in oppervlaktewater (boezems) gebracht. In omgekeerde richting kan infiltratie van oppervlaktewater via primaire, secundaire en tertiaire waterlopen naar grondwater plaatsvinden (Hendriks et al., 2012). Van de in Hendriks et al., 2012 genoemde wijzen van interactie tussen grond- en oppervlaktewater richt de RTBgrondwater zich alleen op verplaatsing van grondwater en contaminanten naar oppervlaktewater door opkwellen als gevolg van een potentiaalverschil tussen grondwater en oppervlaktewater in primaire, secundaire en tertiaire waterlopen (zie Figuur 3.3, waarin kwel op lokaal, intermediair en regionaal niveau geïllustreerd is; BROloket, 2021). De overige wijzen van interactie tussen grond- en oppervlaktewater uit Hendriks et al., 2012 zijn voor de RTBgrondwater niet van belang:

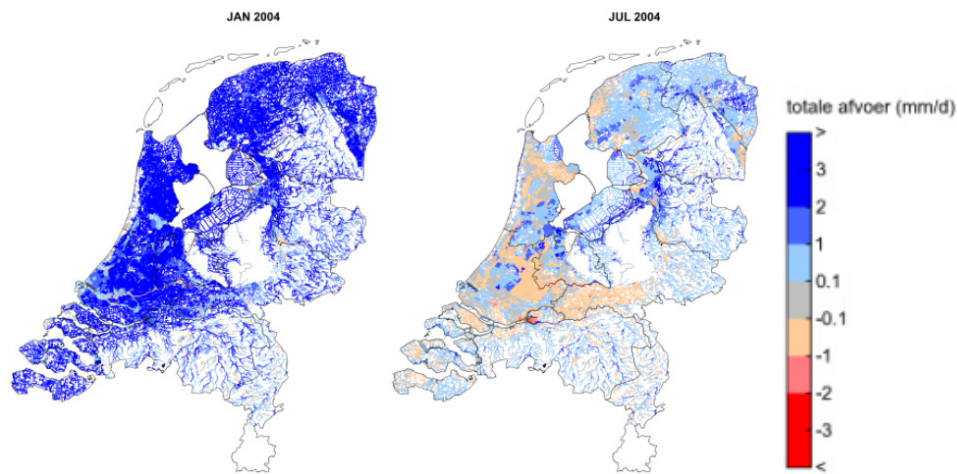
- afvoer via drainagebuizen (een vorm van door de mens gestimuleerde afvoer);
- de door de mens gestimuleerde afvoer van grondwater naar oppervlaktewater via kunstwerken, bijvoorbeeld naar boezems in polders via bemaling (eveneens een vorm van door de mens gestimuleerde afvoer)
- afvoer via oppervlakkige afstroming (is niet gerelateerd aan contaminanten in grondwater).



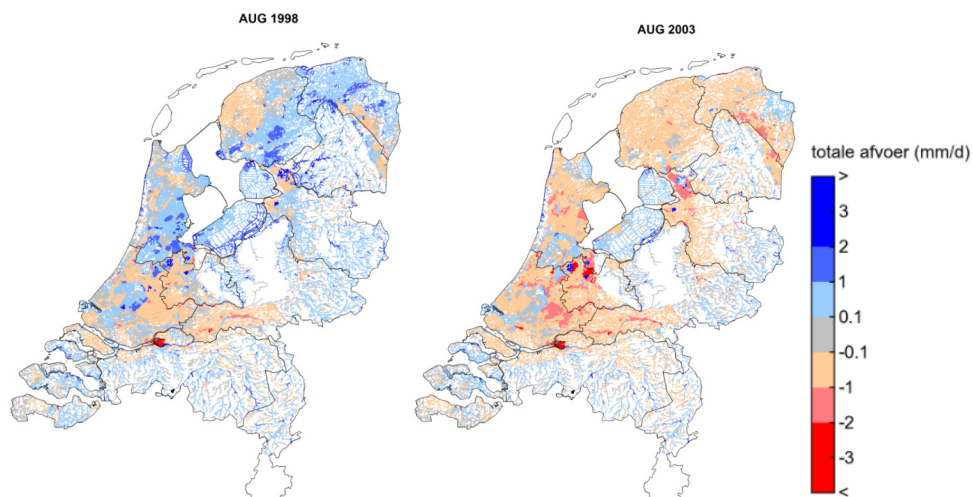
Figuur 3.3 Illustratie van kwel op lokaal, intermediair en regionaal niveau (BROloket, 2021).

De infiltratie van oppervlaktewater via primaire, secundaire en tertiaire waterlopen naar grondwater, welke in het droge seizoen plaats kan vinden en in hoger gelegen delen, blijft eveneens buiten beschouwing. Deze wijze van interactie tussen grond- en oppervlaktewater kan bijdragen aan het (additioneel) verontreinigen van grondwater en past daarom bij toetsing van de oppervlaktewaterkwaliteit (met grondwater als beschermdoel). Als het bekend is dat er sprake is van infiltrerend oppervlaktewater is dat wel reden om een potentiële grondwaterverontreiniging te signaleren en eventueel te beoordelen met de RTBgrondwater.

De interactie tussen grond- en oppervlaktewater is sterk afhankelijk van het klimaat en seizoen. In Figuur 3.4 is geïllustreerd hoe verschillend de infiltratie/opstijging in Nederland in een natter en een droger seizoen kan zijn (Hendriks et al., 2012; figuur uit Geologische Dienst Nederland, 2021). Figuur 3.5, afkomstig van dezelfde auteurs, geeft een illustratie van het verschil in een droog en in een nat jaar. De kaarten zijn gebaseerd op modelberekeningen en geven volgens de auteurs daarom een indicatie van de werkelijke afvoeren. Ze zijn tot stand gekomen door de daggegevens van het NHI (Nederlands Hydrologische Instrumentarium) 2.1 door te rekenen in combinatie met het grondwatermodel REGIS II versie 2.1.



Figuur 3.4 Totale afvoer (mm/dag) in Nederland in een gemiddeld nat jaar (2004), in januari (links) en juli (rechts) (Hendriks et al., 2012; Geologische Dienst Nederland, 2021).



Figuur 3.5 Totale afvoer (mm/dag) in Nederland in augustus in een zeer nat jaar (1998; links) en in augustus in een zeer droog jaar (2004; rechts) (Hendriks et al., 2012; Geologische Dienst Nederland, 2021).

Figuur 3.4 toont aan dat vooral de verschillen binnen een jaar zeer groot kunnen zijn. De verschillen tussen de jaren zijn het sterkst in peilbeheerste gebieden (gebieden waar de grondwaterstanden door de mens worden gemanipuleerd; de tegenhanger van vrij afwaterende gebieden), behalve diepe polders. Peilbeheerste gebieden worden gekenmerkt door een streefpeil dat wordt gehandhaafd door het vasthouden van water, het inlaten van gebiedsvreemd water of juist door het uitmalen van een teveel aan water (diepe polders). De reden dat hierbinnen de verschillen tussen de jaren het sterkst zijn, komt doordat in deze gebieden water wordt aangevoerd om het streefpeil te handhaven. Hierdoor infiltreert bij droogte veel oppervlaktewater naar het grondwater. In vrij afwaterende gebieden wordt aangenomen dat in de droge tijd geen water vanuit oppervlaktewater in grondwater infiltreert.

3.7 Retardatie

De retardatiefactor voor metalen kan worden berekend op basis van de partitiecøfficiënt (K_d) en bodemeigenschappen. In geval van lineaire adsorptie is de retardatiefactor R (-) als volgt:

$$R = 1 + K_d \times \rho / \varepsilon \quad (\text{Vgl. 3.1})$$

waarin:

- R = retardatiefactor (-).
- K_d = partitiecøfficiënt (lineaire sorptie) (L/kg_{DG}).
- ρ = bulkdichtheid (kg_{DG}/L).
- ε = effectieve poriefraction (m^3/m^3 d.w.z. dimensieloos).

Partitiecøfficiënten voor metalen en metalloïden kunnen uit de literatuur worden afgeleid. Het nadeel hiervan is dat veel gerapporteerde partitiecøfficiënten niet specifiek voor een bepaald bodemtype gegeven zijn. En in de literatuur zijn niet vaak partitiecøfficiënten voor metalen specifiek voor de ondergrond te vinden. In Otte et al. (2001) zijn adsorptiecøfficiënten voor de bovengrond geresumeerd, zowel K_d - als K_{oc} -waarden. Omdat er in de bovengrond veel reactieve oppervlakken voor adsorptie beschikbaar zijn, met name aan organische stof, kunnen de partitiecøfficiënten ordegrøottes hoger zijn dan die in de ondergrond. In sommige gevallen kunnen in de ondergrond weer condities optreden die de verplaatsing van stoffen als gevolg van precipitatie afremmen, met name als gevolg van de vorming van sulfideverbindingen.

Op dit moment is er geen specifieke lijst met partitiecøfficiënten voor de ondergrond beschikbaar. Gebruik van partitiecøfficiënten gebaseerd op de data uit de bovengrond zijn over het algemeen (veel) hoger dan die voor de ondergrond, zodat de verplaatsingssnelheid van stoffen te laag (non-conservatief) wordt berekend.

Voor de berekening van de retardatiefactor voor organische contaminanten kan eveneens Vgl. 3.1 worden toegepast. De partitiecøfficiënt voor organische stoffen volgt uit:

$$K_d = K_{oc} * f_{oc} \quad (\text{Vgl. 3.2})$$

waarin:

- K_{oc} = de op organische koolstof-gebaseerde partitiecøfficiënt (L/kg_{DG})
- f_{oc} = fractie organische koolstof van de ondergrond (-).

Een alternatief is een partitiecøfficiënt af te leiden op basis van een regressievergelijking met de bodemeigenschappen als variabelen. Door de bodemeigenschappen als variabelen te beschouwen, kan tegemoet worden gekomen aan het bodemtype. Een voorbeeld hiervan is aan Bonten en Groenenberg (2008) te ontleen, die de adsorptiecøfficiënt voor cadmium, koper, lood, nikkel en zink berekenden op basis van het organische stof-en kleigehalte, gehalte ijzer- en mangaanoxiden

(gecombineerd), pH en fractie opgeloste organisch koolstof. Hierbij is de adsorptie in een Freundlich-vorm benaderd:

$$C_v = k_1 \times C_{grw}^{k_2} \quad (\text{Vgl. 3.3})$$

C_v = Gehalte vaste fase (mg/ kg)
 C_{grw} = Concentratie in oplossing (mg/ L)
 k_1 = Freundlich-constante (L/ kg)
 k_2 = Freundlich-exponent (-)

De Freundlich-constante wordt als volgt berekend:

$$\log k_1 = a + b \times \log \%OM + c \times \log \%klei + d \times \log \%Al/Fe_{ox} + e \times \log pH + f \log DOC \quad (\text{Vgl. 3.4})$$

waarin:

$\%OM$ = percentage organische stof (%)
 $\%klei$ = percentage klei (%)
 $\%Al/Fe_{ox}$ = oxalaat extraheerbaar aluminium en ijzer (mmol/ L)
 pH = pH van de oplossing
 DOC = opgelost organisch stof (mg C/ L)
 a t/m e = regressieconstanten (dimensieloos)

Indien uitgegaan wordt van Freundlich evenwichtssorptie, is R als volgt te berekenen:

$$R = 1 + (\rho \times k_1 \times k_2 \times C_{grw}^{(k_2-1)}) / \varepsilon \quad (\text{Vgl. 3.5})$$

waarin:

R = retardatiefactor (-)
 ρ = bulkdichtheid bodem (kg_{DG} / L)
 ε = effectieve poriefractie (m³/ m⁻³; d.w.z. dimensieloos)

De regressieconstanten uit Bonten en Groenenberg (2008) zijn gegeven in Tabel 3.1 voor vijf metalen.

Tabel 3.1 De regressieconstanten voor Freundlich-evenwichtssorptie (Bonten en Groenenberg, 2008).

Metaal	a (%OM)	b (%klei)	c (%FeAlox)	d (pH)	e (DOC)	n	R ²
Cd	0,0801	0,00314	0,00381	0,235	-0,151	0,445	0,85
Cu	7,98	0,720	0,325	0,111	-0,389	0,545	0,66
Ni	0,0733	0,0340	-	0,272	-0,0466	0,509	0,88
Pb	6,42	-	1,15	0,154	-0,329	0,44	0,55
Zn	0,10	0,0239	0,00540	0,385	-0,163	0,752	0,84

Op grond van de hoge waarden van de regressieconstante a kan worden geconcludeerd dat organische stof de dominante factor is om de adsorptie, en daarmee de retardatie, te berekenen.

Deze regressievergelijkingen zijn eveneens gebaseerd op data gemeten in de bovengrond. Dat betekent dat toepassing in de ondergrond een extrapolatie buiten de gegevens betekent waarop de regressievergelijkingen gebaseerd zijn en daarmee een onbekende

onnauwkeurigheid geïntroduceerd wordt. Omdat deze methode echter variatie van bodemeigenschappen mogelijk maakt, wordt dit als de best beschikbare optie gezien.

Gebruik van een adsorptiecoëfficiënt bij de geldende pH van de bodem is soms kritisch, omdat de pH een relatief snel veranderende parameter is. Afhankelijk van het doel kan eventueel een conservatieve (in het algemeen: lage) waarde voor de pH in het regressiemodel worden toegepast.

Adsorptiecoëfficiënten voor metalen, de basis van de retardatiefactor, kunnen ook worden berekend uit geochemische modellen, bijvoorbeeld PHREEQC (Parkhurst en Appelo, 1999), MINTEQA (Allison et al., 1991) of ORCHESTRA (Meeussen, 2003; ORCHESTRA, 2023). Om een realistische adsorptiecoëfficiënt te verkrijgen is locatie-specifieke informatie benodigd over pH, redoxpotentiaal, organisch materiaal, soorten en hoeveelheden kleimineralen en de aanwezigheid van andere stoffen in het grondwater. Gebruik van deze modellen is complex, daarom is vaak de expert nodig om deze modellen te kunnen toepassen.

3.8 Drijf- en zinklagen

Drijf- en zinklagen (ook wel: zaklagen) zijn bronnen voor verontreiniging van schoon grondwater. De aanwezigheid of afwezigheid van een drijf- of zinklaag kan worden aangetoond of worden verwacht op basis van het historische onderzoek, bijvoorbeeld vanuit de wetenschap van het type contaminanten die (mogelijk) in de bodem zijn gebracht. Als alternatief kan op basis van het aantreffen van specifieke contaminanten, die met een drijf- of zinklaag samenhangen, een dergelijke drijf- of zinklaag worden vermoed. Dat is het geval indien de met een drijf- of zinklaag samenhangende contaminanten boven een specifiek percentage van de maximale oplosbaarheid worden aangetroffen.

Drijf- en zinklagen

Een eerste aanwijzing dat er mogelijk sprake is van een drijf- of zinklaag is het type contaminanten die worden aangetroffen in grondwater. Vloeistoffen die lichter zijn dan water kunnen drijf- of zinklagen vormen. Een drijf- of zinklaag kan in verschillende vormen voorkomen (Bodemrichtlijn, 2021), namelijk als:

- enkelvoudige vloeistof (zoals toluen);
- mengsel van soortgelijke vloeistoffen, zoals kerosine (C6-C15 alifaten);
- mengsel van verschillende vloeistoffen, zoals benzine (C4-C12 alifaten) plus aromaten (BTEX);
- mengsel van verschillende vloeistoffen en vaste stoffen, zoals creosoot (minerale olie plus fenolen en polycyclische aromaten);
- mengsel van vloeistoffen die verschillen in dichtheid ten opzichte van water, zoals minerale olie met perchloorethyleen (PER). De dichtheid van het mengsel is afhankelijk van de samenstelling.

Zinklagen

Stoffen die zwaarder zijn dan water kunnen zinklagen vormen. Zinklagen zijn beduidend moeilijker aan te tonen, of aan te tonen dat ze niet aanwezig zijn, dan drijf- of zinklagen. Dit komt, omdat ze vaak een grillig verspreidingspatroon vertonen. In zandgronden kunnen ze relatief snel

in verticale richting naar beneden verplaatsen, zich op ondoorlaatbare lagen horizontaal verspreiden totdat ze 'doorbreken' en zich in onderliggende zandlagen weer verticaal naar beneden bewegen.

Een aanwijzing dat er mogelijk sprake is van een drijfslag is het type contaminant. Zinklagen treden met name op in geval van de aanwezigheid van vluchtige alifatische chloorkoolwaterstoffen (VOCs). Dit zijn verbindingen met een open koolstofketen (geen ringstructuren), met één of meer chlooratomen. De meest voorkomende VOCs in grondwater zijn tetra- of perchlooretheen (PER), trichlooretheen (TRI), 1,1,1-trichloorethaan (TCA) en 1,2-dichloorethaan (1,2-DCA). Daarnaast kan in grondwater het als aardappelontsmettingsmiddel toegepaste 1,2-dichloorpropan (1,2-DCP) en 1,3-dichloorpropeen, en stoffen als dichloormethaan (DCM) en tetrachloormethaan (TETRA) worden genoemd (SKB, 2007). Het is ingewikkeld om de positie en omvang van een zinklaag vast te stellen.

Details voor het identificeren van drijf- of zinklagen zijn gegeven in Van der Haar (1999).

3.9 Modelberekeningen

Voor berekening van de stroming van water en het transport van contaminanten in de ondergrond (verzadigde zone) bestaan diverse analytische en numerieke modellen. Dat geldt zowel voor lateraal transport (paragraaf 3.3), opwaarts transport (paragraaf 3.5), transport van grondwater naar oppervlaktewater (paragraaf 3.6) en transport naar drinkwaterputten (paragraaf 2.3.4). Analytische modellen zijn eenvoudiger en voor toepassing zijn meestal minder inputparameters nodig. Voor toepassing van deze analytische modellen moeten voor de opbouw van de ondergrond en voor de beschrijving van de stromings- en transportprocessen een aantal vereenvoudigingen worden aangenomen en randvoorwaarden worden gesteld. Er bestaan diverse overzichten van analytische oplossingen voor grondwaterstroming (bijvoorbeeld Bruggeman, 1999; Grondwaterformules.nl, 2021) en voor transport van contaminanten (bijvoorbeeld Leij et al., 1991; Wexler, 1989).

Als niet aan deze specifieke randvoorwaarden voor het gebruik van analytische modellen kan worden voldaan, is toepassing van een numeriek model te overwegen. Deze modellen zijn ingewikkelder en hebben vaak meer inputdata nodig. Met numerieke modellen is er echter meer variatie in bodemopbouw en een meer complexe beschrijving van stromings- en transportprocessen en randvoorwaarden mogelijk. Bovendien resulteren deze modellen vaak in een meer nauwkeurige berekening van concentraties op een specifieke locatie of van een doorbraakcurve (ontwikkeling van de concentraties in de tijd op een specifieke locatie). Numerieke modellen passen in Stap 3 van de RTBgrondwater. Analytische oplossingen kunnen vaak worden toegepast in Stap 2 van RTBgrondwater als conservatieve benadering, maar zijn voor sommige beschermdoelen pas in Stap 3 aan de orde. In sommige gevallen is het raadzaam het gebruik van modellen aan experts uit te besteden.

Het is niet mogelijk, noch zinvol, een overzicht van geschikte modellen op te stellen om zicht te krijgen op (het verloop in de tijd van) concentraties op een specifieke locatie. Een overzicht van mogelijk geschikte modellen biedt het Nederlands Hydrologisch Instrumentarium (NHI) (NHI, 2021). Dit is de verzameling van software en data voor onder anderen het ontwikkelen van grondwatermodellen voor Nederland op landelijke en regionale schaal. Het NHI is bedoeld om de kennis van specialisten bij waterbeheerders, instituten en adviesbureaus te bundelen om te komen tot kwalitatief goede instrumenten en data. In Bijlage E van deze rapportage is nadere informatie over het NHI opgenomen.

Voor de schematisatie van de ondergrond kan het GeoTOP-lagenmodel gebruikt worden, dat een gedetailleerd driedimensionaal beeld van de ondergrond geeft van Nederland tot een diepte van maximaal 50 meter onder NAP (Stafleu et al., 2019; BROloket, 2021). GeoTOP verdeelt de ondergrond in miljoenen pixels (cellen) van 100 bij 100 meter in de horizontale richting en 50 centimeter verticaal. GeoTOP is een subregionaal ondergrondmodel met een gebruiksschaal die past bij toepassingen op provinciaal, gemeentelijk of wijkniveau. Deze gebruiksschaal is vergelijkbaar met de schaal van 1:50.000 die bij Geologische Kaart van Nederland gehanteerd werd. Bij ondergrondvraagstukken op een grotere schaal (straatniveau of individuele gebouwen) kan GeoTOP dienen als raamwerk waarbinnen meer detail kan worden aangebracht. Bij de schematisatie van de ondergrond voor (regionale) grondwatermodellen kan daarnaast het REGIS.II lagenmodel (DINOloket) gebruikt worden. Hierin staan de watervoerende en slecht doorlatende lagen weergegeven met ranges van geohydrologische parameters.

3.10 Monitoring

Om grip te krijgen op de verspreiding van contaminanten kan ook gebruik worden gemaakt van meet- en monitoringsgegevens. Dit kan op twee manieren. Ten eerste kunnen de meeste relevante inputparameters worden bepaald. De identificatie van deze parameters kan op basis van inzicht of met behulp van een gevoeligheids-/onzekerheidsanalyse worden bepaald. Alhoewel het van het type stromingspatroon afhangt wat de meest gevoelige inputparameters zijn voor het eindresultaat (Swartjes et al., 1993; Tiktak et al., 1994), zijn in veel gevallen de volgende inputparameters belangrijk:

- hydraulische doorlaatbaarheid van de waterverzadigde ondergrond (m/ jr);
- de retardatiefactor (-);
- de afbraakconstante (1/dag)

De hydraulische doorlaatbaarheid van de waterverzadigde ondergrond kan weliswaar worden gemeten, maar is vaak goed te schatten op basis van het bodemmateriaal in de ondergrond. De beide andere genoemde inputparameters, de retardatiefactor en de afbraakconstante, zijn juist moeilijk te schatten en zijn vaak cruciaal voor de berekening van de concentratie van een contaminant in grondwater in de tijd.

In principe kan de retardatiefactor voor metalen worden berekend. Omdat deze berekening voor metalen en organische stoffen (met name de bepaling van de adsorptiefactor) relatief onzeker is, kan ook een tijdsreeks van concentraties van een contaminant worden gemeten op meerdere locaties. Hieruit kan de retardatiefactor worden afgeleid, door de snelheid van verplaatsing van een contaminant te vergelijken met die van water of van een tracer.

De adsorptie kan ook worden gemeten op basis van standaardmethoden (d.w.z. OESO-testrichtlijn 106, adsorptie/desorptie of met behulp van een Batch-evenwichtsmethode). Adsorptiecoëfficiënten verkregen door vers te *spiken* monsters leveren over het algemeen lagere adsorptiecoëfficiënten op dan verontreinigde monsters die genomen zijn op locatie.

De bepaling van de actuele afbraakconstante is ingewikkeld, omdat deze afhangt van:

- de biobeschikbaarheid van de contaminant (afbraak vindt voornamelijk in de oplosbare fase plaats);
- de aanwezigheid van oxidanten als zuur of stikstof;
- de redoxpotentiaal;
- de aanwezig micro-organismen.

Daar komt bij dat tijdens transport er meerdere zones in de ondergrond worden gepasseerd door de contaminanten, waarbij in iedere zone andere fysisch -chemische omstandigheden kunnen heersen.

De afbraakconstante kan op basis van tijdsreeks van concentraties van een contaminant worden gemeten. Het voordeel van monitoringsdata is dat deze het effect van alle genoemde factoren die invloed hebben op de afbraak gecombineerd vertegenwoordigen. Het nadeel is dat er op basis van monitoringsdata minder mogelijkheden zijn voor extrapolatie naar andere zones in de ondergrond en naar de toekomst, zeker als er in de toekomst omstandigheden zullen wijzigen die de afbraak beïnvloeden.

De tweede wijze van gebruik maken van meet- en monitoringsgegevens is in feite een variant van de eerste wijze. Het gaat hierbij om een uitgebreide meetcampagne in de tijd, en analyse van concentraties in grondwater. Op basis hiervan kan soms een schatting worden gemaakt van toekomstige ontwikkelingen van de concentratie in ruwwater. Dit zonder dat er modellen gebruikt worden. Het voordeel van monitoringsdata is dat deze het effect van alle genoemde transportprocessen gecombineerd vertegenwoordigen. Het nadeel is dat er op basis van monitoringsdata minder mogelijkheden zijn voor extrapolatie naar de toekomst, zeker als er in de toekomst omstandigheden zullen wijzigen die het transportproces beïnvloeden.

Toepassing in de RTBgrondwater

In hoofdstuk 4 ('Procedure') wordt de wijze waarop de RTBgrondwater werkt beschreven.

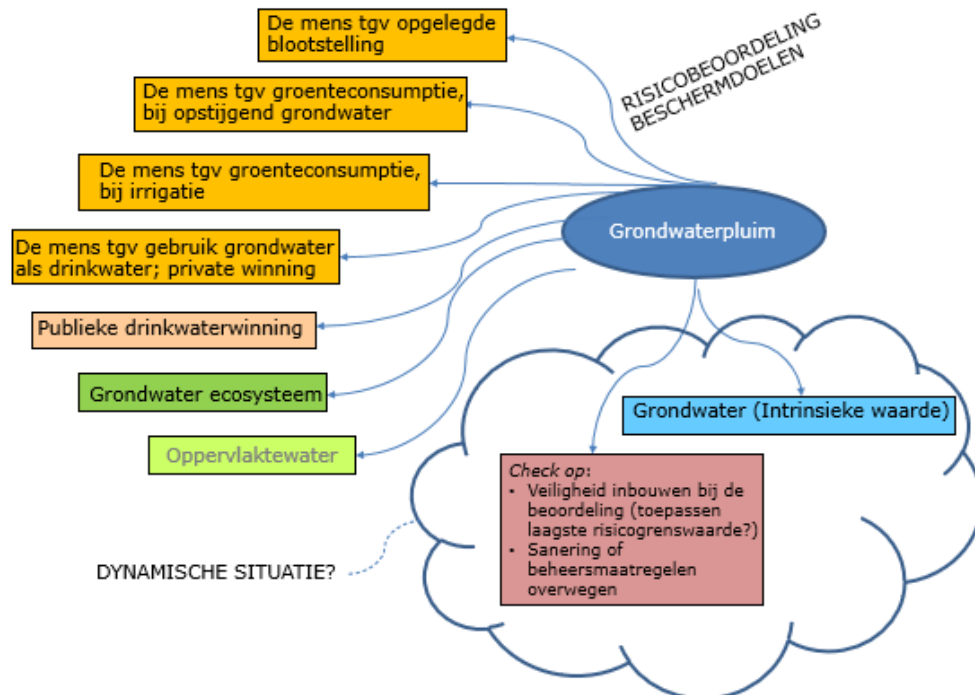
In hoofdstuk 5 t/m 8 wordt per beschermdoel de beoordeling van risico's **zoals opgenomen in de RTBgrondwater** nader uitgewerkt.

In hoofdstuk 9 wordt de dynamische situatie besproken.

4 Procedure RTBgrondwater

4.1 Schematische weergave

De RTBgrondwater is toe te passen op basis van een softwarepakket (beslissingsondersteunend systeem), dat als bèta-versie online beschikbaar is (<https://www.risicotoolboxbodem.nl/grondwater>⁴). In Figuur 4.1 is een schematische weergave van de onderdelen in de RTBgrondwater weergegeven. Linksboven zijn de zeven beschouwde beschermdoelen opgenomen. En rechtsonder is de dynamische situatie weergegeven, welke los staat van beschermingsdoelen, met uitzondering van grondwater zelf (de intrinsieke waarde van grondwater).



Figuur 4.1 Schematische weergave van de onderdelen in de RTBgrondwater (linksboven risicobeoordeling zeven beschermdoelen (Oppervlaktewater vooralsnog niet geïmplementeerd); rechtsonder beoordeling dynamische situatie).

⁴ Oppervlaktewater als beschermdoel is in deze bèta-versie nog niet geïmplementeerd, omdat afstemming nodig is met andere instrumenten die voor dit doel beschikbaar zijn.

Risico's ten gevolge van gebruik van grondwater en zonder dat er sprake is van gebruik van grondwater

De RTBgrondwater richt zich op risico's als gevolg van gebruik van grondwater en risico's voor mens en milieu, zonder dat er sprake is van gebruik. Grondwater kan worden gebruikt als:

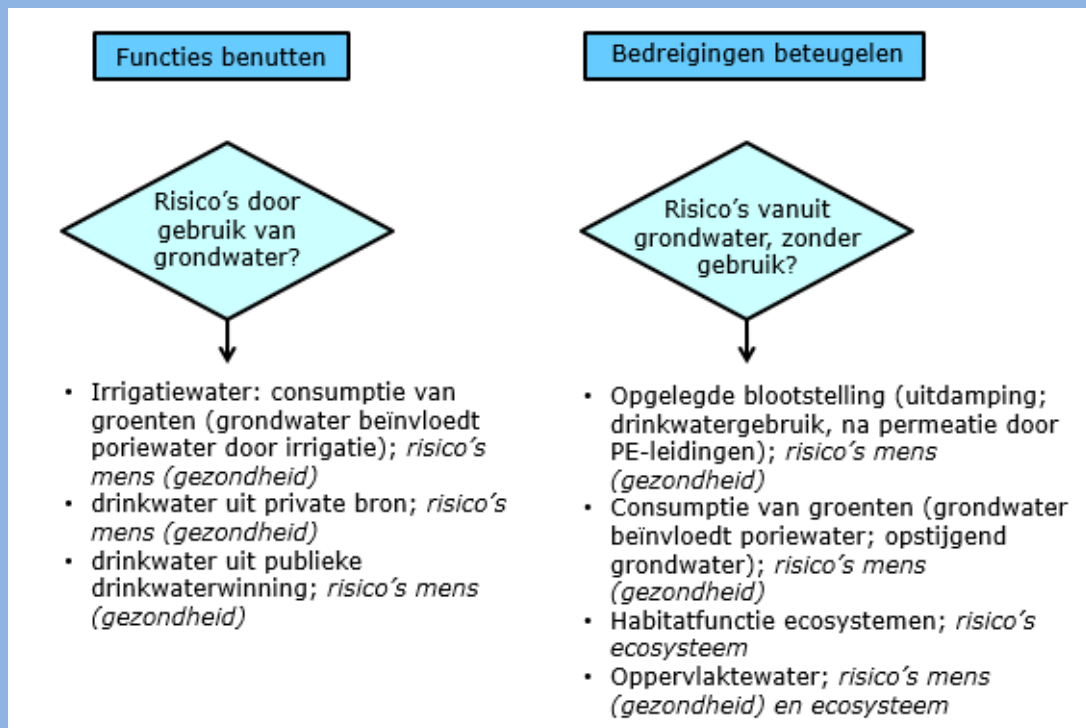
- irrigatiewater;
- drinkwater uit private onttrekking;
- drinkwater uit publieke drinkwaterwinning.

Voor deze gebruiksfuncties is de mens (gezondheid) het beschermdoel.

Er kan sprake zijn van risico's voor mens en milieu ten gevolge van contaminanten in grondwater, zonder dat er sprake is van gebruik, in de volgende gevallen:

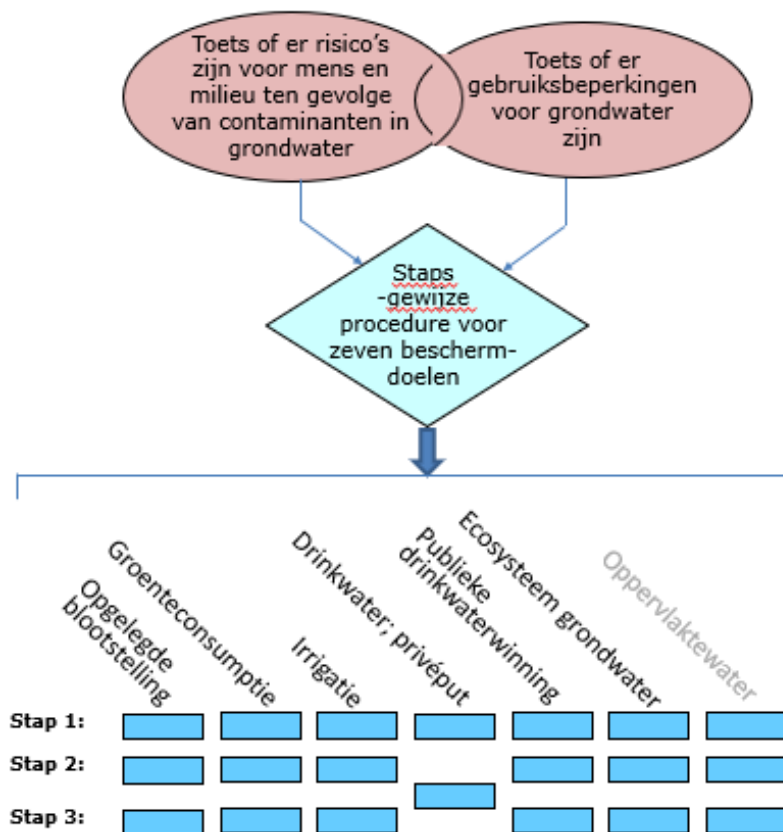
- opgelegde blootstelling (blootstelling vanuit grondwater, met name door uitdamping van stoffen en ten gevolge van permeatie van contaminanten door drinkwaterleidingen);
- blootstelling door consumptie van groenten, waarbij de groenten contaminanten uit het grondwater hebben opgenomen.
- blootstelling van organismen in grondwater;
- blootstelling van aquatische organismen in oppervlaktewater en indirect blootstelling van de mens door visconsumptie.

Er wordt wel gezegd: 'de RTBgrondwater ondersteunt bij het benutten van functies van grondwater en het beteugelen van bedreigingen vanuit grondwater' (zie onderstaande figuur).



Type beoordelingen in de RTBgrondwater: voor functies benutten (links) en bedreigingen beteugelen (rechts)

De RTBgrondwater is opgebouwd als een stapsgewijze procedure, met drie (soms twee) stappen. Voor de drie (of twee) stappen is voor alle zeven beschermdoelen of typen gebruik van grondwater een module opgenomen. Dit geldt eveneens voor de beoordeling van de dynamische situatie, die uit drie stappen is opgebouwd. Dit is geïllustreerd in Figuur 4.2, waarin de modules voor alle zeven typen gebruik van grondwater of beschermdoelen en voor de dynamische situatie weergegeven zijn (blauwe boxen), voor alle drie de stappen.



Figuur 4.2 Weergave van modules in de RTBgrondwater voor alle zeven beschermdoelen of typen gebruik van grondwater en voor alle drie de stappen (Oppervlaktewater nog niet geïmplementeerd in de RTBgrondwater)

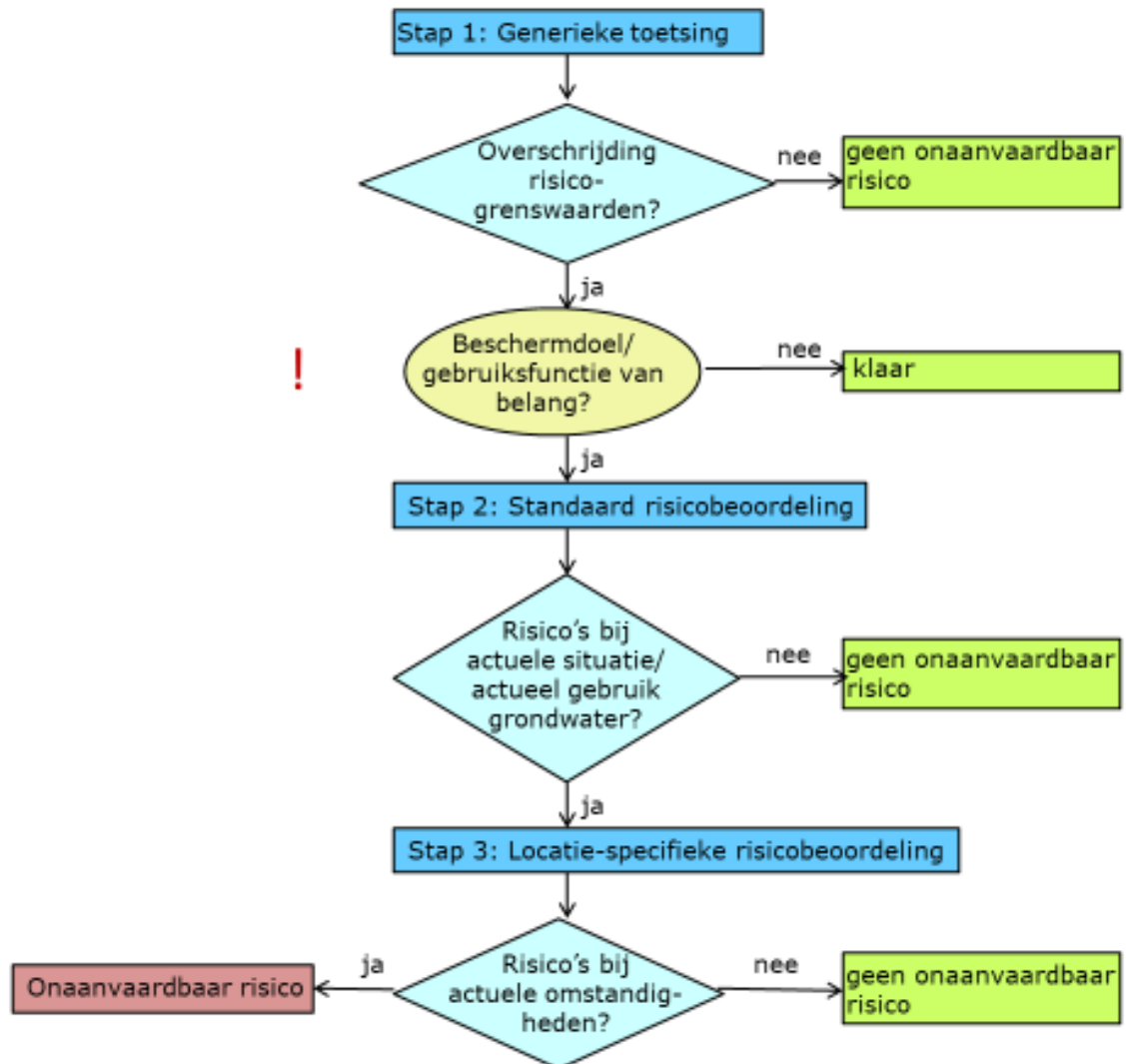
■ module ontwikkeld in het kader van de RTBgrondwater.

De toetsing of er beperkingen zijn voor gebruik van grondwater en de toetsing van risico's voor mens en milieu als gevolg van contaminanten in grondwater (zonder dat er sprake is van gebruik) vertonen overlap. Immers, bij de beoordeling van het gebruik van grondwater als drinkwater gaat het om het beschermdoel de mens (gezondheid). Dit heeft daarom raakvlakken met de beoordeling van risico's voor de mens, waarbij er geen sprake is van gebruik van grondwater. Om deze reden overlappen de ovals in Figuur 4.2.

De modules zijn specifiek ontwikkeld in het kader van de RTBgrondwater. Daarbij werd gebruik gemaakt van de verkenning en methodiekontwikkeling voor de afleiding van functiespecifieke risicogrenswaarden voor grondwaterkwaliteit (Otte et al., 2013;

Swartjes en Otte, 2017). In Otte et al. (2013) werd de ontwikkeling van een risicotoolbox voor grondwater voorgesteld.

De stapsgewijze beoordeling voor een specifiek beschermdoel is in meer detail weergegeven in Figuur 4.3.



Figuur 4.3 De stapsgewijze beoordeling voor een specifiek beschermdoel in meer detail.

De drie stappen zijn als volgt:

- generieke toetsing;
- standaard risicobeoordeling;
- locatie-specifieke risicobeoordeling.

In iedere stap wordt de beoordeling minder conservatief, locatie-specifieker en daarom bewerkelijker. Als in een stap de kwalificatie 'onaanvaardbaar risico' niet kan worden uitgesloten, dient de volgende stap te worden gevolgd. Het idee van een dergelijk stapsgewijze procedure is: 'simpel als het kan, complex als het moet'.

Na Stap 1 vindt een belangrijke additionele actie plaats. Daarbij dient bij overschrijding van de risicogrenswaarde het bevoegd gezag te bepalen of het betreffende beschermdoel of de betreffende gebruiksfunctie van belang wordt geacht. Alleen als dit het geval is, wordt de beoordeling in Stap 2 vervolgd. Ter illustratie wordt hier wederom de gebruiksfunctie 'gebruik van grondwater als drinkwater, uit private onttrekking' genoemd. Als de grondwaterpluim zich onder een industriegebied bevindt waar realisatie van de gebruiksfunctie drinkwaterwinning niet realistisch is, kan het bevoegd gezag deze gebruiksfunctie 'niet van belang' achten. In dat geval wordt de beoordeling voor die vorm van gebruik gestaakt. In geval van een grondwaterpluim in het landelijk gebied kan het bevoegd gezag deze gebruiksfunctie wel van belang achten. In andere gevallen kan het bevoegd gezag de functie toch van belang achten, ook als deze niet direct relevant is. Dat kan worden gezien als een invulling van het voorzorgprincipe. In deze beide laatste gevallen wordt de beoordeling gecontinueerd in Stap 2 (en eventueel Stap 3). Voor het beschermdoel 'de mens, als gevolg van opgelegde blootstelling' speelt de vraag niet of dit beschermdoel van belang is. Voor het beschermdoel 'publieke drinkwaterwinning' is de vraag of dit beschermdoel van belang is eveneens niet aan de orde, omdat dit beschermdoel altijd relevant is. Deze moet vanuit de zorgplicht altijd beschermd te worden. Echter vindt in de RTBgrondwater beoordeling van de grondwaterkwaliteit vanuit het perspectief van de publieke drinkwaterwinning alleen plaats binnen een grondwaterbeschermingsgebied. Immers is de contaminant dan tenminste 25 jaar onderweg voordat het de drinkwaterputten bereikt. Als een grondwaterpluim zich niet binnen een grondwaterbeschermingsgebied bevindt, wil dat niet zeggen dat de grondwaterpluim nooit een probleem voor de drinkwatervoorziening zal gaan geven. Het beperken van de beoordeling voor grondwaterpluimen binnen grondwaterbeschermingsgebieden is gedaan, omdat het niet doelmatig is overal in Nederland een beoordeling van grondwater aan de hand van de relatief strenge drinkwaterkwaliteitseisen uit te voeren.

De beslissing of het bevoegd gezag de betreffende gebruiksfunctie van grondwater van belang acht, zou in principe ook voorafgaand aan de beoordeling in Stap 1 kunnen worden gemaakt. In de RTBgrondwater vindt dit echter na Stap 1 plaats, zodat het bevoegd gezag los van het belang inzicht verkrijgt in de mogelijke risico's die met de gebruiksfunctie van grondwater samenhangen. Op grond van de mogelijkheden kan het bevoegd gezag immers specifieke keuzes maken.

De stapsgewijze beoordeling, zoals opgenomen in de RTBgrondwater, wordt voor de zeven beschermdoelen beschreven in hoofdstukken 5 t/m 8.

4.2 Dynamische situatie

Los van beschermdoelen, moet er een signaal afgegeven worden als er zich een grote massa aan contaminanten in het grondwater snel verspreidt. Daarom dient, als er bij de generieke toetsing in Stap 1 tenminste één risicogrenswaarde wordt overschreden en aan het volumecriterium van 100 m³ verontreinigd porieverzadigd ondergrondvolume wordt voldaan, tevens te worden getoetst of er

sprake is van een dynamische situatie (zie hoofdstuk 9). Dit gebeurt eveneens op basis van een stapsgewijze procedure. Dit is vergelijkbaar met de beoordeling van een onbeheersbare situatie in de circulaire bodemsanering vanaf 2006.

De beschrijving van de stapsgewijze beoordeling voor de dynamische situatie staat centraal in hoofdstuk 9.

4.3 Generieke toetsing (Stap 1)

4.3.1

Risicogrenswaarden

In het kader van de Wet bodembescherming werden sinds 1994 risicogrenswaarden afgeleid voor de vaststelling van interventiewaarden. Hierbij werden de beschermdoelen mens en ecosysteem beschouwd. Omdat het bodembeleid de bescherming van mens, plant en dier voorschrijft, werd de laagste risicogrenswaarde (mens of ecosysteem) bepalend voor de hoogte van de interventiewaarde. Immers, met deze keuze wordt zowel de mens als het ecosysteem beschermd. Otte et al. (2013) en Swartjes en Otte (2017) beschreef een verkenning en methodiekontwikkeling voor functie-specifieke risicogrenswaarden. Hierbij werden niet alleen verschillende functies van en bedreigingen vanuit grondwater gehanteerd, maar werd bij de beoordeling van de grondwaterkwaliteit ook rekening gehouden met het (bovengrondse) bodemgebruik en verschillende beschermingsniveaus. De verschillende beschermingsniveaus zouden bijvoorbeeld kunnen worden toegepast binnen en buiten een beheergebied, in geval van gebiedsgericht grondwaterbeheer.

Binnen de Omgevingswet is ruimte voor een functie-specifieke benadering. De reden hiervoor is dat bij gebruik van een norm als de interventiewaarde alle functies beschermd zijn en er binnen de Omgevingswet juist keuzes voor functies en beschermdoelen gemaakt moeten kunnen worden die regionaal van belang zijn. Bovendien is het bij toepassing van de interventiewaarde voor een specifieke contaminant vaak niet inzichtelijk wat voor type risicogrenswaarde voor de interventiewaarde doorslaggevend is (de laagste risicogrenswaarde heeft) en dus ook niet wat het meest kritische beschermdoel is. Het hanteren van functie-specifieke risicogrenswaarden biedt transparantie in voor welke beschermdoelen er mogelijk onaanvaardbare risico's zijn. Op basis van een functie-specifieke benadering kan het bevoegd gezag keuzes maken voor de functies die van belang worden geacht. De RTBgrondwater biedt het instrumentarium voor de ondersteuning voor de beoordeling in hoeverre die functies verantwoord kunnen worden vervuld en of er beheersmaatregelen nodig zijn.

In Stap 1 wordt in de RTBgrondwater een generieke beoordeling uitgevoerd door toetsing van de gemeten 'representatieve' concentratie van contaminanten in het grondwater aan zogenaamde risicogrenswaarden. Risicogrenswaarden zijn kritische concentraties in grondwater, uitgedrukt in µg/L, gericht op een specifiek beschermdoel. Naar analogie van de voorgaande circulaire bodemsanering wordt een volumecriterium gehanteerd. Daarbij kan het risico in Stap 1 niet worden uitgesloten (in de circulaire bodemsanering: er is sprake van een ernstige bodemverontreiniging) indien voor ten minste één stof de

gemiddelde gemeten concentratie in minimaal 100 m³ poriënverzadigde bodemvolume hoger is dan de risicogrenswaarde (in de circulaire bodemsanering: dan de interventiewaarde).

Aansluitend bij het al of niet gebruiken van grondwater, zijn er twee typen risicogrenswaarden. Het eerste type risicogrenswaarden is van toepassing op het gebruik van grondwater (RGWgebruik). Als zo'n risicogrenswaarde niet wordt overschreden, of in een kleiner volume dan 100 m³ poriënverzadigd bodemvolume, is er geen sprake van een onaanvaardbaar risico bij gebruik van het grondwater voor een specifiek doel. Voorbeelden van gebruik van grondwater zijn 'drinkwaterconsumptie uit private onttrekking' en 'gebruik als irrigatiewater'. Bij het tweede type risicogrenswaarden is geen sprake van gebruik van grondwater, maar kan de mens of het ecosysteem toch worden blootgesteld aan contaminanten (RGWopgelegd). Hierbij is sprake van een 'opgelegd risico'. Dit betreft met name blootstelling van de mens door uitdamping van vluchtige stoffen en blootstelling van het ecosysteem dat in het grondwater resideert. Als zo'n risicogrenswaarde niet wordt overschreden, of in een kleiner volume dan 100 m³ poriënverzadigd bodemvolume, is er voor het betreffende beschermdoel geen sprake van een onaanvaardbaar risico voor de mens of het ecosysteem.

Als een specifieke risicogrenswaarde wel wordt overschreden in minimaal 100 m³ poriënverzadigd bodemvolume, kan het bevoegd gezag een standpunt innemen over het belang van het betreffende gebruik van grondwater (RGWgebruik) of van het betreffende beschermingsobject (RGWopgelegd), gegeven de locatie. Als dit van belang gevonden wordt, moet in Stap 2 het risico in meer detail worden beoordeeld. Indien een risicogrenswaarde wordt overschreden is het dus niet zo dat de functie niet vervuld kan worden of dat er een onaanvaardbaar risico is. Het betekent dat de functie *mogelijk* niet vervuld kan worden of dat er *mogelijk* een onaanvaardbaar risico is. Dit dient in Stap 2 (en eventueel Stap 3) van de RTBgrondwater nader te worden onderzocht.

4.3.2

Gevoelige situaties

In de Circulaire bodemsanering werden zogenaamde 'gevoelige situaties' onderscheiden. Dit zijn situaties waarbij mogelijk onaanvaardbare risico's zijn, terwijl de concentraties in grondwater de interventiewaarden grondwater niet overschrijden. In dergelijke gevallen moest ondanks dat de interventiewaarden grondwater niet werd overschreden, nadere aandacht besteed worden aan het mogelijke risico. Gevoelige functies werden alleen benoemd voor de grond en niet voor grondwater. Echter kon de (publieke) drinkwaterwinning als gevoelige situatie voor grondwater worden beschouwd. Met name in die gevallen waar de interventiewaarde binnen een grondwaterbeschermingsgebied niet werden overschreden, maar de drinkwaterkwaliteitsnorm wel, kon er reden zijn om nader op de risico's voor de drinkwaterwinning in te gaan. Omdat in de RTBgrondwater alle beschermdoelen separaat worden beschouwd, inclusief gevoelige beschermdoelen als de drinkwaterwinning, is een vervolgstap in geval van gevoelige situaties niet meer nodig. Uiteraard dient te allen tijde te worden nagegaan bij gebruik van de RTBgrondwater of de beoordeling

passend is bij de situatie. Als er bijvoorbeeld meerdere grondwaterpluimen voorkomen waarin de risicogrenswaarden niet worden overschreden of het volumecriterium niet wordt overschreden, kan er toch sprake zijn van een onaanvaardbaar risico. Dit kan bijvoorbeeld het geval zijn als er in een grondwaterbeschermingsgebied meerdere grote pluimen zijn met relatief lage concentraties, zodat de totale vracht in de richting van de drinkwateronttrekking hoog is. In een dergelijk geval moet worden nagegaan of de RTBgrondwater van toepassing is, of dat deze 'op creatieve wijze' moet worden toegepast of dat er maatwerk nodig is waar de RTBgrondwater wel of niet ondersteuning kan bieden.

4.4 Triggerwaarde

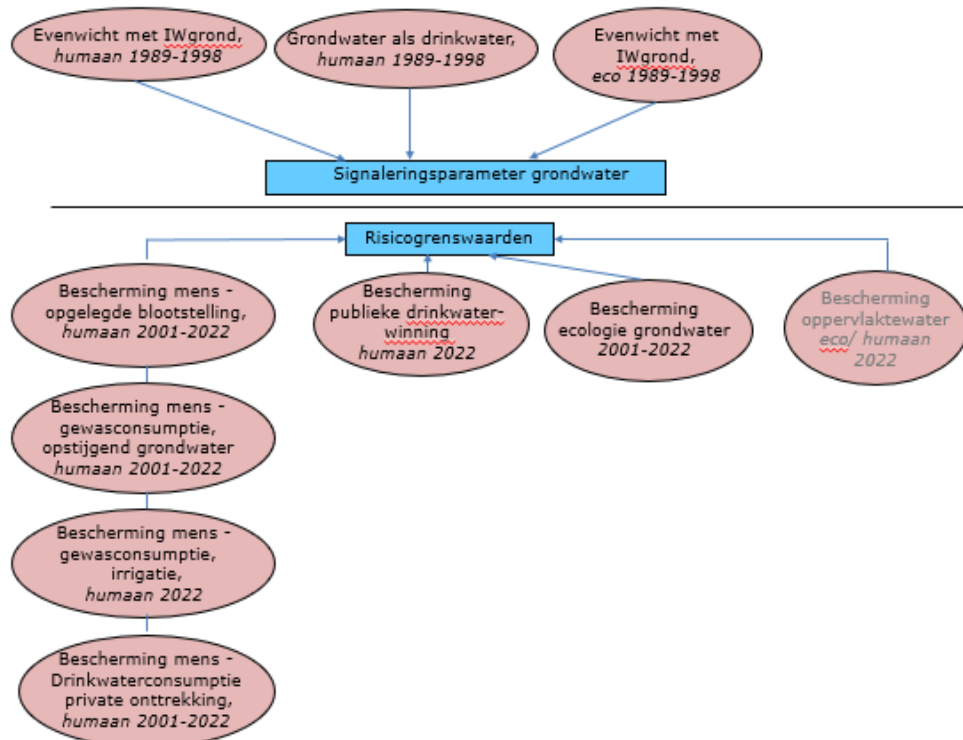
4.4.1

Signaleringsparameter

Zoals geformuleerd in het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet (Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet (2020) functioneert de *signaleringsparameter* als triggerwaarde voor beoordeling van de grondwaterkwaliteit: 'Deze signaleringsparameters zijn indicatoren waarmee de lokale grondwaterkwaliteit nader wordt beoordeeld. Indien bij een (historische) grondwaterverontreiniging de signaleringsparameters worden overschreden, wordt beoordeeld of het treffen van een saneringsmaatregel noodzakelijk is'. Met andere woorden, de signaleringsparameter is de formele triggerwaarde voor toepassing van de RTBgrondwater. De signaleringsparameter is eveneens opgenomen in het Besluit Kwaliteit Leefomgeving (Besluit Kwaliteit Leefomgeving, 2021), bijlage Vd). De toepassing van de RTBgrondwater is veel breder dan de noodzaak van saneringsmaatregelen identificeren, maar dit is er wel een onderdeel van. De signaleringsparameters zijn gelijk aan de interventiewaarden en opgenomen in Bijlage F van deze rapportage (Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet (2020); bijlage Vd).

De signaleringsparameters grondwaterkwaliteit zijn op andere risicogrenswaarden gebaseerd dan de in de RTBgrondwater gehanteerde risicogrenswaarden. Dat geldt voor de betekenis van de risicogrenswaarden en de beschouwde beschermdoelen. Dat komt omdat de aan de signaleringsparameters ten grondslag liggende risicogrenswaarden in een andere periode zijn afgeleid (zie Figuur 4.4).

Als gevolg zijn er risicogrenswaarden die lager zijn dan de signaleringsparameters. En zijn er in de RTBgrondwater additionele beschermdoelen opgenomen ten opzichte van de interventiewaarden. Om die reden wordt aanbevolen de RTBgrondwater ook te gebruiken als er geen signaleringsparameters worden overschreden!



Figuur 4.4 Risicogrenswaarden (in roze ovalen) als basis voor de signaleringsparameters grondwater (boven) en in de RTBgrondwater gehanteerde risicogrenswaarden (onder) en de periode waarbinnen deze zijn afgeleid.

Uitleg:

Risicogrenswaarden als basis van de signaleringsparameter grondwater:

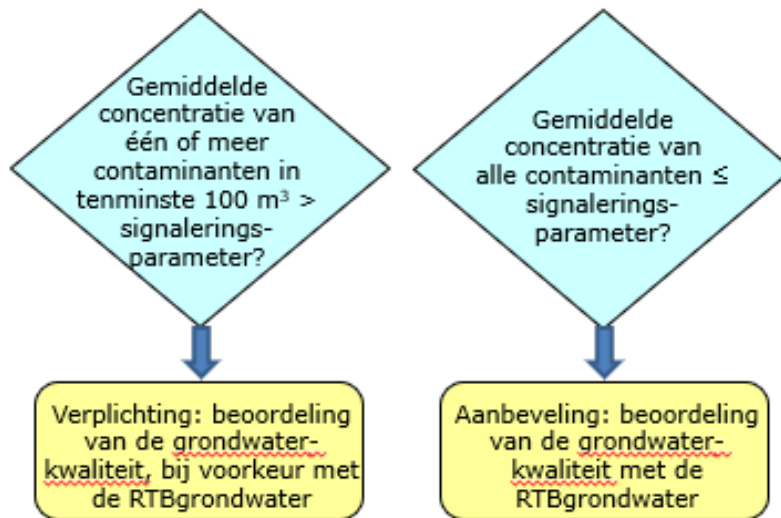
- Evenwicht met IWgrond, *humaan 1989 - 1998*: de concentratie in grondwater die in evenwicht is met de concentratie in grond gelijk aan de interventiewaarde grond, waarbij de interventiewaarde grond gebaseerd is op gezondheidsrisico's (zoals afgeleid in de periode 1989-1998).
- Grondwater als drinkwater, *humaan 1989 - 1998*: de concentratie in grondwater, waarbij indien deze concentratie niet wordt overschreden bij levenslange directe consumptie van dat grondwater onaanvaardbare risico's kunnen worden uitgesloten (zoals afgeleid in de periode 1991-1998).
- Evenwicht met IWgrond, *eco 1989 -1998*: de concentratie in grondwater die in evenwicht is met de concentratie in grond gelijk aan de interventiewaarde grond, waarbij de interventiewaarde grond gebaseerd is op ecologische risico's (zoals afgeleid in de periode 1989-1998).

Risicogrenswaarden als basis voor de RTBgrondwater:

- **Bescherming mens - opgelegde blootstelling, humaan 2001-2022:** de concentratie in grondwater waarbij indien deze concentratie niet overschreden wordt onaanvaardbare risico's voor de mens zonder dat deze grondwater bewust gebruikt kunnen worden uitgesloten (op basis van data en methodieken, zoals afgeleid in de periode 2001-2022).
- **Bescherming mens - gewasconsumptie, opstijgend grondwater, humaan 2022:** de concentratie in grondwater, waarbij indien deze concentratie niet overschreden wordt onaanvaardbare risico's voor de mens bij levenslange directe consumptie van groenten geteeld op een bodem die door opstijgend grondwater worden beïnvloed kunnen worden uitgesloten (op basis van data en methodieken, zoals afgeleid in de periode 2001-2022).
- **Bescherming mens - gewasconsumptie, irrigatie, humaan 2022:** de concentratie in grondwater, waarbij indien deze concentratie niet overschreden wordt onaanvaardbare risico's voor de mens bij levenslange directe consumptie van groenten geteeld op een bodem die door irrigatie worden beïnvloed kunnen worden uitgesloten (op basis van data en methodieken, zoals afgeleid in 2022).
- **Bescherming mens – drinkwaterconsumptie uit private onttrekking, humaan 2001-2022** de concentratie in grondwater, waarbij indien deze concentratie niet wordt overschreden bij levenslange directe consumptie van dat grondwater onaanvaardbare risico's kunnen worden uitgesloten (op basis van data en methodieken, zoals afgeleid in de periode 2001-2021).
- **Bescherming publieke drinkwaterwinning, humaan 2022:** de concentratie in grondwater, waarbij indien deze concentratie niet overschreden wordt er wordt voldaan aan drinkwaterkwaliteitseisen (op basis van normen geldend in 2022).
- **Bescherming ecologie grondwater 2001-2022:** de concentratie in grondwater, waarbij tenminste 50% van de soorten en processen beschermd is (zoals afgeleid in de periode 2001-2022).
- **Bescherming oppervlaktewater, eco/ humaan 2022:** de concentratie in grondwater, waarbij indien deze concentratie niet overschreden er wordt voldaan aan de kwaliteitseisen voor oppervlaktewater (op basis van normen geldend in 2022).

Bijlage G geeft details over de relatie tussen de risicogrenswaarden die ten grondslag liggen aan de signaleringsparameters (interventiewaarden) en die in de RTBgrondwater.

De toepassing van de RTBgrondwater in relatie tot de signaleringsparameter is samengevat in Figuur 4.5.



Figuur 4.5 Toepassing van de RTBgrondwater in relatie tot de signaleringsparameter.

4.4.2 Laagste risicogrenswaarde als triggerwaarde

Voordat beoordeling op basis van risicogrenswaarden plaatsvindt, zou er in de RTBgrondwater een toetsing plaats kunnen vinden op basis van de laagste van alle risicogrenswaarden (het principe van de voormalige interventiewaarde). Deze waarde zou dan als triggerwaarde kunnen dienen voor gebruik van de RTBgrondwater. Als deze laagste waarde niet overschreden wordt, is er geen enkele beperking voor gebruik van grondwater en is er geen sprake van risico's. Als deze triggerwaarde immers niet wordt overschreden, wordt aan alle risicogrenswaarden voldaan. Als deze laagste waarde wel wordt overschreden, dan zou nader moeten worden onderzocht voor welke beschermdoelen er sprake is van mogelijke onaanvaardbare risico's. Het gebruik van een dergelijke triggerwaarde heeft dan als doel om voor de gevallen waar grondwater praktisch schoon is, dit via simpele beoordeling aan te kunnen tonen. Om een aantal redenen vindt er in de RTBgrondwater echter geen toetsing plaats op basis van de laagste van alle risicogrenswaarden als triggerwaarde:

- Toetsing op basis van alle beschermdoelen geeft een overzichtelijk beeld van overschrijding van de risicogrenswaarden. Een voorafgaande toetsing op basis van de laagste risicowaarde draagt niet substantieel bij aan een meer eenvoudige beoordeling.
- De beschermdoelen hebben voor wat betreft de noodzaak tot bescherming een andere status dan in het geval met beoordelingsmethodieken onder de Wet bodembescherming. Op de risico's voor sommige beschermdoelen heeft de mens invloed, bijvoorbeeld dat men de keuze kan maken grondwater wel of niet voor een bepaald doel (irrigatiewater, privéput) te gebruiken. Op andere risico's heeft de mens geen directe invloed, zie Tabel 4.1. Deze tabel laat de invloed van de mens door beheersmaatregelen (bijvoorbeeld sanering) buiten beschouwing. Voor die beschermdoelen waar de mens invloed heeft op de risico's, kan het bevoegd gezag een keuze maken of deze van belang zijn of niet. Voor risicogrenswaarden die aan het gebruik van

grondwater gerelateerd zijn, is het immers mogelijk deze gebruiksfunctie niet van belang te achten. Dan is bescherming alleen relevant als de gebruiksfunctie inderdaad actueel is of gewenst is.

- Bescherming van de drinkwaterfunctie en oppervlaktewater is aan wettelijke kaders gekoppeld en is altijd 'van belang'.

Tabel 4.1 Mogelijkheid voor invloed hebben op de risico's (afgezien van beheersmaatregelen).

Beschermdoel	Risico tgv:	Gebruik Grondwater door de mens	Invloed op risico's
Mens	Opgelegde blootstelling	Nee	Nee
	Groenteconsumptie, opstijgend grondwater	Nee	Ja, door groenten niet te consumeren (teelverbod of teelrestrictie, zoals plaatsvindt voor sommige bodems die verontreinigd zijn met lood of PFAS). Maar dan wordt aan het doel van een volkstuin of moestuin voorbijgegaan. En vaak is niet bekend of er sprake is van substantiële opname van contaminanten in gewassen
	Groenteconsumptie, irrigatie met grondwater	Ja	Ja
	Drinkwaterconsumptie, private onttrekking	Ja	Ja
	Publieke drinkwaterwinning	Ja	Nee. In theorie kan men geen gebruik maken van de publieke drinkwaterwinning, maar praktisch gezien is dat niet realistisch.
Ecosysteem	Blootstelling vanuit grondwater	Nee	Nee
Oppervlaktewater	Blootstelling vanuit grondwater	Nee	Nee

4.5 Standaard en locatie-specifieke beoordeling (Stap 2 en Stap 3)

De standaardbeoordeling in Stap 2 vindt plaats als in Stap 1:

- op basis van risicogrenswaarden een onaanvaardbaar risico voor de mens (gezondheid en gebruik) of het milieu (ecosysteem, plant en dier) niet kan worden uitgesloten;
- het beschermdoel en/of het gebruik van grondwater van belang wordt geacht door het bevoegd gezag.

In de methodiek in de circulaires bodemsanering richt de standaardbeoordeling zich bij overschrijding van een interventiewaarde

altijd op humane risico's en het verspreidingsrisico, ongeacht de basis van de interventiewaarde voor de betreffende contaminant. Dus ook als de interventiewaarde was gebaseerd op ecologische risico's (als laagste risicogrenswaarde), werd er in Stap 2 getoetst op humane risico's en vice versa. In de RTBgrondwater richt de standaardbeoordeling in Stap 2 zich alleen op de beschermdoelen waarvoor een risicogrenswaarde wordt overschreden. Kenmerkend voor de standaardbeoordeling in Stap 2 is:

- er worden specificaties van de grondwaterverontreiniging in beschouwing genomen;
- er wordt nader op de actuele situatie ingespeeld;
- de beoordeling is minder conservatief dan in Stap 1, maar biedt nog altijd voldoende zekerheid aan de mate van bescherming.

In de standaardbeoordeling in Stap 2 wordt gebruik gemaakt van relatief eenvoudige procedures, formules en modellen. Als gevolg hiervan is de beoordeling uitvoerbaar voor 'derden met basiskennis'. Wel is inzicht in risico's voor de beschermdoelen een vereiste voor een adequate toepassing van de RTBgrondwater.

De locatie-specifieke beoordeling in Stap 3 vindt plaats als in Stap 2 een onaanvaardbaar risico niet kan worden uitgesloten. In de RTBgrondwater richt de beoordeling in Stap 3 zich dus maximaal op het aantal beschermingsobjecten dat werd beschouwd in Stap 2.

Kenmerkend voor de standaardbeoordeling in Stap 3 is:

- er worden nog meer specificaties van de grondwaterverontreiniging en de locatie in beschouwing genomen dan in Stap 2;
- er wordt nog nader op de actuele situatie ingespeeld;
- de beoordeling is zo realistisch als mogelijk (niet-conservatief).

In de locatie-specifieke beoordeling in Stap 3 wordt gebruik gemaakt van meer complexe modellen of slim opgezette monitoringssystemen. In de RTBgrondwater worden geen modellen voorgeschreven, omdat deze stap maatwerk betreft. Als gevolg van het meer complexe gehalte van de beoordeling in Stap 3 dient de beoordeling door experts op het gebied van risico's voor het betreffende beschermdoel te worden uitgevoerd. Ook kan in Stap 3 (meer) gebruik worden gemaakt van meet- en monitoringsgegevens. Een belangrijke vraag is of gebruik gemaakt moet worden van berekeningen en/of metingen. Omdat het antwoord op die vraag afhangt van de beschikbaarheid van (geschikte) meetdata kan deze vraag alleen per geval worden beantwoord.

Omdat alle beoordelingen met onzekerheden verbonden zijn is het mogelijk Stap 3 toe te passen als het risico volgens Stap 2 uitgesloten kan worden. Alhoewel dit tegen het principe van een stapsgewijze procedure gaat, kan ene gebruiker met veel inzicht besluiten naast de Stap 2-beoordeling eveneens een Stap 3-beoordeling uit te voeren.

4.6 Verantwoordelijkheden grondwaterbeheer

Er zijn verschillende partijen betrokken bij het beheer van grondwater. Om tot grondwaterbeleid te komen, en de uitvoering hiervan, is samenwerking tussen overheden daarom belangrijk. Die komt tot

uitdrukking bij het ontwikkelen en vaststellen van omgevingsvisies, programma's en de decentrale verordeningen. De hoofdlijnen van het grondwaterbeleid staan in de omgevingsvisie (Art. 3.1 van de Omgevingswet). Deze omgevingsvisie werkt door naar het regionaal waterprogramma en de omgevingsverordening. De verantwoordelijkheden zijn beschreven in Informatiepunt Leefomgeving (2022a) en worden hier samengevat.

Provincie

De meeste grondwatertaken liggen bij de provincie. De provincie heeft een belangrijke regisserende, kaderstellende en coördinerende rol. Ze moet zorgdragen voor de gebiedsgerichte coördinatie van de uitoefening van taken en bevoegdheden door gemeenten en waterschappen (Informatiepunt Leefomgeving, 2022a). De provincie heeft ook specifiek toebedeelde taak voor het realiseren van de grondwater-gerelateerde KRW- en GWR-doelen, binnen en ook buiten grondwaterbeschermingsgebieden (Art. 2.18 van de Omgevingswet). Dit betekent onder andere dat de provincie verantwoordelijk is voor de bescherming van de grondwaterkwaliteit in grondwaterbeschermingsgebieden vanuit het perspectief van de winning van grondwater voor de bereiding van water bestemd voor menselijke consumptie (Art 2.18 van de Omgevingswet). Voor specifiek aangewezen wateronttrekkingsactiviteiten – grondwateronttrekkingen en, kort gezegd, daarmee samenhangende infiltraties – is de provincie vergunningverlenend bevoegd gezag. Dat betreft onttrekkingen voor industriële toepassingen van meer dan 150.000 m³ water per jaar of de openbare drinkwatervoorziening. Ook is de provincie bevoegd gezag voor de milieubelastende activiteit open energiesystemen.

Rijkswaterstaat en waterschappen

Rijkswaterstaat en de waterschappen (voor zover toegedeeld, zie artikel 2.17, lid 1 onder a Ow) zijn beheerder van het watersysteem. Grondwaterkwantiteits- en grondwaterkwaliteitsbeheer zijn hier een integraal onderdeel van. Voor regionale wateren, inclusief grondwaterlichamen, is meestal het waterschap bevoegd gezag voor de onttrekkingen van grondwater. Voor onttrekkingen in rijkswater is de minister van Infrastructuur en Waterstaat (in de praktijk Rijkswaterstaat) bevoegd gezag (Informatiepunt Leefomgeving, 2022b). Het waterschap trekt als algemeen watersysteembeheerder de bescherming van de grondwaterkwaliteit aan. Het waterschap maakt geen integrale omgevingsvisie. Maar het waterschap kan de eigen ambitie (visie) op het grondwater wel inbrengen in de omgevingsvisies van provincies en gemeenten. Bij het ontwikkelen van het waterbeheerprogramma moet het waterschap rekening houden met en mede uitvoering geven aan de in het regionale waterprogramma opgenomen maatregelen ter uitvoering van de KRW en de GWR. In de waterschapsverordening stelt het waterschap, in onderlinge afstemming met provincies en gemeenten, regels aan grondwaterbedreigende of grondwater beïnvloedende activiteiten. Bij de beoordeling van wateractiviteiten (met name onttrekkingen van grondwater) moet het waterschap rekening houden met de gevolgen voor de grondwaterkwaliteit (en dus ook aanwezige grondwaterverontreinigingen).

Het rijk

Het rijk stelt de nationale omgevingsvisie vast (Art 3.1 van de Omgevingswet). De omgevingsvisie werkt door naar het nationaal waterprogramma en de algemene rijksregels. Het nationale waterprogramma (NWP) bevat voor de rijkswateren maatregelen ter uitvoering van de KRW en de GWR. Het Rijk maakt eens in de 6 jaar stroomgebied-beheerplannen (SGBP's). Deze Pgb's geven voor elk stroomgebied een overzicht van de toestand, problemen, doelen en maatregelen voor het verbeteren van de waterkwaliteit. De minister van Infrastructuur en Waterstaat (in de praktijk: Rijkswaterstaat) is in rijkswater bevoegd gezag voor wateronttrekkingsactiviteiten, waaronder ook grondwateronttrekkingen.

Gemeenten

De gemeente heeft ook een grondwataak. Dit betekent dat de gemeente, waar dit doelmatig is, maatregelen moet treffen om structureel nadelige gevolgen van de grondwaterstand zoveel mogelijk te voorkomen of te beperken. De gemeente is, in relatie tot de bescherming van de kwaliteit van de bodem, inclusief het grondwater, bevoegd gezag voor lozingen op of in de bodem en rioolozingen. Ook is de gemeente bevoegd tot het treffen van maatregelen en geven van aanwijzingen bij een ongewoon voorval en tot het treffen van tijdelijke beveiligingsmaatregelen bij een toevalsvondst.

De verantwoordelijkheden zijn geresumeerd in Tabel 4.2.

Tabel 4.2 Verantwoordelijkheden grondwaterbeheer, met bijbehorende wettelijke verwijzingen (Ow = Omgevingswet; Informatiepunt Leefomgeving, 2022a).

	Provincie	Gemeente	Rijk	Waterschap
Algemene taak	Voor het bereiken van de grondwatergerelateerde KRW- en GWR-doelen, zowel binnen als buiten grondwaterbeschermingsgebieden zorgt de provincie voor gebiedsgerichte coördinatie van de uitoefening van taken en bevoegdheden door gemeenten en waterschappen (art. 2.18 Ow).	'zorg (beheer) van de fysieke leefomgeving' (waaronder bodem- en grondwatersysteem, zie art. 2.3 Ow)	Rijkswaterstaat (artikel 2.19, lid 2 Ow) en de waterschappen (voor zover toegedeeld, zie artikel 2.17, lid 1 onder a Ow) zijn beheerder van het watersysteem. Grondwaterkwantiteits- en grondwaterkwaliteits-taken zijn hier een integraal onderdeel van	
Beleid op hoofdlijnen	Omgevingsvisie (3.1 Ow)	Omgevingsvisie (3.1 Ow)	Omgevingsvisie (3.1 Ow)	Geen verplichte integrale omgevingsvisie

	Provincie	Gemeente	Rijk	Waterschap
Uitwerking beleid en uitvoeringsmaatregelen	Regionaal waterprogramma, mede ter uitvoering van o.a. de KRW en GWR (art. 3.8 Ow)	Programma's vaststellen, daar waar nodig (art 3.4 Ow) Eventueel een rioleringsprogramma waarin de grondwatertaak wordt ingevuld (art. 3.14 Ow).	Stroomgebiedsbeheerplannen (art. 3.9 Ow) Het nationale waterprogramma (NWP) bevat voor de rijkswateren maatregelen ter uitvoering van beide richtlijnen (art. 4.10 Bkl).	Waterbeheerprogramma
Regelgeving	Omgevingsverordening	Omgevingsplan (art. 2.4 Ow)	Regels in H6 en 7 Bal aan wateronttrekkingsactiviteiten	Regels aan grondwaterbedreigende activiteiten in de waterschapsverordening
Specifieke taak	Beschermen grondwaterkwaliteit in grondwaterbeschermingsgebieden in verband met de Winning van grondwater voor de bereiding van voor menselijke consumptie bestemd water (art. 2.18 Ow)	Specifieke taken op het gebied van het beheer van watersystemen en waterketenbeheer, Waaronder de grondwatertaak (art 2.16 Ow)	Rijksregels omgang historische verontreinigingen in de vaste bodem (boven Grondwater-spiegel)	
Monitoring	KRW-monitoring grondwater	Geen specifieke verplichting	Geen specifieke verplichting	Geen specifieke verplichting
Bevoegd gezag voor	. Onttrekkingen van grondwater i.v.m. de openbare drinkwatervoorziening en industriële toepassingen > 150.000 m ³ p/j (art. 16.1 en 16.3 Bal) . De milieu-belastende activiteit open bodem-energie-systemen (art. 3.18 e.v. Bal)	. Lozingen op of in de bodem en rioolozingen . het treffen van maatregelen en geven van aanwijzingen bij een ongewoon voorval (art. 19.4 Ow) . Het treffen van tijdelijke	. Onttrekkingen van grondwater in rijkswater (art. 6.34 e.v. Bal)	. Water-activiteiten in regionaal water <i>Bij de beoordeling van wateractiviteiten (met name onttrekkingen van grondwater) rekening houden met de gevolgen voor de grondwaterkwaliteit (en dus</i>

	Provincie	Gemeente	Rijk	Waterschap
		beveiligingsmaatregelen bij een toevalsvondst (art 19.9a Ow)		<i>ook aanwezige grondwaterverontreinigingen). Waterschappen moeten daartoe in beginsel zelf een beoordelingskader ontwikkelen, zij het dat via de bruidsschat voor wateronttrekkingsactiviteiten beoordelingsregels aan de waterschapsverordening worden toegevoegd.</i>

4.7 Voorbeelden, ter illustratie

In deze paragraaf is voor twee contaminanten, benzeen (Figuur 4.6) en naftaleen (Figuur 4.7), een voorbeeld gegeven van de werking van RTBgrondwater. Met name van de beoordeling op basis van risicogrenswaarden, Stap 1 van de RTBgrondwater. Vooraf wordt voor beide contaminanten de resultaten uit de Wbb-toetsing weergegeven. De conclusies uit de twee voorbeelden staan onder de tabellen.

In beide voorbeelden zijn drie boxen onder elkaar opgenomen:

- de stofnaam en de veronderstelde gemiddelde concentratie gemeten in grondwater;
- de Wbb-beoordeling;
- de beoordeling op basis van risicogrenswaarden (Stap 1 van de RTBgrondwater).

		Niet van belang	Niet van belang	Niet van belang	Buiten grondwater- beschermingsgebied en geen 'bijzondere situatie'	Niet van belang	
Signalerings- parameter grondwater	Opgelegde blootstelling	Groente-consumptie	Irrigatie	Drinkwater prive	Drinkwater publiek	Ecologie	Dynamische situatie
Toetsing aan de signaleringsparameter grondwater	Risico's voor de mens tgv opgelegde blootstelling	Risico's tgv groenteconsumptie	Risico's tgv irrigatie	Risico's tgv grondwater als drinkwater (privéwinning)	Bedreiging voor publieke drinkwaterwinning	Risico's voor het ecosysteem	Dynamische situatie
Stap 1							
Signalerings- parameter overschreden	Geen onaanvaardbaar risico aanwezig	Geen onaanvaardbaar risico aanwezig	Geen onaanvaardbaar risico aanwezig	Mogelijk onaanvaardbare risico's aanwezig	Mogelijk onaanvaardbare risico's aanwezig	Geen onaanvaardbaar risico aanwezig	Geen onaanvaardbaar risico aanwezig
Klik voor meer informatie	Klik voor meer informatie	Klik voor meer informatie	Klik voor meer informatie	Klik voor meer informatie	Klik voor meer informatie	Klik voor meer informatie	Klik voor meer informatie
Stap 2							
Signalerings- parameter overschreden	Start beoordeling	Start beoordeling	Start beoordeling	Start beoordeling	Start beoordeling	Start beoordeling	Start beoordeling
	Klik om de beoordeling te starten	Klik om de beoordeling te starten	Klik om de beoordeling te starten	Klik om de beoordeling te starten	Klik om de beoordeling te starten	Klik om de beoordeling te starten	Klik om de beoordeling te starten
Stap 3							
Signalerings- parameter overschreden	Start beoordeling	Start beoordeling	Start beoordeling	Geen beoordeling beschikbaar	Start beoordeling	Start beoordeling	Start beoordeling
	Klik om de beoordeling te starten	Klik om de beoordeling te starten	Klik om de beoordeling te starten		Klik om de beoordeling te starten	Klik om de beoordeling te starten	Klik om de beoordeling te starten

legenda

Kleur	Betekenis
	Onaanvaardbaar risico aangetoond
	Mogelijk onaanvaardbare risico's aanwezig
	Geen onaanvaardbaar risico aanwezig
	Nog niet beoordeeld / Geen resultaat beschikbaar / Geen beoordeling beschikbaar
	Niet van belang

Figuur 4.6 Beoordeling van benzeen (representatieve concentratie in grondwater = 50 µg/L), als een voorbeeld van de werking van RTBgrondwater.

Bij de concentratie aan benzeen van 50 µg/L, zoals in het voorbeeld in Figuur 4.6, is het volgende te concluderen:

Wbb-methodiek

- Er is sprake van overschrijding van de interventiewaarde van benzeen.
- Het is niet zichtbaar op welke risicogrenswaarde dit gebaseerd is (het direct consumeren van grondwater als drinkwater).
- Als gevolg moeten met Sanscrit de locatie-specifieke risico's worden bepaald voor de mens en die als gevolg van verspreiding.

Procedure met de RTBgrondwater (Figuur 4.6):

- Er is geen sprake van problemen
 - Als gevolg van opgelegde blootstelling voor de mens;
 - voor groenteconsumptie als gevolg van opstijgend grondwater;
 - voor groenteconsumptie als gevolg van irrigatie;
 - voor het aquatisch ecosysteem.
- Er is mogelijk sprake van onaanvaardbare risico's voor de mens, als grondwater wordt gebruikt als drinkwater (private onttrekking). Als het bevoegd gezag dit grondwatergebruik voor de locatie van belang acht, kan Stap 2 voor dit gebruik worden uitgewerkt.
- Er is mogelijk sprake van bedreiging van het oppervlaktewater. Als het bevoegd gezag dit beschermdoel van belang acht, kan Stap 2 voor dit beschermdoel worden uitgewerkt.
- Als de locatie binnen een grondwaterbeschermingsgebied ligt, is er mogelijk sprake van een bedreiging voor de publieke drinkwaterwinning. In dat geval moet Stap 2 voor dit beschermdoel te worden uitgewerkt.
- Er is geen sprake van een dynamische situatie.

		Niet van belang	Niet van belang	Niet van belang	Buiten grondwater- beschermingsgebied en geen 'bijzondere situatie'	Niet van belang	
Signalerings- parameter grondwater	Opgelegde blootstelling	Groente-consumptie	Irrigatie	Drinkwater prive	Drinkwater publiek	Ecologie	Dynamische situatie
Toetsing aan de signaleringsparameter grondwater	Risico's voor de mens tgv opgelegde blootstelling	Risico's tgv groenteconsumptie	Risico's tgv irrigatie	Risico's tgv grondwater als drinkwater (privéwinning)	Bedreiging voor publieke drinkwaterwinning	Risico's voor het ecosysteem	Dynamische situatie
Stap 1							
Signalerings- parameter overschreden	Geen onaanvaardbaar risico aanwezig	Geen onaanvaardbaar risico aanwezig	Geen onaanvaardbaar risico aanwezig	Geen onaanvaardbaar risico aanwezig	Mogelijk onaanvaardbare risico's aanwezig	Geen onaanvaardbaar risico aanwezig	Geen onaanvaardbaar risico aanwezig
Klik voor meer informatie	Klik voor meer informatie	Klik voor meer informatie	Klik voor meer informatie	Klik voor meer informatie	Klik voor meer informatie	Klik voor meer informatie	Klik voor meer informatie
Stap 2							
Signalerings- parameter overschreden	Start beoordeling	Start beoordeling	Start beoordeling	Start beoordeling	Start beoordeling	Start beoordeling	Start beoordeling
	Klik om de beoordeling te starten	Klik om de beoordeling te starten	Klik om de beoordeling te starten	Klik om de beoordeling te starten	Klik om de beoordeling te starten	Klik om de beoordeling te starten	Klik om de beoordeling te starten
Stap 3							
Signalerings- parameter overschreden	Start beoordeling	Start beoordeling	Start beoordeling	Geen beoordeling beschikbaar	Start beoordeling	Start beoordeling	Start beoordeling
	Klik om de beoordeling te starten	Klik om de beoordeling te starten	Klik om de beoordeling te starten		Klik om de beoordeling te starten	Klik om de beoordeling te starten	Klik om de beoordeling te starten

legenda

Kleur	Betekenis
	Onaanvaardbaar risico aangetoond
	Mogelijk onaanvaardbare risico's aanwezig
	Geen onaanvaardbaar risico aanwezig
	Nog niet beoordeeld / Geen resultaat beschikbaar / Geen beoordeling beschikbaar
	Niet van belang

Figuur 4.7 Beoordeling van naftaleen (representatieve concentratie in grondwater = 200 µg/L, als een voorbeeld van de werking van RTBgrondwater.

Bij de concentratie aan naftaleen van 200 µg/L, zoals in het voorbeeld in Figuur 4.7, is het volgende te concluderen:

Wbb-methodiek

- Er sprake van overschrijding van de interventiewaarde van naftaleen.
- Het is niet zichtbaar op welke risicogrenswaarde dit gebaseerd is (10 procent van de concentratie in grondwater die in evenwicht is met de interventiewaarde voor grond. Deze laatste is gebaseerd op ecologische risico's).
- Als gevolg moeten met Sanscrit de locatie-specifieke risico's worden bepaald voor de mens en die als gevolg van verspreiding.

Procedure met de RTBgrondwater (Figuur 4.7):

- Er is geen sprake van problemen
 - voor groenteconsumptie als gevolg van opstijgend grondwater;
 - voor het grondwaterecosysteem;
 - voor het oppervlaktewater.
- Het grondwater kan veilig worden gebruikt voor irrigatiedoeleinden of voor drinkwater (private onttrekking).
- Er is mogelijk sprake van opgelegde blootstelling (ten gevolge van potentiële risico's in verband met uitdamping in binnenruimten). Dit moet in Stap 2 voor dit beschermdoel worden uitgewerkt.
- Als de locatie binnen een grondwaterbeschermingsgebied ligt, is er mogelijk sprake van een bedreiging voor de publieke drinkwaterwinning. In dat geval moet Stap 2 voor dit beschermdoel worden uitgewerkt.
- Er is geen sprake van een dynamische situatie.

5 Uitwerking risicobeoordeling voor de mens (gezondheid)

5.1 Opgelegde blootstelling

5.1.1

Blootstellingsroutes

Opgelegde blootstelling aan contaminanten in grondwater is blootstelling die plaatsvindt zonder dat men directe handelingen met grondwater verricht. Paragraaf 2.2.4 geeft duiding aan het belang en de positie van opgelegde blootstelling en gaat in op de wijze van risicobeoordeling vanuit algemeen perspectief. De opgelegde blootstelling vindt vaak plaats zonder dat men daarvan bewust is en zonder dat men hier (veel) invloed op heeft. De opgelegde blootstelling is alleen van belang voor vluchtige stoffen. De relevante blootstellingsroutes zijn weergegeven in Tabel 5.1. Deze tabel geeft alle in CSOIL opgenomen blootstellingsroutes weer en de routes die voor opgelegde blootstelling aan contaminanten in grondwater niet van belang zijn, zijn doorgestreept. De betreffende blootstellingsroutes zijn opgenomen in het blootstellingsmodel CSOIL (Van den Berg et al., 1991/1994/1995; Brand et al., 2007; Van Breemen et al., 2020). Hierbij werd echter uitgegaan van een totaal bodemgehalte. In de RTBgrondwater wordt de levenslang-gemiddelde blootstelling berekend. Dit op basis van een grondwaterconcentratie. Deze laatste mogelijkheid is ook opgenomen in CSOIL2020 (Van Breemen et al., 2020).

Tabel 5.1 Relevante blootstellingsroutes voor opgelegde blootstelling (en de in CSOIL opgenomen blootstellingsroutes die voor opgelegde blootstelling niet van belang zijn, zijn doorgestreept).

Resumé van de zes operationele blootstellingsroutes voor de berekening van de risicogrenswaarde (Stap 1) voor 'opgelegde blootstelling' (van de 10 routes opgenomen in het CSOIL-model)

Oraal:

- Blootstelling via groningestie
- Blootstelling via gewasconsumptie
- Blootstelling via drinkwaterconsumptie, na permeatie drinkwaterleidingen

Inhalatief:

- Blootstelling via inhalatie binnenlucht, na uitdamping vanuit grondwater
- Blootstelling via inhalatie buitenlucht, na uitdamping vanuit grondwater
- Blootstelling via inhalatie bodemdeeltjes
- Blootstelling via inhalatie waterdampen tijdens douchen en baden, na permeatie drinkwaterleidingen

Dermaal:

- Blootstelling via bodemmateriaal
- Blootstelling via contact met lucht, na uitdamping vanuit grondwater
- Blootstelling via douche- of badwater, na permeatie drinkwaterleidingen

Voor de stoffen waarvoor opgelegde blootstelling van belang is, is *blootstelling via inhalatie binnenlucht, na uitdamping vanuit grondwater* veruit de belangrijkste route in termen van bijdrage aan de totale levenslang-gemiddelde blootstelling. De andere routes dragen voor alle contaminanten vaak beperkt bij aan de totale levenslang-gemiddelde blootstelling. Deze blootstellingsroutes worden toch in beschouwing genomen, omdat ze voor sommige blootstellingsscenario's een grotere bijdrage kunnen hebben. Daarnaast is het voor het inzicht ook zinvol de bijdrage via die blootstellingsroutes zichtbaar te maken, ook als deze gering zijn.

5.1.2 *Generieke toetsing (Stap 1)*

Blootstelling via inhalatie

Voor de afleiding van de *Risicogrenswaarden voor opgelegde blootstelling* voor de *generieke toetsing* in Stap 1 worden voor de berekening van de levenslang-gemiddelde blootstelling via inhalatie binnen- en buitenshuis in CSOIL dezelfde uitgangspunten gehanteerd als voor de afleiding van de humaan-toxicologische risicogrenswaarden die ten grondslag liggen aan de interventiewaarden (Van den Berg, 1991/1994/1995; Lijzen et al., 2001; Brand et al., 2012; Van Breemen et al., 2020). De blootstelling is gebaseerd op het blootstellingsscenario 'Wonen met tuin', een relatief conservatief scenario, dat wil zeggen met een relatief hoge blootstelling. Er wordt bijvoorbeeld een hoge grondwaterspiegel verondersteld, wat tot een relatief grote uitdamping van contaminanten leidt.

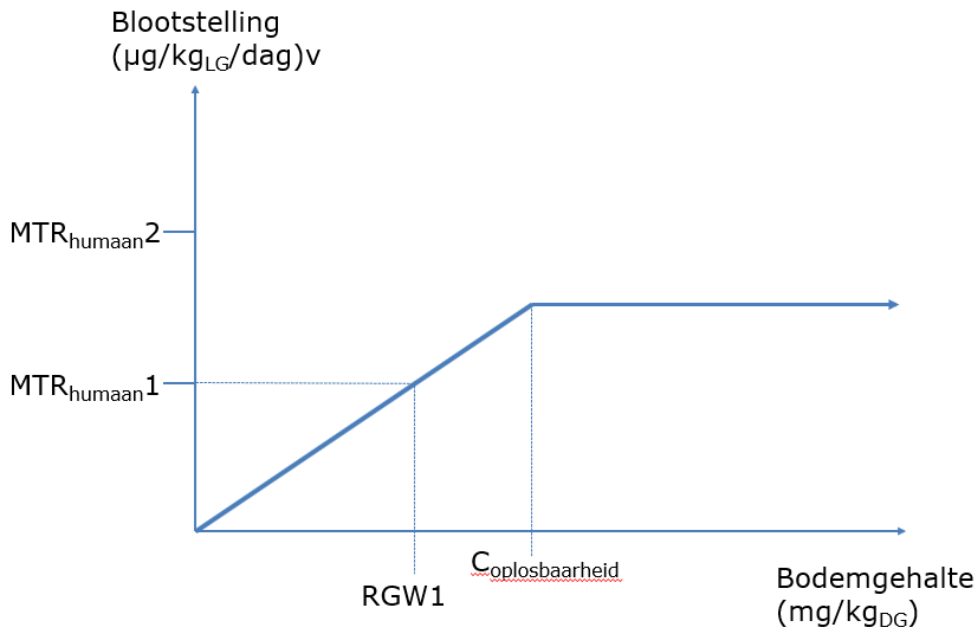
Blootstelling via permeatie van drinkwaterleidingen

Voor de afleiding van de *Risicogrenswaarden voor opgelegde blootstelling* voor de *generieke toetsing* in Stap 1 worden voor de levenslang-gemiddelde blootstelling via permeatie van drinkwaterleidingen dezelfde uitgangspunten gehanteerd als voor de afleiding van de risicogrenswaarden die ten grondslag liggen aan de interventiewaarden (Van den Berg, 1991/1994/1995; Lijzen et al., 2001; Brand et al., 2012; Van Breemen, 2020). De blootstelling is gebaseerd op de permeatie van organische contaminanten door PE-drinkwater-aansluitleidingen. Voor het blootstellingsscenario 'Wonen met tuin' (het standaardscenario) speelt de blootstellingsroute voor geen enkele beschouwde contaminant een belangrijke rol ten opzichte van de totale blootstelling via andere blootstellingsroutes. Maar voor sommige blootstellingsscenario's kan deze bijdrage hoger zijn.

Voor de afleiding van *Risicogrenswaarden voor opgelegde blootstelling* wordt ervan uitgegaan dat de waterleidingbuis geheel in de verzadigde zone van de bodem ligt en contaminanten vanuit grondwater dus direct in contact staan met de waterleidingbuis.

Bij lage bodemgehalten, tot aan het bodemgehalte waarbij de wateroplosbaarheid in het poriewater bereikt wordt ($C_{\text{oplosbaarheid}}$), neemt de blootstelling lineair toe met het bodemgehalte (zie Figuur 5.1). Bij bodemgehalten boven het bodemgehalte waarbij de wateroplosbaarheid in het poriewater bereikt wordt, blijft de blootstelling gelijk met toename van het bodemgehalte. De reden hiervoor is dat voor de opgelegde blootstelling alle blootstelling via de contaminanten in oplossing of in de bodemlucht verloopt. En deze blijven boven $C_{\text{oplosbaarheid}}$ gelijk. Voor

contaminanten waarvoor het MTR_{humaan} correspondeert met een bodemgehalte lager dan $C_{\text{oplosbaarheid}}$, zoals het geval is voor een contaminant met $MTR_{\text{humaan}1}$ in Figuur 5.1, kan een risicogrenswaarde worden berekend (RGW1). Voor sommige contaminanten is het MTR_{humaan} echter hoger dan de maximale blootstelling, zoals het geval is voor de contaminant met $MTR_{\text{humaan}2}$ in Figuur 5.1. In dat geval kan geen risicogrenswaarde worden berekend. In theorie kan de blootstelling nooit het MTR_{humaan} overschrijden, hoe hoog het bodemgehalte ook wordt. Maar omdat er bij overschrijding van de oplosbaarheid puur product in grondwater op kan treden, verloopt de blootstelling wellicht anders. Daarom wordt in de tabel in dat geval 'waarde kan niet worden berekend' opgenomen.



Figuur 5.1 Blootstelling als functie van het bodemgehalte

De berekende *Risicogrenswaarden voor opgelegde blootstelling* ('RGW mens t.g.v. opgelegde blootstelling') zijn weergegeven in Bijlage F. Om een schijnbare nauwkeurigheid te vermijden, zijn de risicogrenswaarden afgerond op twee significante cijfers.

Als er meerdere stoffen in het grondwater worden aangetroffen, worden voor stoffen met eenzelfde werkingsmechanisme de risico-indices bij elkaar opgeteld, zoals beschreven in paragraaf 2.2.3.

Als een *Risicogrenswaarde voor opgelegde blootstelling* wordt overschreden door de representatieve concentratie in grondwater, kan een risico als gevolg van opgelegde blootstelling niet worden uitgesloten. In dat geval moet Stap 2 van de RTBgrondwater uitgevoerd worden.

5.1.3 *Standaard en locatie-specifieke beoordeling (Stap 2 en Stap 3)*

Blootstelling via inhalatie

Voor de bepaling van de *standaard en locatie-specifieke blootstelling* via inhalatie binnenshuis in Stap 2 is het VOLASOIL-model ontwikkeld (Waitz et al., 1996; Bakker et al., 2008). In aanvulling op de module voor blootstelling via inhalatie van binnenlucht in CSOIL, biedt VOLASOIL de mogelijkheid een aantal locatie-specifieke parameters te variëren, zoals de grondwaterstand.

Voor de bepaling van de *locatie-specifieke blootstelling* in Stap 3 kan gemeten inputdata gebruikt worden voor de modelberekeningen en gemeten concentraties in binnenlucht en bodemlucht. Otte et al. (2007b) beschreef voor dit doel meetmethoden.

Voor de uitvoering van Stap 2 of 3 kan het raadzaam zijn een expert in te zetten op het gebied van berekenen van blootstelling aan binnenlucht, en dus op het gebied van uitdamping, en/of het meten van binnen- of bodemluchtconcentraties.

Blootstelling via permeatie van drinkwaterleidingen

Omdat de blootstelling via permeatie van drinkwaterleidingen op empirische permeatiesnelheden gebaseerd is, is locatie-specifieke variatie niet mogelijk. Daarom is er in de RTBgrondwater geen *standaard blootstelling* via permeatie van drinkwaterleidingen opgenomen. De blootstelling wordt gelijk verondersteld als in het generieke scenario in Stap 1.

In Stap 3 bestaat de mogelijkheid de concentraties in drinkwater te meten, na stilstand van het drinkwater (bijvoorbeeld na een periode van acht uur zonder watergebruik). Dit is nodig als er zorgen zijn over de drinkwaterkwaliteit en de permeatie van drinkwaterleidingen derhalve mogelijk substantieel bijdraagt aan de totale blootstelling. In Otte et al. (2016) zijn aanwijzingen voor locatie-specifiek onderzoek voor Stap 2 en Stap 3 opgenomen.

Voor de uitvoering van Stap 3 kan het raadzaam zijn een expert in te zetten op het gebied van het berekenen van permeatie van drinkwaterleidingen en/of het meten van concentraties in drinkwaterleidingen.

Als onaanvaardbare risico's als gevolg van Opgelegde blootstelling in Stap 2 niet kunnen worden uitgesloten, moet Stap 3 uitgevoerd worden.

5.2 Blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding concentratie van contaminanten in groenten door opstijgend grondwater

5.2.1 *Achtergrond*

Paragraaf 0 geeft duiding aan het belang en de positie van blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding door opstijgend grondwater en gaat in op de wijze van risicobeoordeling vanuit algemeen perspectief. Deze paragraaf beschrijft de beoordeling, zoals opgenomen in de RTBgrondwater.

5.2.2 *Generieke toetsing (Stap 1)*

Voor de afleiding van *Risicogrenswaarden voor blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding door opstijgend grondwater* voor *generieke toetsing* in Stap 1 voor 'blootstelling via groenteconsumptie, onderdeel beïnvloeding door opstijgend grondwater' wordt er van uit gegaan dat de concentratie van contaminanten in het poriewater in de wortelzone gelijk is aan die in het grondwater. Theoretisch kan in geval van hoge evapotranspiratie de concentratie in de wortelzone oplopen, en daardoor hoger worden dan die in het grondwater. Maar verondersteld wordt dat dat tenietgedaan wordt door aanvulling van grondwater als gevolg van neerslag, capillaire opstijging en/of kwel. Evapotranspiratie, waarbij gewassen opstijgend grondwater en een deel van de daarin opgenomen contaminanten opnemen, is vaak het sturende mechanisme voor capillaire opstijging. Er wordt aangenomen dat op de betreffende bodem waarop gewasgroei plaatsvindt het water niet tot aan (of boven) het maaiveld komt. Dat kan wel in geval van kwel, maar als de grond daardoor drassig wordt tot aan het maaiveld, is groenteteelt onmogelijk of onwaarschijnlijk. Kwelgebieden hebben vaak een natuurfunctie. Bijvoorbeeld in het geval van kwelgraslanden, met een GLG van maximaal 50 cm beneden het maaiveld, reikt de grondwaterstand in de winter voor een periode van 10 tot 20 weken tot aan of net boven het maaiveld en in het voorjaar ongeveer tot aan het maaiveld (Kennisnetwerk OBN, 2021).

Resumerend wordt ervan uitgegaan dat als er sprake is van gewasteelt, het poriewater in de wortelzone beïnvloed kan worden door opstijgend grondwater, maar dit niet het geval is voor de bovenste decimeter van de grond.

Voor de afleiding van *Risicogrenswaarden voor blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding door opstijgend grondwater* voor de *generieke toetsing* in Stap 1 wordt het CSOIL-model toegepast. Dit gebeurt op basis van de consumptiegegevens uit het blootstellingsscenario Moestuin, waarbij er een hoge bijdrage van de gewasconsumptie uit eigen tuin verondersteld wordt (50% van alle aardappelen en 100% van de overige groenten). Voor de bepaling van de blootstelling via groenteconsumptie wordt de concentratie van metalen in groenten berekend als functie van het totaalgehalte aan contaminanten in de wortelzone en de BioConcentratieFactoren (BCFs). Voor organische contaminanten wordt het model van Trapp en Matthies toegepast (Trapp en Matthies, 1995). Omdat hier sprake is van opstijgend grondwater en niet van neerslag op de gewassen en de bodem wordt opspatting van bodemdeeltjes op de bladeren, onderdeel van de standaardroutes in CSOIL, hier niet in beschouwing genomen.

Als er sprake is van opstijgend grondwater, is dat meestal het geval in een groter gebied (groot ten opzichte van een (moes)tuin). Als de groenteconsumptie plaatsvindt in het stedelijke gebied, zijn er in veel gevallen ook gebouwen aanwezig. Zo kan er ook sprake zijn van blootstelling via uitdamping en permeatie door drinkwaterleidingen. Daarom wordt bij de afleiding van Risicogrenswaarden blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding door opstijgend grondwater behalve de blootstelling via groenteconsumptie de opgelegde blootstelling mede beschouwd. Dit is dus de blootstelling via inhalatie van binnen- en

buitenlucht en blootstelling via drinkwater na permeatie van drinkwaterleidingen. Deze blootstelling kan vanuit het perspectief van blootstelling via groenteconsumptie worden beschouwd als achtergrondblootstelling, die echter wel door dezelfde grondwaterverontreiniging wordt veroorzaakt. Blootstelling via grondingestie en via inhalatie van bodemdeeltjes en dermale blootstelling blijft buiten beschouwing, omdat ervan uitgegaan wordt dat de grondwaterverontreiniging niet de bovenste decimeter van de bodem beïnvloedt. Dat zijn aanpassingen ten opzichte van het 'blootstellingsscenario Moestuin' (aangepast 'blootstellingsscenario Moestuin'), zoals gehanteerd in Dirven-Van Breemen et al., 2007 voor de afleiding van Maximale waarden. De relevante blootstellingsroutes zijn weergegeven in Tabel 5.2. Deze tabel geeft alle in CSOIL opgenomen blootstellingsroutes weer en de routes die niet van belang zijn voor 'blootstelling via groenteconsumptie, onderdeel beïnvloeding door opstijgend grondwater' zijn doorgestreept.

'Blootstelling via groenteconsumptie, onderdeel beïnvloeding door opstijgend grondwater': blootstellingsroute 'blootstelling via groenteconsumptie' en andere blootstellingroutes

Voor de afleiding van risicogrenswaarden voor *generieke toetsing* in Stap 1 voor 'blootstelling via groenteconsumptie, onderdeel beïnvloeding door opstijgend grondwater' wordt rekening gehouden met de aanwezigheid van permanente bebouwing. Daarom wordt ook de opgelegde blootstelling beschouwd.

Als de moestuin zich in het landelijke gebied bevindt en/of er geen bebouwing voor permanent verblijf aanwezig is, kunnen de blootstellingsroutes voor opgelegde blootstelling in Stap 2 worden uitgezet.

Tabel 5.2 Relevante blootstellingsroutes voor 'blootstelling via groenteconsumptie, onderdeel beïnvloeding door opstijgend grondwater' (en de in CSOIL opgenomen blootstellingsroutes die voor opgelegde blootstelling niet van belang zijn, zijn doorgestreept).

Resume van de zeven operationele blootstellingsroutes voor de berekening van de risicogrenswaarde (Stap 1) voor blootstelling via groenteconsumptie, beïnvloeding door opstijgend grondwater (van de 10 routes opgenomen in het CSOIL-model)

Oraal:

- ~~Blootstelling via grondingestie~~
- Blootstelling via gewasconsumptie (zonder opspatting van bodemdeeltjes op de bladeren)
- Blootstelling via drinkwaterconsumptie, na permeatie drinkwaterleidingen

Inhalatief:

- Blootstelling via inhalatie binnenlucht, na uitdamping vanuit grondwater
- Blootstelling via inhalatie buitenlucht, na uitdamping vanuit grondwater
- ~~Blootstelling via inhalatie bodemdeeltjes~~
- Blootstelling via inhalatie waterdampen tijdens douchen en baden, na permeatie drinkwaterleidingen

Dermaal:

- ~~Blootstelling via bodemmateriaal~~
- Blootstelling via contact met lucht, na uitdamping vanuit grondwater
- Blootstelling via douche- of badwater, na permeatie drinkwaterleidingen

Met het CSOIL-blootstellingsmodel kan een kritisch totaalgehalte in de bodem (wortelzone) worden berekend ($Cwz-kr_z$; uitgedrukt in mg/kg_{DG}). Bij dit gehalte in de bodem is het gehalte in de groente zodanig dat de levenslang-gemiddelde blootstelling voor het hierboven beschreven blootstellingsscenario gelijk is aan de toelaatbare blootstelling (MTR_{humaaan}). Bij dit scenario is geen opspatting van bodemdeeltjes op de bladeren verondersteld, er is immer sprake van opstijgend grondwater, geen inbreng van water van bovenaf waarbij opspatting plaats kan vinden (via neerslag of irrigatie). De *Risicogrenswaarden blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding door opstijgend grondwater* ($RGW_{\text{groenteconsumptie opstijgend grondwater}}$) worden op basis van dit kritisch totaalgehalte in de bodem ($Cwz-kr_z$) berekend. Hiervoor wordt in het CSOIL-blootstellingsmodel de concentratie in het poriewater berekend die in evenwicht is met $Cwz-kr_z$ (en met de concentraties in lucht), op basis van de fugaciteitstheorie (Mackay et al. 1985; Van den Berg et al., 1991/1994/1995; Van Breemen et al., 2020). Hierbij geldt als randvoorwaarde dat de concentratie in het water niet hoger mag zijn dan de wateroplosbaarheid. Indien dit wel het geval is, dan wordt voor de waterconcentratie de oplosbaarheid aangehouden (en wordt de concentratie in de bodemlucht aangepast) (Van den Berg (1991/ 1994/ 1995)).

De RGWgroenteconsumptie_{opstijgend grondwater} is gelijk aan deze concentratie in het poriewater. Hierbij is een organisch stofgehalte van 1% verondersteld, een relatief laag gehalte voor de bovengrond (en dus conservatief), op basis waarvan de partitie van organische stoffen over de bodemfasen wordt berekend.

Ook hier geldt dat als voor een contaminant het MTR_{humanaan} hoger is dan de maximale blootstelling geen risicogrenswaarde kan worden berekend ('waarde kan niet worden berekend'; zie voor uitleg paragraaf 5.1.2).

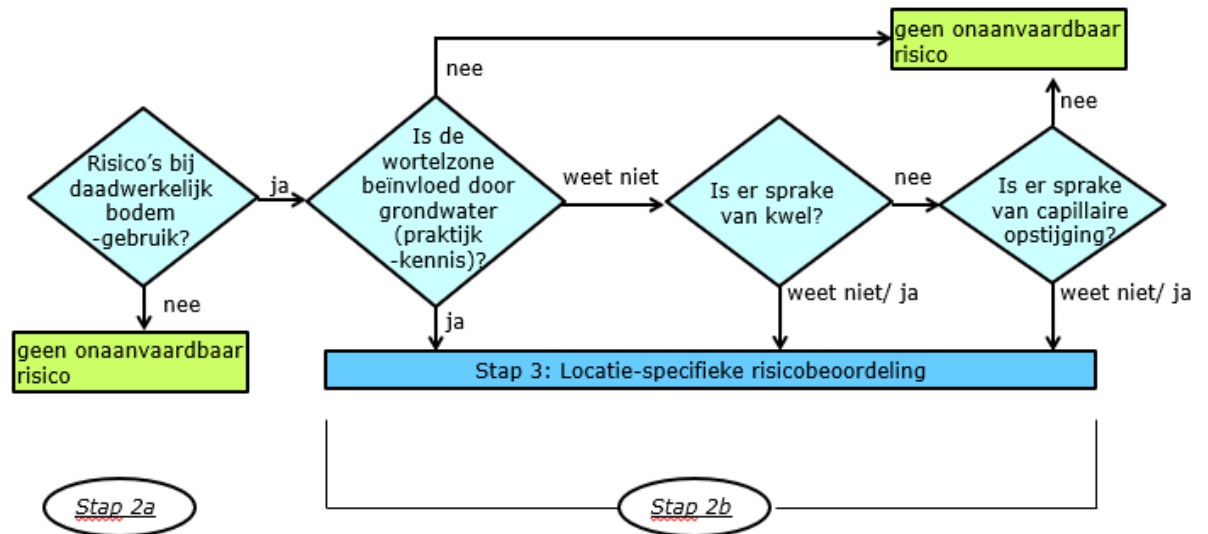
Bijlage F geeft de berekende *Risicogrenswaarden blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding door opstijgend grondwater* ('RGW mens t.g.v. groente-consumptie; opstijgend grondwater') weer. Om een schijnbare nauwkeurigheid te vermijden, zijn de risicogrenswaarden afgerond op twee significante cijfers.

Als er meerdere stoffen in het grondwater worden aangetroffen, worden voor stoffen met eenzelfde werkingsmechanisme de risico-indices bij elkaar opgeteld, zoals beschreven in paragraaf 2.2.3.

Als een *Risicogrenswaarden blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding door opstijgend grondwater* wordt overschreden door de representatieve concentratie in grondwater, kan een risico voor blootstelling via groenteconsumptie niet worden uitgesloten. In dat geval moet Stap 2 van de RTBgrondwater uitgevoerd worden, mits het bevoegd gezag de blootstelling via groenteconsumptie van belang acht.

5.2.3 *Standaardbeoordeling (Stap 2)*

Figuur 5.2 geeft de beoordeling van de standaard blootstelling voor 'blootstelling via groenteconsumptie, onderdeel beïnvloeding door opstijgend grondwater' in Stap 2 schematisch weer. In eerste instantie wordt nagegaan wat de risico's bij het daadwerkelijke bodemgebruik zijn (Stap 2a). In tweede instantie wordt nagegaan of beïnvloeding van wortelzone door grondwater realistisch is op de locatie (Stap 2b). Deze volgorde wordt gevolgd, omdat het eerste element (risico's bij het daadwerkelijke bodemgebruik) eenvoudiger te bepalen is en op basis daarvan een onaanvaardbaar risico wellicht al uit te sluiten is. De figuur hieronder omschrijft beide elementen.



Figuur 5.2 Schematische weergave van de standaardbeoordeling voor 'blootstelling via groenteconsumptie, onderdeel beïnvloeding door opstijgend grondwater', in Stap 2.

Daadwerkelijk bodemgebruik (Stap 2a)

Er wordt een meer op de locatie toegespitst blootstellingsscenario opgesteld. Hierbij wordt in beschouwing genomen:

- de opgelegde blootstelling (via inhalatie van binnen- en buitenlucht en drinkwaterconsumptie na permeatie van drinkwaterleidingen);
- de werkelijke hoeveelheid geteelde groenten.

Wat betreft de opgelegde blootstelling, die vanuit het perspectief van 'blootstelling via groenteconsumptie, onderdeel beïnvloeding door opstijgend grondwater' als achtergrondblootstelling beschouwd kan worden, moet worden nagegaan of inhalatie van binnenlucht plaats kan vinden. Dit is het geval indien er bebouwing aanwezig is met een verblijfsfunctie ('permanente bewoning') en de grondwaterverontreiniging het gehele perceel beslaat (dus groentetuin en bebouwing). Als er geen bebouwing aanwezig is, of bebouwing zonder permanente verblijfsfunctie, kan de blootstelling via 'inhalatie binnenlucht' buiten beschouwing blijven in de berekening.

Wat betreft de werkelijke hoeveelheid geteelde groenten wordt gebruikt gemaakt van de in Tabel 5.3 weergegeven opties voor 'bijdrage uit eigen tuin' (NOBO, 2008). Hiermee wordt het percentage dat men zelf teelt ten opzichte van de totale consumptie aan groenten bedoeld.

Tabel 5.3 Opties voor 'bijdrage uit eigen tuin' (%) (NOBO, 2008).

Type tuin	Percentage aardappels uit eigen tuin (ten opzichte van de totale groenteconsumptie)	Percentage overige groenten uit eigen tuin (ten opzichte van de totale groenteconsumptie)	Opmerking
Kleine tuin/siertuin	10	10	Standards scenario
Kleine moestuin	25	50	Indien er tenminste 100 m ² voor groenteteelt beschikbaar is
Grote moestuin	50	100	<ul style="list-style-type: none"> • Indien er tenminste 200 m² voor groenteteelt beschikbaar is • Toegepast bij de berekening van de <i>Risicogrenswaarden blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding door opstijgend grondwater</i>, in Stap 1

In Stap 2 kan het werkelijke bodemgebruik aangeklikt worden: Kleine tuin/siertuin, of Kleine moestuin, afhankelijk van de beschikbare oppervlakte voor groenteteelt, zoals Tabel 5.3 weergeeft. Als er sprake is van een Grote moestuin, dan kan het risico op basis van deze analyse niet worden uitgesloten. Dan is immers dezelfde beoordeling van toepassing als bij de generieke beoordeling in Stap 1 (tenzij de Opgelegde blootstelling wordt uitgesloten).

Als alternatief kunnen andere werkelijke waarden voor 'de bijdrage uit eigen tuin' worden ingevuld. Voor deze werkelijke waarden voor 'de bijdrage uit eigen tuin' mag niet uitgegaan worden van een momentopname. Bijvoorbeeld de bijdrage uit eigen tuin is 0 of gering bij geen of weinig groenten in een specifieke (volks)tuin. Er moet worden uitgegaan van wat er onder normale omstandigheden maximaal op de locatie aan groenteteelt te verwachten is, in termen van 'de bijdrage uit eigen tuin'. Omdat dit een lastige eenheid is om te schatten, kan dit worden gerelateerd aan het type tuin 'Kleine tuin/siertuin', 'Kleine moestuin' en 'Moestuin', zoals gedefinieerd in Tabel 5.3. Als de tuin bijvoorbeeld tussen twee typen tuinen in zit, kan een gemiddelde tussen deze beide worden gehanteerd voor 'de bijdrage uit eigen tuin' in de berekening van de blootstelling.

Op basis van de aangepaste getallen voor 'bijdrage uit eigen tuin' en voor het wel of niet beschouwen van de blootstelling via 'inhalatie binnenlucht' wordt een nieuwe blootstellingberekening uitgevoerd. Indien het risico hierbij niet uitgesloten kan worden, dat wil zeggen dat de risico-index groter is dan 1, wordt aansluitend nagegaan of het grondwater daadwerkelijk de concentratie in de wortelzone kan beïnvloeden. De berekening van de risico-index is gegeven in Vgl. 2.1.

*Beïnvloeding van wortelzone door grondwater realistisch (Stap 2b)?**Opwaarts transport grondwater - praktijkkennis*

Indien een onaanvaardbaar risico niet kan worden uitgesloten op basis van de risico's voor de mens (gezondheid) bij het werkelijke bodemgebruik, kan worden nagegaan of contaminanten daadwerkelijk vanuit het grondwater in de wortelzone kunnen komen. Stap 2b gaat in eerste instantie voor dit doel op basis van locatiekennis na of er sprake is van beïnvloeding van het poriewater in de bovengrond of wortelzone door het grondwater. Vaak is een eventuele beïnvloeding van de vochtigheid in de wortelzone door grondwater bekend, zeker in moestuinen en in locaties die in landbouwkundig gebruik zijn. Voor informatie over het beïnvloeden van het poriewater in de bovengrond door grondwater vanuit praktijkkennis is het niet van belang daarbij de rol van kwel of van capillaire opstijging is. De wetenschap dat er sprake is van beïnvloeding van het poriewater in de bovengrond door grondwater is immers voldoende. Een onaanvaardbaar risico als gevolg van 'blootstelling via groenteconsumptie, onderdeel beïnvloeding door opstijgend grondwater' kan worden uitgesloten wanneer het vanuit praktijkkennis bekend is dat het grondwater gedurende het gehele jaar niet of nauwelijks in de wortelzone komt.

Als vanuit praktijkkennis de beïnvloeding van de vochtigheid in de wortelzone door grondwater niet kan worden uitgesloten, wordt op basis van gegevens van de ondergrond nagegaan of contaminanten daadwerkelijk vanuit het grondwater in de wortelzone kunnen komen. Hierbij moet worden aangetoond dat er geen sprake is van kwel én niet van capillaire opstijging.

Opwaarts transport grondwater – kwel

Grondwaterstanden variëren over het jaar en de ruimtelijke variatie in grondwaterstanden varieert eveneens. Echter als er sprake is van kwel is dit in de meeste gevallen het gehele jaar. Alleen de grootte van de kwelstroom kan over het jaar variëren. Het kan ook zijn dat tijdens hogere grondwaterstanden (begin groeiseizoen) dezelfde kwelstroom erin resulteert dat het grondwater de wortelzone bereikt, terwijl dat tijdens lagere grondwaterstanden (na de zomer) niet het geval is.

Of er sprake is van kwel kan vaak uit landelijke, provinciale of regionale kaarten worden nagegaan. Daarnaast is wel op locatieniveau eenvoudig experimenteel te bepalen door een gat te boren (of graven) tot in de wortelzone en na te gaan in hoeverre het (boor)gat zich vult met water. Hierbij is de beste kans van slagen tijdens hogere grondwaterstanden (begin groeiseizoen). Wel moet rekening worden gehouden met een neerwaartse grondwaterstroom tijdens of de dagen na neerslag, waardoor kwel tijdelijk afgeremd kan worden. Als er sprake is van een hoge grondwaterstand, tot in de wortelzone, kan dit een aanwijzing zijn van kwel. In dat geval kunnen andere factoren die in een hoge grondwaterstand resulteren worden uitgesloten. Hierbij valt bijvoorbeeld te denken aan aanvoer vanuit oppervlaktewater door peilverhoging in dit oppervlaktewater of een recente periode met hevige neerslag.

Opwaarts transport grondwater – capillaire opstijging

De beïnvloeding van vochtigheid in de bovengrond door het grondwater als gevolg van capillaire opstijging kan worden afgeleid uit gegevens

over grondsoort en grondwaterstanden. Grondwaterstanden zijn vaak beschikbaar op landelijk, provinciaal en regionaal niveau, en in grondwaterstandskarten. Hierbij moet bij voorkeur uitgegaan worden van de gemiddelde hoogste grondwaterstand (voorjaarsgrondwaterstand), de heersende grondwaterstand aan het begin van het groeiseizoen (eind maart). Omdat de grondwaterstand gedurende de zomer daalt, is dit een conservatief uitgangspunt. De indeling in grondwatertrappen zoals gehanteerd in de landbouw heeft hierbij weinig nut, omdat 23 van de 29 categorieën een gemiddelde hoogste grondwaterstand hebben van minder dan 80 cm. Bij deze diepte is een substantiële capillaire opstijging vrijwel nooit uit te sluiten, met een uitzondering voor grof zand.

Voor de mogelijkheid van beïnvloeding van vocht in de wortelzone door grondwater wordt uitgegaan van de Staringreeks uit 1987 (geciteerd in Remmelink, 2014), zie Tabel 5.4. Deze tabel geeft de minimale afstand van het grondwater tot aan de effectieve wortelzone aan, waarbij tenminste nog een significante nalevering van grondwater plaatsvindt. Bij de bepaling van de maximale diepte van de grondwaterspiegel voor beïnvloeding van de wortelzone door grondwater werd uitgegaan van een enigszins uitgedroogde wortelzone ($pF = 2,2$).

Voor de RTBgrondwater wordt deze tabel met maximale grondwaterdiepten voor een significante nalevering van grondwater vereenvoudigd tot de waarden zoals weergegeven in Tabel 5.5. De waarden in deze tabel geven de maximale afstand weer van het grondwater tot aan het maaiveld, waarbij tenminste nog een significante nalevering van grondwater aan de wortelzone plaats kan vinden. Als capillaire nalevering van grondwater aan de wortelzone is uitgegaan van 0,4 mm/dag. Een capillaire aanvoer van 1 tot 2 mm/dag naar de wortelzone wordt vanuit landbouwkundig oogpunt als voldoende beschouwd (Remmelink, 2014). De veronderstelde nalevering van grondwater van 0,4 mm/dag is dus vanuit landbouwkundig perspectief als geringe aanvoer te beschouwen. Voor de wortelzone wordt de bodemlaag tot 1,0 m – mv aangehouden.

Tabel 5.4 Maximale afstand van het grondwater tot aan de effectieve wortelzone, waarbij tenminste nog een significante nalevering van grondwater plaatsvindt; Staringreeks 1987 (geciteerd in Remmelink, 2014).

Ondergrond	Leem (%)	Lutum (%)	Verzadigde doorlatendheid (m/dag)	Toelaatbare afstand tussen onderkant effectieve wortelzone ¹ en grondwater (cm)				
				voor capillaire naleving van:				
				3	2	1	0,8	0,4 mm/dag
Zand								
Grof zand	2-6	-	2,23	43	47	54	56	65
Leemarm fijn zand	1-9	-	1,0	76	84	98	103	119
Zwak lemig fijn zand	10-16	-	0,64	99	109	127	133	152
Sterk lemig fijn zand	21-32	-	0,45	105	122	152	161	189
Zeer sterk lemig fijn zand	37-47	-	0,53	134	150	176	184	207
Leem								
Keileem	29-48	-	0,05	29	37	57	64	93
Siltige leem (löss)	88-92	-	0,57	105	125	161	172	201
Zavel								
Zeer lichte zavel	-	9-11	0,26	84	97	120	127	151
Matig lichte zavel	-	12-16	0,24	69	84	113	123	156
Zware zavel	-	18-22	0,26	56	70	100	110	145
Klei								
Lichte klei	-	28-33	0,61	39	50	73	81	112
Matige zware klei	-	37-47	0,10	18	24	38	43	65
Zware klei	-	52-77	0,38	16	19	26	29	41
Veen								
Oligotroof veen	-	-	0,15	34	42	59	66	90
Meso- en eutroof veen	-	-	0,30	52	63	85	93	122

Voetnoot 1: uitgedroogde wortel zone (tot pF=2.4)

Tabel 5.5 Maximale diepte grondwaterspiegel beneden maaiveld voor beïnvloeding wortelzone door grondwater als gevolg van capillaire opstijging, als functie van grondsoort

Grondsoort	Maximale diepte grondwaterspiegel voor beïnvloeding wortelzone door grondwater ten gevolge van capillaire opstijging (m-mv)
Grof zand	1,7
Matig fijn tot matig grof (lemig) zand	3,0
Silt/ löss	3,0
Zavel	2,5
Lichte klei	2,0
Matige tot zware klei	1,5
Veen	2,2

Als het grondwater gedurende het jaar dichterbij het maaiveld kan komen dan de in Tabel 5.5 gegeven waarden is capillaire opstijging mogelijk. Oftewel: capillaire opstijging kan worden uitgesloten als het grondwater het gehele jaar dieper staat dan de in Tabel 5.5 gegeven waarden ten opzichte van het maaiveld. Dat betekent dat ook de gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG) (of de grondwaterstand rond eind maart) dieper moet zijn dan de waarden in Tabel 5.5.

Sommige referenties geven veel hogere waarden voor de capillaire opstijging. Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen (2001), bijvoorbeeld, geeft voor klei een maximale waarde van 4 meter als capillaire stijging. Aangenomen wordt dat als een dergelijke hoge capillaire stijging plaatsvindt, dat in een dermate gering grondwaterdebiet resulteert dat het grondwater niet wezenlijk bijdraagt aan de beïnvloeding van de concentratie in de wortelzone.

Uitvoering locatie-specifieke beoordeling

Indien vanuit de evaluatie van opwaarts transport (door kwel of capillaire opstijging) de beïnvloeding van de vochtigheid in de wortelzone door grondwater niet kan worden uitgesloten, wordt op basis van Stap 3 nagegaan of contaminanten daadwerkelijk vanuit het grondwater in de wortelzone kunnen komen.

5.2.4 *Locatie-specifieke beoordeling (Stap 3)*

In de locatie-specifieke beoordeling in Stap 3 kan op basis van meer gedetailleerde (numerieke) modellen worden berekend of kwel of capillaire opstijging mogelijk is en in welke concentratie dit in de wortelzone kan resulteren. Als deze concentratie hoger is dan de kritische concentratie in bodem voor het aangepaste (moes)tuinscenario kunnen onaanvaardbare risico's niet worden uitgesloten. In deze stap kan het raadzaam zijn een expert in te zetten op het gebied van transportprocessen (met name gericht op kwel en capillaire opstijging).

Omdat deze berekening moeilijk is en relatief onnauwkeurig kan in de locatie-specifieke beoordeling in Stap 3 als alternatief van berekening op basis van meting worden bepaald hoe hoog het grondwater komt. Bij voorkeur aan het begin van het groeiseizoen (eind maart) bij relatief hoge grondwaterstanden. Omdat dat een eenmalige meting is in een specifiek jaar moet men een doorberekening maken naar andere jaren, waarbij het grondwater hoger zou kunnen staan. Op basis van stijghoogtemetingen op meerdere plaatsten stroomopwaarts kan ook indirect de kwelstroom worden bepaald. Ook hierbij moet rekening gehouden worden met een doorvertaling naar nattere jaren.

Als tweede alternatief van berekeningen kan het totaalgehalte in de bodem worden gemeten. Dit moet dan eveneens in de periode rond eind maart gebeuren. Dit totaalgehalte in de bodem kan worden getoetst aan het kritische bodemgehalte voor gewasconsumptie. Dit gehalte bevat immers de invloed van eventueel kwel en/of capillaire opstijging verdisconteert. Ook kan een gewasonderzoek worden uitgevoerd. Hierbij moeten de gehalten in representatieve gewassen worden gemeten (Swartjes et al., 2007) en vervolgens worden ingevoerd in een CSOIL-berekening, waarna de levenslang-gemiddelde blootstelling kan worden getoetst aan de toelaatbare blootstelling (het MTR_{humaaan}).

5.3 Blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding concentratie van contaminanten in groenten door irrigatie met grondwater

5.3.1 *Achtergrond*

Paragraaf 2.2.5 geeft duiding aan het belang en de positie van blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding concentratie in groenten door irrigatie met grondwater, en gaat in op de wijze van risicobeoordeling vanuit algemeen perspectief. Deze paragraaf beschrijft de beoordeling, zoals opgenomen in de RTBgrondwater.

5.3.2 *Boxmodel*

Voor de bepaling van de risico's als gevolg van 'blootstelling via groenteconsumptie, onderdeel beïnvloeding door irrigatie' wordt ervan uitgegaan dat de opname via de bladeren ondergeschikt is aan die via de wortels. Bovendien is de aanname dat het volledige irrigatiedebiet dat op de bodem komt infiltreert. De (tijdelijke) interceptie door eventueel aanwezige gewassen en de evapotranspiratie wordt buiten beschouwing gelaten. Op basis hiervan is de massa aan contaminant die op de bodem gebracht wordt als volgt:

$$M_{\text{cont}} = (V_{\text{irr}} \times T_{\text{irr}} \times D_{\text{irr}} \times C_{\text{grw}}) / 1000 \quad (\text{Vgl. 5.1})$$

waarin:

M_{cont}	=	massa aan contaminant die in de bodem gebracht wordt (mg)
V_{irr}	=	volume dat via irrigatie opgepompt wordt en op de bodem wordt gespreid (L/uur)
T_{irr}	=	gemiddelde tijdsduur van irrigatie, per irrigatiegebeurtenis (uur)
D_{irr}	=	aantal irrigatiegebeurtenissen per jaar (-)
C_{grw}	=	concentratie in grondwater ($\mu\text{g/L}$)

Verder is de aanname dat het opgebrachte irrigatiewater weliswaar uit de wortelzone kan stromen (bij pF lager dan 2), maar dat de contaminanten adsorberen in de bovengrond en deze gehele contaminantmassa daarom in de wortelzone blijft. Dan geldt voor de toename van het totaalbodemgehalte in de wortelzone:

$$\begin{aligned} \Delta C_{\text{wz}} &= M_{\text{cont}} / (A_{\text{irr}} \times d \times \rho \times 1000) \\ &= (V_{\text{irr}} \times T_{\text{irr}} \times D_{\text{irr}} \times C_{\text{grw}}) / (1000 \times (A_{\text{irr}} \times d \times \rho \times 1000)) \end{aligned} \quad (\text{Vgl. 5.2})$$

waarin:

ΔC_{wz}	=	toename van het totaalbodemgehalte in de wortelzone (mg/kg _{DG})
A_{irr}	=	oppervlakte dat wordt geïrrigeerd (m ²)
d	=	diepte wortelzone (m)
ρ	=	bulkdichtheid (kg _{DG} /L)

Het totaalbodemgehalte in de wortelzone na 1 jaar is dan als volgt:

$$C_{\text{wz}} = C_0 + \Delta C_{\text{wz}} \quad (\text{Vgl. 5.3})$$

waarin:

C_{wz} = totaalbodemgehalte in de wortelzone na irrigatie (mg/kg_{DG})
 C₀ = totaalbodemgehalte in de wortelzone vóór irrigatie (mg/kg_{DG})

Met het CSOIL-blootstellingsmodel kan een kritisch totaalgehalte in de bodem (wortelzone) worden berekend voor levenslange gemiddelde blootstelling via groenteconsumptie (C_{wz}-kr; uitgedrukt in mg/kg_{DG}). Bij dit gehalte in de bodem is het gehalte in de groente zodanig dat de levenslang-gemiddelde blootstelling voor het aangepaste 'blootstellingsscenario Moestuin' gelijk is aan de toelaatbare blootstelling (MTR_{humaaan}). Dit is naar analogie van de beoordeling van de risico's als gevolg van 'blootstelling via groenteconsumptie, onderdeel beïnvloeding door opstijgend grondwater' (paragraaf 5.2), met dit verschil dat daarbij geen opspatting van bodemdeeltjes op de bladeren wordt beschouwd. In geval van 'beïnvloeding concentratie in groenten door irrigatie met grondwater' speelt opspatting van bodemdeeltjes op de bladeren wel een rol. Er is een organisch stofgehalte van 1% verondersteld, een relatief laag gehalte voor de bovengrond (en dus conservatief), op basis waarvan de partitie van organische stoffen over de bodemfasen wordt berekend. Voor het aangepaste 'blootstellingsscenario Moestuin' geldt een hoge eigen bijdrage van de gewasconsumptie uit eigen tuin aan de totale consumptie (50% van alle aardappelen en 100% van de overige groenten als eigen bijdrage'). Bovendien beschouwt deze berekening de opgelegde blootstelling.

Omdat bij dit scenario ervan uitgegaan wordt dat irrigatie jaarlijks enige malen plaatsvindt, vindt er ieder jaar verdere oplading van de bodem met contaminanten plaats, maar logen de contaminanten ook uit. Op het niveau waarop de grondwater-concentratie kritisch is voor gebruik als irrigatiewater, wordt ervan uitgegaan dat binnen één jaar de toename van het totaalbodemgehalte in de wortelzone maximaal gelijk is aan:

$$\Delta C_{wz} = (C_{wz-kr} - C_0) \quad (\text{Vgl. 5.4})$$

5.3.3

Generieke toetsing (Stap 1)

Er wordt van uitgegaan dat irrigatie met grondwater met name plaatsvindt bij moestuinen in het landelijk gebied, waarbij geen sprake is van 'permanente bewoning'. Daarom wordt bij de afleiding van *Risicogrenswaarden blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding door irrigatie met grondwater* alleen de blootstelling via groenteconsumptie beschouwd en geen opgelegde blootstelling (de blootstelling via inhalatie van binnen- en buitenlucht en drinkwaterconsumptie na permeatie van drinkwaterleidingen).

'Blootstelling via groenteconsumptie, onderdeel beïnvloeding door irrigatie': blootstellingsroute 'blootstelling via groenteconsumptie'

Voor de afleiding van risicogrenswaarden voor *generieke toetsing* in Stap 1 voor 'blootstelling via groenteconsumptie, onderdeel beïnvloeding door irrigatie' wordt geen rekening gehouden met de aanwezigheid van

permanente bebouwing. Daarom wordt geen opgelegde blootstelling beschouwd.

De relevante blootstellingsroutes zijn weergegeven in Tabel 5.6. Deze tabel geeft alle in CSOIL opgenomen blootstellingsroutes weer en de routes die niet van belang zijn voor 'blootstelling via groenteconsumptie, onderdeel beïnvloeding door irrigatie' zijn doorgestreept.

Tabel 5.6 Relevante blootstellingsroutes voor 'blootstelling via groenteconsumptie, onderdeel beïnvloeding door irrigatie' (en de in CSOIL opgenomen blootstellingsroutes die voor opgelegde blootstelling niet van belang zijn, zijn doorgestreept).

Resume van de operationele blootstellingsroute voor de berekening van de risicogrenswaarde (Stap 1) voor blootstelling via groenteconsumptie, beïnvloeding door irrigatie (van de 10 routes opgenomen in het CSOIL-model)

Oraal:

- ~~Blootstelling via grondingestie~~
- Blootstelling via gewasconsumptie (met opspatting van bodemdeeltjes op de bladeren)
- ~~Blootstelling via drinkwaterconsumptie, na permeatie drinkwaterleidingen~~

Inhalatief:

- ~~Blootstelling via inhalatie binnenlucht, na uitdamping vanuit grondwater~~
- ~~Blootstelling via inhalatie buitenlucht, na uitdamping vanuit grondwater~~
- ~~Blootstelling via inhalatie bodemdeeltjes~~
- ~~Blootstelling via inhalatie waterdampen tijdens douchen en baden, na permeatie drinkwaterleidingen~~

Dermaal:

- ~~Blootstelling via bodemmateriaal~~
- ~~Blootstelling via contact met lucht, na uitdamping vanuit grondwater~~
- ~~Blootstelling via douche of badwater, na permeatie drinkwaterleidingen~~

Met het CSOIL-blootstellingsmodel kan een kritisch totaalgehalte in de bodem (wortelzone) worden berekend voor blootstelling via groenteconsumptie (uitgedrukt in mg/kg_{DG}). Bij dit gehalte in de bodem is het gehalte in de groente zodanig dat de blootstelling voor het hierboven beschreven blootstellingsscenario gelijk is aan de toelaatbare blootstelling (MTR_{humanaan}).

De berekening van de *Risicogrenswaarden blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding door irrigatie met grondwater* (kortom: de Risicogrenswaarde voor toepassing van irrigatie), RGWirrigatie, maakt gebruik van het boxmodel, zoals beschreven in paragraaf 5.3.2 en het criterium voor 'oplading' van contaminanten in de wortelzone, zoals Vgl. 5.6 weergeeft. De risicogrenswaarden volgen uit combinatie van Vgl. 5.3 t/m Vgl. 5.4 en substitutie van Cgrw door RGWirrigatie:

$$((V_{irr} \times T_{irr} \times D_{irr} \times R_{GW_{irrigatie}}) / (A_{irr} \times d \times \rho \times 10^6)) = C_{wz-kr} - C_0 \quad (\text{Vgl. 5.5})$$

waarin:

$R_{GW_{irrigatie}}$ = *Risicogrenswaarden blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding door irrigatie met grondwater* ($\mu\text{g/L}$)

Oftewel:

$$R_{GW_{irrigatie}} = (C_{wz-kr} - C_0) \times A_{irr} \times d \times \rho \times 10^6 / (V_{irr} \times T_{irr} \times D_{irr}) \quad (\text{Vgl. 5.6})$$

Ter berekening van de *Risicogrenswaarden blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding door irrigatie met grondwater*, $R_{GW_{irrigatie}}$, in Stap 1, zijn conservatieve default-waardes voor de parameters in Vgl. 5.7 geselecteerd, zoals hieronder beschreven.

Het volume dat via irrigatie opgepompt wordt en op de bodem wordt gespreid hangt af van de droogtegraad van de bodem, het gewas en de irrigatiemethode. De generieke toetsing in Stap1 gaat uit van:

- de bodem initieel zeer droog is, tot op het niveau van het verwelkingspunt (bij een zuigspanning van $pF=4,2$);
- er zoveel water op de bodem gebracht wordt totdat een zuigspanning van $pF= 1$ wordt bereikt (kwalificatie: 'natte bodem', maar nog niet waterverzadigd).

Een consequentie is dat er binnen een dag of binnen een paar dagen, nadat het water geïnfiltreerd is, het vochtgehalte als gevolg van drainage tot veldcapaciteit ($pF=2$) is teruggebracht, omdat de bodem niet meer dan de hoeveelheid water bij $pF=2$ tegen de zwaartekracht in vasthouden kan. Strikt genomen is irrigatie tot aan deze veldcapaciteit het meest efficiënt, maar de conservatieve aanname is dat er met een groter debiet geïrrigeerd wordt dan nodig is. Vanuit het perspectief van oplading tot een vochtgehalte dat hoort bij $pF=1$ is de irrigatiegift onafhankelijk van de geïrrigeerde oppervlakte. Daaruit volgt voor 1 m^2 bodem:

$$V_{irr} \times T_{irr} = 1000 \times d \times f_{aanv} \quad (\text{Vgl. 5.7})$$

Waarbij:

f_{aanv} = de poriefractie die aangevuld wordt met water (is gelijk aan het verschil in vochtgehalte tussen $pF=1$ en $pF=4,2$) (m^3 / m^3).

Voor een grofzandige bodem is het vochtgehalte bij $pF = 1$ ongeveer 0,35 en bij $pF = 4,2$ ongeveer 0,05. Oftewel: f_{aanv} voor zand is ongeveer $0,35 - 0,05 = 0,3$. Er wordt opgemerkt dat een grofzandige bodem sterk ontwaterd in de overgang van $pF = 1$ naar $pF = 2$ en de poriefractie die aangevuld wordt met water erg gevoelig is voor de keuze voor een vochtgehalte bij $pF = 1$. Zou ervoor gekozen zijn om tot veldcapaciteit ($pF = 2$) te irrigeren, waarbij voor een grove zandgrond ongeveer een vochtgehalte van 0,1 hoort, zou f_{aanv} ongeveer $(0,10 - 0,05 =) 0,05$ zijn. Voor een fijn dekzand is het verschil in vochtgehalte tussen $pF=1$ en $pF=2$ juist weer beperkt, namelijk 0,4, respectievelijk 0,35 (WUR en Aequator groen en ruimte, NN). Het vochtgehalte bij $pF=4,2$ is voor een fijn zand ook hoger, namelijk 0,1. Oftewel: f_{aanv} voor fijn zand is eveneens ongeveer $(0,4 - 0,1 =) 0,3$ en $(0,35 - 0,1 =) 0,25$, indien

geïrrigeerd wordt tot $pF=1$, respectievelijk tot $pF=2$. In dezelfde orde grootte ligt de wateraanvoer voor de overige gronden in dit bereik van zuigspanning (Koorevaar et al., 1983): voor een leemgrond (f_{aanv} is 0,35 bij irrigatie tot aan $pF=1$ en 0,2-0,25 bij irrigatie tot aan $pF = 2$), lössgrond (f_{aanv} is 0,25 bij irrigatie tot aan $pF=1$ en 0,2 bij irrigatie tot aan $pF = 2$) en kleigrond (f_{aanv} is 0,15-0,25 bij irrigatie tot aan zowel $pF=1$ als tot aan $pF = 2$). Alleen voor veen ligt de wateraanvulling f_{aanv} hoger (f_{aanv} is 0,35-0,6 bij irrigatie tot aan $pF=1$ en 0,25-0,45 tot aan $pF = 2$). De berekening van de *Risicogrenswaarden blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding door irrigatie met grondwater* hanteert een f_{aanv} van 0,3, een conservatieve waarde (grote aanvulling) voor alle gronden, behalve veengrond.

Elke irrigatiebeurt tot een aanvulling met f_{aanv} van 0,3 betekent een watertoevoer van 300 mm/m². Dat is bijna gelijk aan de 5%-percentielwaarde van het neerslagtekort⁵, als landelijk gemiddelde over 13 meetstations in Nederland; oftewel 5% van de jaren hadden een hoger neerslag tekort (KNMI, 2023). En ongeveer drie keer het mediane neerslagtekort. In Stap wordt aangenomen dat er vier keer per jaar irrigatie plaatsvindt. Dat is een watertoevoer die dus hoog is ten opzichte van het neerslagtekort. Dit conservatieve uitgangspunt past in het karakter van Stap 1.

Voor de diepte van de wortelzone houdt Stap 1 een relatief geringe dikte aan van 0,3 m. Dat is doorgaans de zone met het meeste organische stof, waar de bulk van de wortels in volkstuinen zich in bevindt. Voor de berekening van de risicogrenswaarde is dit een conservatieve waarde.

De bulkdichtheid ρ in Stap 1 neemt een conservatieve waarde van 0,5 L/kg_{DG} aan. Dat is een relatief lage waarde voor een bodem met een hoog organisch stofgehalte van 40%. Voor minerale bodems ligt deze waarde op of boven de 1,0 L/kg_{DG}.

Het totaalbodemgehalte in de wortelzone voor irrigatie varieert sterk per perceel. Omdat er geen representatieve waarde voor te geven is, wordt er in Stap 1 van uit gegaan dat de helft van het kritisch bodemgehalte voor blootstelling als gevolg van groenteconsumptie, Cwz-kr, zich reeds in de bodem bevindt. Omdat deze situatie zich niet vaak voor doet, is dit een conservatieve aanname.

Tabel 5.7 vat de hierboven beschreven default parameters voor de beïnvloeding van de bodem, en daarom van de concentratie in groenten, door irrigatie met grondwater in Stap 1 samen.

⁵ Het neerslagtekort is een maat voor de droogte en volgt uit het verschil tussen verdamping en neerslag (het verschil tussen de hoeveelheid gevallen neerslag en de berekende referentiegwasverdamping). Dit verschil wordt dagelijks gesommeerd in het tijdvak van 1 april tot en met 30 september.

Tabel 5.7 Selectie voor de parameters voor de berekening van de Risicogrenswaarden blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding door irrigatie met grondwater.

Parameter	Symbool	Waarde	Eenheid
Poriefraction die aangevuld wordt met water door irrigatie	f_{aanv}	0,3	-
Aantal irrigatiegebeurtenissen per jaar	Dirr	4	-
Diepte wortelzone	d	0,3	m
Bulkdichtheid	ρ	0,5	kg _{DG} /L
Totaalbodengehalte in de wortelzone voor irrigatie	C_0	De helft van het kritisch bodemgehalte voor blootstelling als gevolg van groenteconsumptie, Cwz-kr	mg/kg _{DG}

Hiermee wordt de berekening van de *Risicogrenswaarden blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding door irrigatie met grondwater* in Stap 1 volgens Vgl. 5.6 en Vgl. 5.7 als volgt:

$$\begin{aligned}
 RGW_{irrigatie} &= (0,5 \times Cwz-kr) \times 1 \times 0,3 \times 0,5 \times 10^6 / (1000 \times 0,3 \times 0,3 \times 4) \\
 &= 208 \times Cwz-kr \qquad \qquad \qquad \text{(Vgl. 5.8)}
 \end{aligned}$$

Ook hier geldt dat als voor een contaminant het MTR_{humanaan} hoger is dan de maximale blootstelling geen risicogrenswaarde kan worden berekend (zie voor uitleg paragraaf 5.1.2). De blootstelling neemt boven het bodemgehalte waarbij de wateroplosbaarheid overschreden wordt echter wel enigszins toe met het bodemgehalte, omdat in dit geval van opspatting van bodemdeeltjes op de bladeren bijdraagt aan de blootstelling. Maar die blootstelling is dermate gering dat de toenemende blootstelling met het bodemgehalte bijna horizontaal verloopt. De consequentie is dat dit in erg hoge risicogrenswaarden resulteert. In dat geval is in de lijst '>10.000' opgenomen.

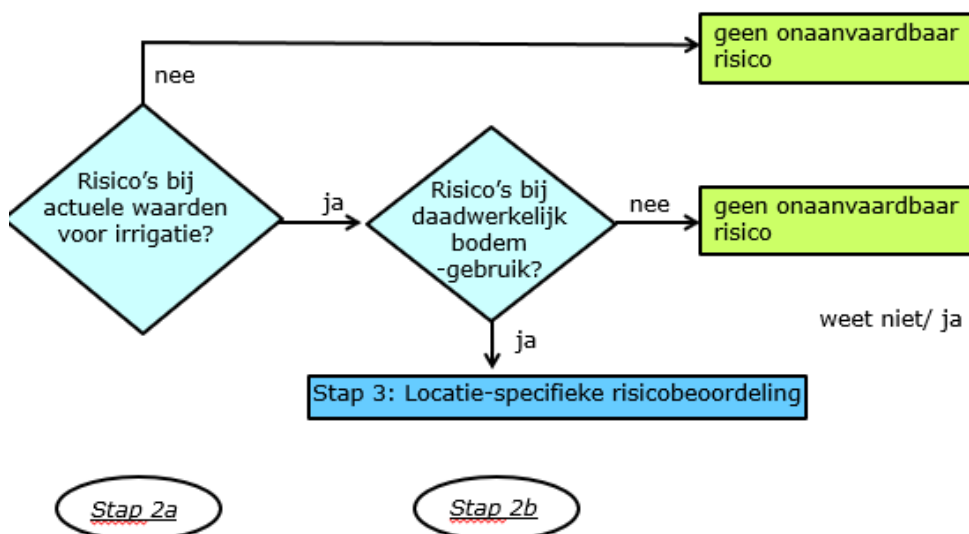
Bijlage F geeft de berekende *Risicogrenswaarden blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding door irrigatie met grondwater* ('RGW mens t.g.v. groente-consumptie; irrigatie') weer. Om een schijnbare nauwkeurigheid te vermijden, zijn de risicogrenswaarden afgerond op twee significante cijfers.

Als er meerdere stoffen in het grondwater worden aangetroffen, worden voor stoffen met eenzelfde werkingsmechanisme de risico-indices bij elkaar opgeteld, zoals uitgelegd in paragraaf 2.2.3.

Als een *Risicogrenswaarde blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding door irrigatie met grondwater* wordt overschreden door de representatieve concentratie in grondwater, kan een risico voor blootstelling via groenteconsumptie niet worden uitgesloten. In dat geval moet Stap 2 van de RTBgrondwater uitgevoerd worden, mits het bevoegd gezag de blootstelling via groenteconsumptie en irrigatie van belang acht.

5.3.4 Standaardbeoordeling (Stap 2)

De beoordeling van de standaard blootstelling voor 'blootstelling via groenteconsumptie, onderdeel irrigatie' in Stap 2 is schematisch weergegeven in Figuur 5.3. In eerste instantie wordt nagegaan wat de risico's bij actuele waarden voor irrigatie zijn (Stap 2a). In tweede instantie wordt nagegaan wat de risico's bij het daadwerkelijke bodemgebruik zijn (Stap 2b). Deze volgorde wordt gevolgd, omdat het eerste element (risico's bij actuele waarden voor irrigatie) eenvoudiger te bepalen is en op basis daarvan een onaanvaardbaar risico wellicht al uit te sluiten is. Figuur 5.4 omschrijft beide elementen nader.



Figuur 5.4 Schematische weergave van de standaardbeoordeling voor 'blootstelling via groenteconsumptie, onderdeel irrigatie', in Stap 2.

Voor de bepaling van de risico's bij actuele waarden voor irrigatie bij de beoordeling van de 'blootstelling via groenteconsumptie, onderdeel beïnvloeding door irrigatie' (toepassing van irrigatie) in Stap 2a hanteert hetzelfde boxmodel als in Stap 1. Het verschil met Stap 1 is dat er in Stap 2 actuele waarden voor de parameters moeten worden ingevuld. Hierbij kunnen twee verschillende uitgangspunten worden genomen:

- een specifiek irrigatiedebiet gedurende een bepaalde tijd en met een bepaalde jaarlijkse frequentie
- de capaciteit van de bodem om vocht vast te houden (waterhoudend vermogen), zoals werd toegepast voor de berekening van de *Risicogrenswaarden blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding door irrigatie met grondwater*.

Voor de optie 'een specifiek irrigatiedebiet gedurende een bepaalde tijd en met een bepaalde jaarlijkse frequentie' geldt dat binnen één jaar de toename van het totaalbodemgehalte in de wortelzone, ΔC_{wz} , volgens Vgl. 5.5 maximaal gelijk mag zijn aan $(C_{wz-kr} - C_0)$. Na substitutie in Vgl. 5.3 volgt:

$$\begin{aligned}
 \Delta C_{wz} &= M_{cont} / (A_{irr} \times d \times \rho \times 1000) \\
 &= (V_{irr} \times T_{irr} \times D_{irr} \times C_{grw}) / (1000 \times (A_{irr} \times d \times \rho \times 1000)) \\
 &\leq (C_{wz-kr} - C_0) \qquad \qquad \qquad \text{(Vgl. 5.9)}
 \end{aligned}$$

Oftewel, een onaanvaardbaar risico als gevolg van 'blootstelling via groenteconsumptie, onderdeel beïnvloeding door irrigatie' (toepassing van irrigatie)' kan worden uitgesloten als aan de volgende eis wordt voldaan:

$$C_{grw} \leq ((C_{wz-kr} - C_0) \times (A_{irr} \times d \times \rho)) \times 10^6 / (V_{irr} \times T_{irr} \times D_{irr})$$

(Vgl. 5.10)

Als niet aan het criterium in Vgl. 5.10 wordt voldaan kan een onaanvaardbaar risico in geval van toepassing van irrigatie niet worden uitgesloten en moet Stap 2b worden uitgevoerd.

Voor de optie 'capaciteit van de bodem om vocht vast te houden' geldt hetzelfde criterium, zoals Vgl. 5.11 weergeeft, als voor de optie 'een specifiek irrigatiedebiet gedurende een bepaalde tijd en met een bepaalde jaarlijkse frequentie'. Alleen is het debiet en tijdsduur van irrigeren vervangen door een vast volume, gerelateerd aan f_{aanv} (de poriefractie die aangevuld wordt met water), volgens Vgl. 5.9. Dus een onaanvaardbaar risico voor 'blootstelling via groenteconsumptie, onderdeel beïnvloeding door irrigatie' (toepassing van irrigatie) kan worden weerlegd als aan de volgende eis wordt voldaan:

$$C_{grw} \leq \frac{((C_{wz-kr} - C_0) \times d \times \rho) \times 10^6}{(1000 \times d \times f_{aanv} \times D_{irr})}$$

$$\leq \frac{((C_{wz-kr} - C_0) \times \rho) \times 10^3}{(f_{aanv} \times D_{irr})} \quad (\text{Vgl. 5.11})$$

Indien niet aan dit criterium wordt voldaan kan een onaanvaardbaar risico in geval van irrigatie niet worden uitgesloten en moet Stap 2b van de RTBgrondwater worden uitgevoerd.

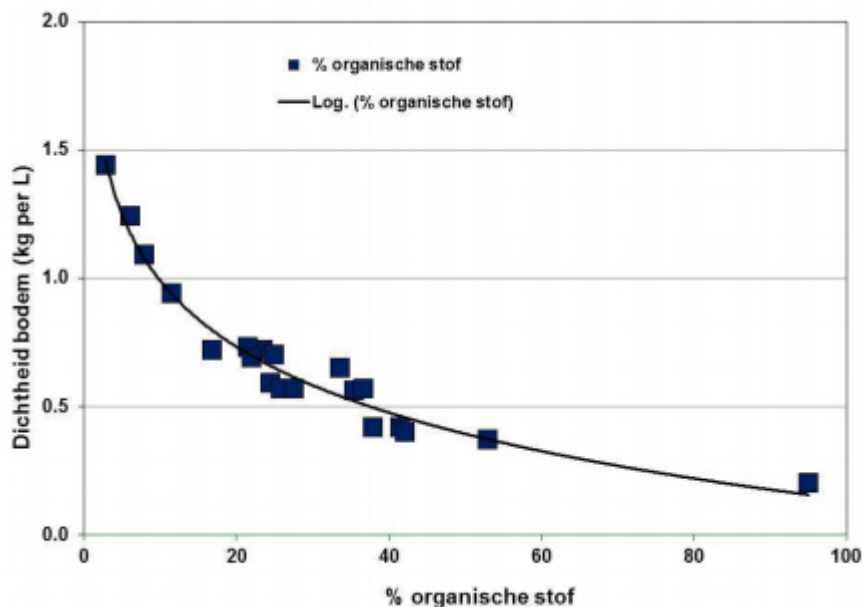
Voor beide opties zijn de volgende inputparameters benodigd:

- totaalbodemgehalte in de wortelzone voorafgaand aan de irrigatie;
- het aantal irrigatiebeurten per jaar;
- de bulkdichtheid.

Het totaalbodemgehalte in de wortelzone voorafgaand aan de irrigatie moet worden bepaald of geschat voor de locatie.

Het aantal irrigatiebeurten per jaar moet worden bepaald of geschat voor de locatie.

De bulkdichtheid moet worden bepaald voor de locatie. Deze hangt af van het bodemtype (zand, klei, veen, etc.). Omdat voor de bovengrond het organische stofgehalte sterk afhankelijk is van het organische stofgehalte, kan de waarde voor de bulkdichtheid afhankelijk van het organische stofgehalte afgelezen worden uit Figuur 5.5. De waarde voor het hierbij benodigde organische stofgehalte moet worden bepaald voor de locatie. Het gaat hierbij om het organische stofgehalte van de bovengrond.



Figuur 5.5 Bulkdichtheid bodem als functie van organische stofgehalte (uit Zwart et al., 2013).

Aanvullend zijn voor de in te vullen parameters voor de optie 'een specifiek irrigatiedebiet gedurende een bepaalde tijd en met een bepaalde jaarlijkse frequentie' de volgende parameters benodigd:

- oppervlakte dat wordt geïrrigeerd;
- De actuele diepte van de wortelzone moet worden bepaald voor de locatie, afhankelijk van de typen gewassen die er worden verbouwd, het bodemtype, de grondwaterstand en de bodemeigenschappen (dikte organische bovenlaag). Voor 'diepte van de wortelzone' is voor beide opties een conservatieve defaultwaarde van 0,3 meter te hanteren. Deze kan eventueel worden gebruikt, indien er geen actuele waarde bekend is.
- volume dat via irrigatie opgepompt wordt en op de bodem wordt gespreid;
- tijdsduur van irrigatie.

De waarden voor deze drie parameters moeten worden bepaald of geschat voor de locatie.

Tabel 5.8 geeft alle inputparameters voor de optie 'een specifiek irrigatiedebiet gedurende een bepaalde tijd en met een bepaalde jaarlijkse frequentie' geresumeerd (voor Vgl. 5.11). De tabel geeft ook een voorschrift over hoe de parameters kunnen worden bepaald.

Tabel 5.8 Selectie voor de parameters voor de berekening van het risico als gevolg van irrigatie, met 'een specifiek irrigatiedebiet gedurende een bepaalde tijd en met een bepaalde jaarlijkse frequentie' als uitgangspunt (voor Vgl. 5.12).

Parameter	Symbool	Bepaling	Eenheid
Totaalbodembede in de wortelzone voor irrigatie	C_0	Meting of schatting	mg/kg _{DG}
Oppervlakte dat wordt geïrrigeerd	A _{irr}	Meting of schatting	m ²
Volume dat via irrigatie opgepompt wordt en op de bodem wordt gespreid	V _{irr}	Meting of schatting	L/uur
Tijdsduur van irrigatie	T _{irr}	Meting of schatting	uur
Aantal irrigatiegebeurtenissen per jaar	D _{irr}	Meting of schatting	-
Diepte wortelzone	D	Meting of schatting. Eventueel defaultwaarde van 0,3 hanteren	m
Organische stofgehalte van de bovengrond		Meting of schatting	%
Bulkdichtheid	ρ	Meting of schatting. Eventueel aflezen uit Figuur 5.5, als functie van het organisch stofgehalte	kg _{DG} /L

Aanvullend is voor de in te vullen parameters voor de optie 'capaciteit van de bodem om vocht vast te houden' het volume dat via irrigatie opgepompt wordt en op de bodem wordt gespreid benodigd. De waarde voor deze inputparameter moet worden bepaald voor de locatie en hangt af van de poriefractie die aangevuld wordt met water (het waterhoudend vermogen van de bodem).

Voor de poriefractie die aangevuld wordt met water, f_{aanv} , gelden de waarden uit tabel 5.9. Deze waarde is afhankelijk van het bodemtype en is net als in Stap 1 gebaseerd op een waterhoudend vermogen tussen $pF = 1$ en $pF = 4,2$. Dat waterhoudend vermogen varieert van 0,3 m³/m³ voor zand tot 0,6 m³/m³ voor veen. Ter illustratie is ook het corresponderende irrigatievolume per irrigatiegebeurtenis gegeven.

Tabel 5.9 Standaard parameters voor de poriefractie die aangevuld wordt met water, faanv, behorend bij verschillende bodemtypen.

Bodemtype	Veronderstelde vochtfractie tussen pF=1 en pF=4,2 (f_{aanv})(m^3/m^3)	Irrigatievolume per irrigatiegebeurtenis [L/m ² /gebeurtenis]
Zand	0,3	90
Klei	0,4	120
Leem/ löss	0,3	80
Veen	0,6	180

In Tabel 5.10. zijn alle input parameters voor de optie 'capaciteit van de bodem om vocht vast te houden' geresumeerd (voor Vgl. 5.12). In de tabel is tevens een voorschrift opgenomen hoe de parameters kunnen worden bepaald.

Tabel 5.10 Selectie voor de parameters voor de berekening van de Risicogrenswaarden blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding door irrigatie met grondwater, met 'capaciteit van de bodem om vocht vast te houden' als uitgangspunt (voor Vgl. 5.13).

Parameter	Symbool	Waarde	Eenheid
Totaalbodengehalte in de wortelzone voor irrigatie	C_0	Meting of schatting	mg/kg _{DG}
Aantal irrigatiegebeurtenissen per jaar	Dirr	Meting of schatting	-
Organische stofgehalte van de bovengrond		Meting of schatting	%
Bulkdichtheid	ρ	Aflesen uit Figuur 5.5, als functie van het organisch stofgehalte	kg _{DG} /L
de poriefractie die aangevuld wordt met water (is gelijk aan het verschil in vochtgehalte tussen pF=1 en pF=4,2)	f_{aanv}	Uit Tabel 5.9	m ³ / m ⁻³

In tweede instantie wordt nagegaan wat de risico's bij het daadwerkelijke bodemgebruik zijn (Stap 2b). Hierbij wordt met het CSOIL-blootstellingsmodel een daadwerkelijk kritisch totaalgehalte in de bodem (wortelzone) berekend (Cwz-kr; uitgedrukt in mg/kg_{DG}). Bij dit gehalte in de bodem is het gehalte in de groente zodanig dat de blootstelling voor het hierboven beschreven blootstellingsscenario gelijk is aan de toelaatbare blootstelling (MTR_{humaaan}). Met deze waarde voor de Cwz-kr kan een nieuwe beoordeling worden gemaakt op basis van Stap 2a.

Als onaanvaardbare risico's in Stap 2b niet kunnen worden uitgesloten, moet Stap 3 van de RTBgrondwater te worden uitgevoerd.

5.3.5 Locatie-specifieke beoordeling (Stap 3)

Voor de *locatie-specifieke beoordeling* via beïnvloeding concentratie groenten door irrigatie met grondwater in Stap 3 moet een realistische inschatting worden gemaakt van de accumulatie van contaminanten in

de wortelzone. Hier moet gebruik worden gemaakt van een model dat de in- en uitstroom van grondwater en contaminanten in de wortelzone berekend. Er moet rekening worden gehouden met de concentratie aan contaminanten die aanwezig zijn in de wortelzone voor aanvang van de irrigatie. Het toetscriterium voor onaanvaardbaar risico is evenals in Stap 1 en Stap 2 het kritisch bodemgehalte voor blootstelling als gevolg van groenteconsumptie (Cwz-kr). Er is sprake van een onaanvaardbaar risico voor blootstelling als gevolg van groenteconsumptie na irrigatie, indien de berekende concentratie in de wortelzone op termijn (bijvoorbeeld na een periode waarbij evenwicht is ontstaan (of na 1 jaar) het kritisch bodemgehalte voor blootstelling als gevolg van groenteconsumptie (Cwz-kr) overschrijdt.

Voor de uitvoering van Stap 3 kan het raadzaam zijn een expert in te zetten op het gebied van het berekenen van transport en accumulatie van contaminanten in de onverzadigde zone.

5.4 Blootstelling via drinkwater; private onttrekking

5.4.1 *Achtergrond*

In paragraaf 2.2.7 wordt duiding gegeven aan het belang en de positie van blootstelling via drinkwater - private onttrekking en wordt ingegaan op de wijze van risicobeoordeling vanuit algemeen perspectief. In deze paragraaf wordt de beoordeling beschreven, zoals opgenomen in de RTBgrondwater.

5.4.2 *Risicobeoordeling*

Als het onttrokken grondwater wordt gebruikt als drinkwater voor eigen gebruik wordt de levenslang-gemiddelde blootstelling als volgt berekend:

$$BS_{\text{drinkwater private onttrekking}} = ((^{64}/_{70}) \times (C_{\text{grw}} \times \text{ConsGrw}_a / BW_a)) + ((^{6}/_{70}) (C_{\text{grw}} \times \text{ConsGrw}_c / BW_c)) \quad (\text{Vgl. 5.12})$$

waarin:

BS_{drinkwater private onttrekking} = levenslang-gemiddelde blootstelling via een private drinkwaterwinning (µg/kg_{LG}/dag)

C_{grw} = concentratie grondwater (µg/L)

ConsGrw_a = consumptie grondwater volwassene (L/dag)

ConsGrw_c = consumptie grondwater kind (L/dag)

BW_a = lichaamsgewicht van een volwassene (kg)

BW_c = lichaamsgewicht van een kind (kg)

5.4.3 *Generieke toetsing (Stap 1)*

Voor de berekening van de *Risicogrenswaarden voor gebruik van grondwater als drinkwater; private onttrekking* in Stap 1 wordt de blootstelling beoordeeld naar analogie van de overige blootstellingsroutes. Dat wil zeggen dat de risicogrenswaarde gelijk is aan de concentratie die bij 'standaardconsumptie' van grondwater als drinkwater tot een levenslang-gemiddelde blootstelling gelijk aan de toelaatbare blootstelling (MTR_{huumaan}) leidt. De default input parameters voor de berekening van de *Risicogrenswaarden voor gebruik van*

grondwater als drinkwater; private onttrekking in Stap 1 zijn weergegeven in Tabel 5.11.

Tabel 5.11 Input data voor de berekening van de Risicogrenswaarden voor gebruik van grondwater als drinkwater; private onttrekking in Stap 1 (Van den Berg et al., 1991/1994/1995; Brand et al., 2007; Van Breemen et al., 2020).

Input parameter	Symbool	Waarde	Eenheid
Consumptie grondwater volwassene	ConsGrw _a	2	L/dag
Consumptie grondwater kind	ConsGrw _c	1	L/dag
Lichaamsgewicht van een volwassene	BW _a	70	kg
Lichaamsgewicht van een kind	BW _c	15	kg

Hieruit volgt voor de standards parameters uit BSdrinkwater private onttrekking = $((^{64}/_{70}) \times (C_{grw} \times \text{ConsGrw}_a / \text{BW}_a)) + ((^{6}/_{70}) (C_{grw} \times \text{ConsGrw}_c / \text{BW}_c))$ (Vgl. 5.12:

$$\text{BSdrinkwater private onttrekking} = 0,032 \times C_{grw} \quad (\text{Vgl. 5.13})$$

De Risicogrenswaarden voor gebruik van grondwater als drinkwater; private onttrekking volgen uit:

$$\text{BSdrinkwater private onttrekking} = \text{MTR}_{\text{humaan}} \quad (\text{Vgl. 5.14})$$

En:
 $C_{gw} = \text{RGWdrinkwater} \quad (\text{Vgl. 5.15})$

waarin:

$$\text{RGWdrinkwater} = \text{Risicogrenswaarde voor gebruik van grondwater als drinkwater; private onttrekking} \quad (\mu\text{g/L})$$

Dan geldt voor de Risicogrenswaarde voor gebruik van grondwater als drinkwater; private onttrekking:

$$\text{RGWdrinkwater} = \text{MTR}_{\text{humaan}} / 0,032 \quad (\text{Vgl. 5.16})$$

Om aan te sluiten bij de procedure zoals deze al sinds 1991 gehanteerd wordt in Nederland (Van den Berg, 1991/ 1994/ 1995) wordt de opgelegde blootstelling (de blootstelling via inhalatie van binnen- en buitenlucht en drinkwaterconsumptie na permeatie van drinkwaterleidingen) bij dit beschermdoel niet beschouwd.

Als alternatief kan eenzelfde eis worden gesteld als geldt voor de publieke drinkwatervoorziening, namelijk dat de kwaliteit van het onttrokken grondwater moet voldoen aan de drinkwaternorm. In dat geval wordt geen verschil gemaakt in beschermingsniveau tussen private en publieke drinkwaterwinning. Als deze optie wordt gevolgd, wordt een strenger beschermingsniveau gehanteerd dan voor de overige

blootstellingsroutes en wordt er tevens rekening gehouden met 80% blootstelling uit andere bronnen (achtergrondblootstelling).

Het verschil tussen *Risicogrenswaarde voor gebruik van grondwater als drinkwater; private onttrekking* (de RGWdrinkwater) en kwaliteitseisen voor drinkwater is in onderstaande box belicht.

Verskil in beoordeling directe consumptie van grondwater als drinkwater private onttrekking en drinkwater via de publieke drinkwaterwinning

Risicogrenswaarde voor directe consumptie van grondwater private onttrekking

Voor de beoordeling van de risico's ten gevolge van directe consumptie van grondwater als drinkwater private onttrekking wordt aangesloten bij de gangbare methode in Nederland, om gezondheidsrisico's te beoordelen bij bodemverontreiniging (VROM, 1989; Omgaan met risico's). Hierbij wordt de levenslang-gemiddelde blootstelling van de mens berekend die gelijk is aan de 'toelaatbare blootstelling'. De corresponderende concentratie in grondwater in deze berekening is de risicogrenswaarde (RGWdrinkwater, private onttrekking) de kritische waarde in grondwater voor verantwoord gebruik van een private onttrekking. In de berekening van de RGWdrinkwater private onttrekking wordt voor de toelaatbare blootstelling het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR_{humaan}) gehanteerd (VROM, 1989; Omgaan met risico's; Aanvullingsbesluit bodem). Voor genotoxisch carcinogene stoffen (stoffen die kankerverwekkend zijn via chromosoom- of DNA-beschadiging) bestaat geen drempel voor effecten. Bij de kleinste blootstelling is er al sprake van een (heel klein) risico op het ontstaan van ene tumor. Voor deze contaminanten is het MTR_{humaan} afgeleid op basis van de aanname dat er op 10.000 levenslang blootgestelden (1 op de tienduizend) één additioneel geval van een tumor ontstaat ten gevolge van de bodemverontreiniging. Voor de overige stoffen, waarvoor wel een drempel voor effecten bestaat, is het MTR_{humaan} gelijk aan de TDI (Tolerable Daily Intake). Dit is de drempelwaarde voor blootstelling, oftewel de blootstelling, waarbij een schadelijk effect nog niet optreedt. Het MTR_{humaan} kan als volgt worden gehanteerd. Als de blootstelling het MTR_{humaan} niet overschrijdt, zijn gezondheidseffecten onwaarschijnlijk (stoffen met een drempel voor effecten) of zeer gering (stoffen zonder drempel voor effecten). Als de levenslang-gemiddelde blootstelling het MTR_{humaan} wel overschrijdt, is er *mogelijk* sprake van een 'onaanvaardbaar risico' (onaanvaardbaar beleidsmatig gedefinieerd). Voor de bepaling van de risicogrenswaarde voor directe consumptie van grondwater als drinkwater private onttrekking wordt geen blootstelling uit andere bronnen beschouwd dan die uit verontreiniging van bodem en grondwater. Dit is consequent met de berekening van de blootstelling via grond (RTBbodem, Sanscrit; RIVM, 2021, sinds 1994). En dit is consequent met de beoordeling van de blootstelling via andere blootstellingsroutes in de RTBgrondwater, waarbij contact media als groenten en binnenlucht een rol spelen.

Kwaliteitseisen voor drinkwater via de publieke drinkwaterwinning

De kwaliteitseisen voor drinkwater voor de publieke drinkwaterwinning worden uitvoerig besproken in paragraaf 2.3 (Risico's via publieke

drinkwaterwinning). De waarden zijn 'in principe' gezondheidskundig onderbouwd, maar niet voor alle stoffen.

Verskil in beoordeling directe consumptie van grondwater als drinkwater private onttrekking en drinkwater via de publieke drinkwaterwinning (vervolg).

Er worden ook praktische overwegingen beschouwd, zoals de haalbaarheid. Voor genotoxisch carcinogene stoffen, waarvoor geen drempel voor effecten bestaat, is de toelaatbare blootstelling afgeleid op basis van de aanname dat er op 1.000.000 levenslang blootgestelden (1 op miljoen) één additioneel geval van een tumor ontstaat ten gevolge van de bodemverontreiniging (WHO, 2011). Dat is dus een factor 100 strenger dan in het Nederlandse bodembeleid wordt gehanteerd, namelijk één additioneel geval van een tumor op 10.000 levenslang blootgestelden. Voor de overige stoffen, waarvoor wel een drempel voor effecten bestaat, hanteert de WHO eveneens de TDI (Tolerable Daily Intake) als toelaatbare blootstelling. Verder veronderstelt de WHO een achtergrondblootstelling (blootstelling uit andere bronnen dan drinkwater) van 80% van de toelaatbare blootstelling (en voor sommige stoffen nog 90%, een restant van verouderde aannames). Deze veronderstelling resulteert in reductie van de toelaatbare blootstelling aan verontreinigingen uit drinkwater met een factor 5 (of een factor 10 indien 90% achtergrondblootstelling wordt).

Keuze in RTBgrondwater

Een gevolg is dat de kwaliteitseisen voor drinkwater een factor 5 tot een factor van meerdere honderden strenger zijn dan de risicogrenswaarden ten gevolge van directe consumptie van grondwater als drinkwater. De gebruiker heeft, in overleg met het bevoegd gezag, de keus hoe grondwater dat zonder zuivering wordt gebruikt voor drinkwater uit private onttrekking wordt beoordeeld. Of aansluiten bij de gangbare risicomethodiek, zoals gehanteerd bij de berekening van de andere risicogrenswaarden (**RGWdrinkwater private onttrekking**). Of aansluiten bij de beduidend strengere normen voor publieke drinkwaterwinning, op basis van het vergelijken van de concentratie in grondwater met de **kwaliteitseisen voor drinkwater** (publieke drinkwaterwinning).

De berekende *Risicogrenswaarden voor gebruik van grondwater als drinkwater; private onttrekking* ('RGW mens grondwater als drinkwater private onttrekking') zijn weergegeven in Bijlage F. Om een schijnbare nauwkeurigheid te vermijden, zijn de risicogrenswaarden afgerond op twee significante cijfers.

Als er meerdere stoffen in het grondwater worden aangetroffen, worden voor stoffen met eenzelfde werkingsmechanisme de risico-indices bij elkaar opgeteld, zoals uitgelegd in paragraaf 2.2.3.

Als een *Risicogrenswaarde voor gebruik van grondwater als drinkwater; private onttrekking* wordt overschreden door de representatieve concentratie in grondwater, kan een risico voor blootstelling via directe

consumptie van grondwater als drinkwater niet worden uitgesloten. In dat geval moet Stap 2 van de RTBgrondwater worden uitgevoerd, mits het bevoegd gezag de blootstelling via directe consumptie van grondwater als drinkwater van belang acht.

5.4.4

Standaard en locatie-specifieke beoordeling (Stap 2 en 3)

De bepaling van de *standaard blootstelling* en *locatie-specifieke blootstelling* in Stap 2 en 3 worden gecombineerd. In deze gecombineerde Stap 2 en 3 worden de werkelijke consumptiehoeveelheden drinkwater geschat, de blootstelling berekend en getoetst aan de toelaatbare blootstelling (MTR_{humaaan}). Daarbij worden de parameters uit Tabel 5.11 gehandhaafd. De actuele verblijftijd van mensen op de locatie kan echter worden ingevoerd. Voor drinkwaterwinning op een camping kan er bijvoorbeeld vanuit worden uitgegaan dat de drinkwaterconsumptie alleen gedurende een aantal weken (passantencamping) of maanden (camping met staanplaatsen) per jaar plaatsvindt. Maar het bevoegd gezag kan ook uitgaan van de blootstelling van de uitbater van de camping, die bijvoorbeeld het gehele jaar op de locatie verblijft. De blootstelling volgens Vgl. 5.13 kan als volgt worden aangepast:

$$BS_{\text{drinkwater private onttrekking}} = \left(\left(\left(\frac{64}{70} \right) \times (C_{\text{gw}} \times \text{ConsGrwa} / BW_{\text{a}}) \right) + \left(\frac{6}{70} \right) \left((C_{\text{gw}} \times \text{ConsGrw}_c / BW_c) \right) \right) \times f_v \quad (\text{Vgl. 5.17})$$

waarin:

f_v = correctiefactor voor verblijftijd op de locatie (-)

Voor de correctiefactor voor verblijftijd op de locatie geldt:

$$f_v = \text{aantal weken verblijf op de locatie} / 52 \quad (\text{Vgl. 5.18})$$

Hierbij wordt dus als benadering verondersteld dat de totale geaccumuleerde blootstelling gecorreleerd is aan het effect, onafhankelijk van de periode(n) waarover de blootstelling plaatsvindt.

Op basis van de actuele getallen voor 'aantal weken verblijf op de locatie' kan een nieuwe blootstellingberekening worden uitgevoerd. Indien het risico hierbij niet uitgesloten kan worden, dat wil zeggen dat de risico-index voor blootstelling groter is dan 1, wordt aansluitend nagegaan of het grondwater daadwerkelijk de concentratie in de wortelzone beïnvloedt. De berekening van de risico-index is weergegeven in Vgl. 2.1.

6 Uitwerking risicobeoordeling publieke drinkwaterwinning

6.1 Achtergrond

In paragraaf 2.3 wordt duiding gegeven aan het belang en de positie van de publieke drinkwaterwinning en wordt ingegaan op de wijze van risicobeoordeling vanuit algemeen perspectief. In dit hoofdstuk wordt de beoordeling beschreven, zoals opgenomen in de RTBgrondwater.

6.2 Grondwaterbeschermingsgebieden

Het risico voor een grondwaterwinning is groter wanneer een verontreiniging zich in de nabijheid van drinkwaterputten bevindt, met relatief korte verblijftijden en er daarom minder tijd is voor verdunning en natuurlijke afbraak van verontreinigingen. In de meeste gevallen is een grondwaterbeschermingsgebied gebaseerd op de 25-jaarszone, in sommige gevallen de 50- of 100-jaarszone. In het geval van een 25-jaarszone, vanuit het perspectief van bescherming van drinkwater de minst gunstige situatie, bereikt het watervolume dat buiten een grondwaterbeschermingsgebied ligt de drinkwaterputten op zijn vroegst binnen 25 jaar. Omdat de contaminanten in grondwater als gevolg van retardatie meestal langzamer verplaatsen dan water betekent dat dat de contaminanten in grondwater buiten een grondwaterbeschermingsgebied de drinkwaterputten eveneens op zijn vroegst bereiken binnen 25 jaar, maar meestal duurt dat langer. Daarom vindt de beoordeling van risico's voor de drinkwaterwinning in de RTBgrondwater alleen plaats binnen grondwaterbeschermingsgebieden. Grondwaterbeschermingsgebieden worden aangewezen door de provincies. Een overzicht van de grondwaterbeschermingsgebieden in Nederland per provincie is weergegeven in het Nationaal Georegister (Nationaal Georegister, 2021).

In bijzondere gevallen kan een grondwaterverontreiniging buiten een grondwaterbeschermingsgebied aandacht nodig hebben vanuit het perspectief van de bescherming van de drinkwaterwinning. Dat is vergelijkbaar met wat in de Circulaire bodemsanering (ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2013) 'een gevoelige situatie' genoemd werd. Dit was gedefinieerd als een situatie waar een verontreiniging toch aandacht kreeg in de beoordeling, ondanks dat de interventiewaarde niet wordt overschreden.

6.3 Generieke toetsing (Stap 1)

De generieke toetsing vindt alleen plaats als de grondwaterpluim zich in een grondwaterbeschermingsgebied bevindt. Als dat niet het geval is vraagt de RTBgrondwater of er sprake is van een bijzondere situatie, waarbij ondanks het feit dat de grondwaterpluim zich niet in een grondwaterbeschermingsgebied bevindt, er toch reden is om rekening te houden met publieke drinkwaterwinning. Dat kan bijvoorbeeld het geval zijn als er sprake is van een veelvoud aan pluimen bovenstrooms van de onttrekking of het aannemelijk is dat de contaminanten eerder dan 25 jaar de putten kunnen bereiken. Of dat er reden is te veronderstellen dat transport naar de drinkwaterputten veel sneller verloopt dan 25

jaar, bijvoorbeeld als er redenen zijn preferente stromingsbanen in de ondergrond te vermoeden.

Omdat vanuit het perspectief van de publieke drinkwaterwinning de toelaatbare concentratie in het grondwater sterk afhangt van lokale condities, met name waar de pluim zich bevindt ten opzichte van de onttrekkingen, zijn er geen op risico's gebaseerde generieke *Risicogrenswaarden voor de publieke drinkwaterwinning* af te leiden. Voor de risicogrenswaarden in Stap 1 worden daarom de kwaliteitseisen uit het Drinkwaterbesluit (Drinkwaterbesluit, 2022) als risicogrenswaarden gehanteerd (zie paragraaf 2.3.2), hoewel er voor grondwater dat is bestemd voor drinkwaterproductie geen wettelijke normen zijn vastgesteld. Dit komt neer op het negeren van het effect van transportprocessen en afbraak op reductie van de concentratie. Een toetsing van ruwwater op dezelfde wijze als het water aan het leveringspunt past in het conservatieve karakter van de beoordeling in Stap 1 van de RTBgrondwater. Dit sluit ook aan bij de provinciale taak om, met het oog op de winning van grondwater voor bereiding van voor menselijke consumptie bestemd water, de kwaliteit van het grondwater in aan te wijzen grondwaterbeschermingsgebieden te beschermen (artikel 2.18 Omgevingswet) (Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet, 2020). Bovendien is dit compatibel met de ambitie uit de KRW om drinkwater te kunnen winnen met slechts een eenvoudige zuivering.

Door het gebruik van de kwaliteitseisen uit het Drinkwaterbesluit is er in Stap 1 geen sprake meer van het zogenaamde normengat. Hiermee wordt bedoeld op de discrepantie tussen de kwaliteitseisen voor grondwater vanuit de Wet bodembescherming (interventiewaarden) en in het algemeen beduidend strengere drinkwater-kwaliteitseisen.

De *Risicogrenswaarden voor de publieke drinkwaterwinning* ('RGW publieke drinkwaterwinning'), welke gelijk zijn aan de drinkwater-kwaliteitseisen, zijn weergegeven in Bijlage F.

Omdat de drinkwater-kwaliteitseisen niet voor alle contaminanten op risico's gebaseerd zijn, wordt er voor het beschermdoel Publieke drinkwaterwinning geen rekening gehouden met gecombineerde blootstelling aan meerdere contaminanten.

Als een Risicogrenswaarde voor de publieke drinkwaterwinning wordt overschreden door de representatieve concentratie in grondwater, kan een bedreiging voor de publieke drinkwaterwinning niet worden uitgesloten. In dat geval moet Stap 2 van de RTBgrondwater worden uitgevoerd.

6.4 Standaard risicobeoordeling (Stap 2)

6.4.1 Berekening

Stap 2 wordt uitgevoerd indien de verontreinigingspluim zich in een grondwaterbeschermingsgebied bevindt en er sprake is van overschrijding van een drinkwater-kwaliteitseis. In uitzonderingsgevallen kan Stap 2 ook worden ingezet als er sprake is van een bijzondere situatie, waarbij ondanks het feit dat de grondwaterpluim zich niet in

een grondwaterbeschermingsgebied bevindt, er toch reden is om rekening te houden met publieke drinkwaterwinning.

Bij de *standaardbeoordeling* in Stap 2 moet de concentratie die aan zal komen bij de drinkwaterputten in meer detail worden berekend. Hierbij wordt gebruik gemaakt van analytische oplossingen, gericht op het transport van stoffen. Deze vereisen een bepaalde mate van vereenvoudiging van het stromingsproces en eenduidige begin- en randvoorwaarden. Dergelijke analytische oplossingen zijn bijvoorbeeld beschikbaar voor natuurlijke stroming en, onder bepaalde voorwaarden, voor de stroming bepaald door de grondwateronttrekking. De combinatie van deze twee stromingen is complex. Er wordt zoveel mogelijk gebruik gemaakt van actuele waarden van de input parameters. In veel gevallen zijn de belangrijkste input parameters:

- de hydraulische doorlaatbaarheid van de waterverzadigde ondergrond (m/ jr);
- de retardatiefactor (-);
- de afbraakconstante (1/dag).

De berekening moet conservatief zijn, maar niet onrealistisch. Behalve in overleg met het bevoegd gezag (provincie, waterschap) is het raadzaam de berekeningen in overleg met de drinkwaterbedrijven uit te voeren.

De retardatiefactor kan worden bepaald met de formules Vgl. 3.1 en Vgl. 3.2 (lineaire evenwichtspartitie), zie hoofdstuk 3.

Eventueel kan Stap 2 worden gecombineerd met Stap 3, of kan Stap 2 worden vervangen door Stap 3. Dit hangt af van de beschikbare instrumentaria.

6.4.2 *Toetscriterium*

Het criterium voor beoordeling is de concentratie die is te verwachten ter plaatse van de drinkwateronttrekking, bij de drinkwaterputten. Als aangetoond kan worden dat met gebruik van relatief conservatieve parameters deze de drinkwater-kwaliteitseisen niet overschrijdt, kan een bedreiging voor de publieke drinkwaterwinning worden uitgesloten. Kan dit niet worden aangetoond, dan dienen in Stap 3 van de RTBgrondwater de risico's voor de publieke drinkwaterwinning in meer detail te worden bepaald.

Omdat niet alle drinkwaterkwaliteitsnormen gebaseerd zijn op risico's wordt er geen rekening gehouden met gecombineerde blootstelling.

6.5 **Locatie-specifieke risicobeoordeling (Stap 3)**

6.5.1 *Analytische en numerieke modellen*

Bij de *locatie-specifieke beoordeling* in Stap 3 kan eveneens gebruik worden gemaakt van analytische oplossingen, waarbij meer aandacht wordt besteed aan locatie-specifieke input parameters. Voor sommige vereenvoudigde situaties kan bijvoorbeeld gebruik worden gemaakt van berekening van de reistijd tussen de locatie waar een waterdeeltje infiltreert tot aan de rand van een drinkwateronttrekkingsput (Chapuis en Chesnaux, 2006a en Chapuis en Chesnaux (2006b); ontleend aan

Grondwaterformules.nl, 2021a). Als alternatief kunnen in Stap 3 numerieke modellen worden gebruikt, zoals beschreven in paragraaf 3.9. Er bestaan numerieke modellen die de combinatie van natuurlijke stroming en stroming als gevolg van een onttrekking beschouwen. Dergelijke modellen zijn complex en vragen bij toepassing veel inspanning om de benodigde parameters te verzamelen. Behalve in overleg met het bevoegd gezag (provincie, waterschap) is het aan te raden de berekeningen in overleg met de drinkwaterbedrijven uit te voeren.

De retardatiefactor kan worden bepaald met de formules in Vgl. 3.1 en Vgl. 3.2 (lineaire evenwichtspartitie). In het geval van gebruik van numerieke modellen kan mogelijk een betere schatting worden gemaakt van de retardatiefactor met Vgl. 3.3 (Freundlich-sorptie), waarbij de retardatie afhankelijk is van de concentratie. Ook kan de retardatiefactor door meting worden bepaald (zie paragraaf 3.10).

6.5.2 *Toetscriterium*

Het toetscriterium in Stap 3 is hetzelfde als voor Stap 2, namelijk de concentratie die is te verwachten is ter plaatse van de drinkwateronttrekking ten opzichte van drinkwater-kwaliteitseisen. In overleg met het bevoegd gezag en de drinkwaterbedrijven kan een ander toetscriterium worden gehanteerd. Voorbeelden hiervoor zijn:

- De toelaatbare vracht die de drinkwaterputten bereikt, als functie van de tijd. Het zou aanvaardbaar kunnen worden geacht als deze resulteert in een concentratie in ruwwater die over een langere periode gemiddeld (ruim) onder de drinkwaterkwaliteitseisen blijft. Het idee van dit toetscriterium kan zijn: gemiddeld een zo gering mogelijk belasting van ruwwater over een langere periode.
- Als variant op het vorige criterium: een overschrijding van drinkwater-kwaliteitseisen over een korte periode tegenover een lange periode met een lage of geen enkele belasting van ruwwater. Het idee van dit toetscriterium is vergelijkbaar met het vorige potentiële toetscriterium: liever korte tijd een hogere concentratie in ruwwater dan langere tijd een lagere concentratie in ruwwater, waarbij de totale belasting van ruwwater hoger is.

Voor beide genoemde voorbeelden is inzicht in het verloop van de concentratie in de tijd (doorbraakcurve) nodig.

Aangezien dergelijke alternatieve toetscriteria gevoelig liggen, mogen deze alleen in uitzonderingsgevallen en in overleg met het bevoegd gezag en de drinkwaterbedrijven worden gehanteerd. Ze worden hier genoemd, omdat er altijd ook ruimte moet zijn voor een toetscriterium waarbij het ruwwater zo min mogelijk belast wordt.

6.5.3 *Monitoring*

Ook kan in Stap 3 gebruik worden gemaakt van meet- en monitoringsgegevens. Dat kan op twee manieren. Ten eerste door de meest relevante input parameters te bepalen voor de modelberekeningen. In veel gevallen zijn dat de hydraulische doorlaatbaarheid van de waterverzadigde ondergrond, de retardatiefactor en/of de afbraakconstante. In paragraaf 3.10 zijn

richtlijnen gegeven voor het bepalen van de meest relevante input parameters. Ten tweede door op basis van een uitgebreidere meetcampagne in de tijd, en analyse, van concentraties in grondwater een schatting te maken van toekomstige ontwikkelingen van de concentratie in ruwwater, zonder dat er gebruik gemaakt wordt van modellen. Ook hiervoor zijn richtlijnen te ontnemen aan paragraaf 3.10.

Voor de uitvoering van Stap 3 kan het raadzaam zijn een expert in te zetten op het gebied van drinkwaterwinning, het berekenen van transportmodellen en/of het meten en interpreteren van tijdsreeksen van concentraties in grondwater.

7 Uitwerking risicobeoordeling ecosysteem

7.1 Achtergrond

In paragraaf 2.4 wordt duiding gegeven aan het belang en de positie van het ecosysteem en wordt ingegaan op de wijze van risicobeoordeling vanuit algemeen perspectief. In dit hoofdstuk wordt de beoordeling beschreven, zoals opgenomen in de RTBgrondwater.

7.2 Inleiding

Voor de beoordeling van grondwaterverontreiniging in de RTBgrondwater wordt dezelfde filosofie gevolgd als die de basis vormt voor de systematiek voor de beoordeling van bodemverontreiniging in de (onverzadigde) toplaag (bodem). Voor een maximale consistentie wordt waar mogelijk dezelfde filosofie en uitwerking voor de beoordeling van grondwaterverontreiniging in de RTBgrondwater gevolgd. Dit gebeurt in drie stappen, als volgt samengevat:

- de stof-voor-stofbenadering en toetsing aan ERC_{eco} (Ernstig Risico Concentratie voor het grondwater-ecosysteem) (Stap 1);
- de toetsing van de Toxische Druk (TD) van de aanwezige cocktail van contaminanten en maten voor volume en oppervlak van de verontreiniging (Stap 2);
- toepassing van extra informatie over de risico's aan de hand van een Triade-benadering (Stap3).

Deze stappen worden hierna beschreven, zoals deze worden toegepast in de RTBgrondwater.

7.3 Generieke toetsing (Stap 1)

Voor de toetsing aan *generieke risicogrenswaarden* voor ecologie in het grondwater in Stap 1 van het Saneringscriterium wordt het HC50-niveau toegepast: het niveau waarop 50% van de potentieel aanwezige en in het laboratorium getoetste soorten of processen een effect ondervindt. De belangrijkste conclusie uit de brainstorm uit 2019 is dat de afleiding en toetsing aan de ecologische risicogrenswaarden voor grondwater op het HC50-niveau gehandhaafd kan blijven, volgens de procedure voor bodem. Voor de risicobeoordeling van historische verontreiniging per stof is dit een bruikbare maat en er is geen reden om een andere soepelere of strengere maat voor te stellen. De toetsing is gebaseerd op twee verschillende risicogrenswaarden, één voor soorten en één voor processen, waarbij de laagste van beide waarden de ecologische risicogrenswaarde is, de ERA_{eco} (Ernstige Risico Additie voor ecosystemen). De ERA_{eco} opgeteld met de achtergrondconcentratie is gelijk aan de ERC_{eco} (zie Vgl. 23.) De beschikbaarheid van gegevens is van belang: voor een contaminant zijn vaak meer gegevens beschikbaar voor de soortengevoeligheid dan voor de processengevoeligheid, maar er is een standaardmethode om hier mee om te gaan. De procedure voor het afleiden van de ecologische risicogrenswaarden, inclusief de ERA_{eco}, is in detail beschreven in Van Vlaardingen en Verbruggen (2007). De ERA_{eco} is het geometrisch gemiddelde van alle beschikbare chronische toxiciteitswaarden (NOEC: No Observed Effect Concentration). Bij weinig gegevens wordt gebruik gemaakt van acute

toxiciteitswaarden en een 'ratio acuut:chronisch' van 10. Tenminste toxiciteitsgegevens van vier taxonomische groepen moeten beschikbaar zijn; bij minder gegevens worden per geval beoordelingsfactoren toegepast en keuzes gemaakt.

Voor bodem wordt de 'bodemtypecorrectie' toegepast om locatie-specifieke toetswaarden te verkrijgen. Deze correctie wordt niet toegepast voor grondwater, omdat daar de biobeschikbaarheid geen rol speelt. Of het zinvol is om een grondwatertype-afhankelijke correctie te hanteren kan onderzocht worden, maar daar is nog niet in voorzien.

De *Risicogrenswaarde voor ecologie* ('RGWgrondwater ecosysteem') zijn opgenomen in Bijlage F.

Indien er meerdere stoffen worden aangetroffen in grondwater worden voor die stoffen waarvoor een somnorm voor ecologische effecten bestaat de concentraties binnen de betreffende groep opgeteld en getoetst aan deze somnorm. Indien er geen somnorm voor ecologische effecten beschikbaar is en de risicogrenswaarden binnen een groep zijn gelijk, dan worden de concentraties eveneens opgeteld (waarbij in feite een somnorm wordt verondersteld, gelijk aan die van de individuele stoffen).

Als een *Risicogrenswaarde voor ecologie* in het grondwater wordt overschreden door de representatieve concentratie in grondwater, kan een onaanvaardbaar risico voor het ecosysteem niet worden uitgesloten. In dat geval moet Stap 2 van de RTBgrondwater worden uitgevoerd, mits het bevoegd gezag de ecologische bescherming van belang acht.

7.4 Standaard risicobeoordeling (Stap 2)

In Stap 2 wordt de toestand van het grondwaterecosysteem nauwkeuriger en met meer realisme beoordeeld.

Voor de schade aan het ecosysteem door verontreiniging maakt het veel uit of er één of meer contaminanten de *Risicogrenswaarde voor ecologie* overschrijden, en in welke mate deze overschrijdingen zich manifesteren. Voor het compartiment bodem is dit in Sanscrit uitgewerkt door de zogenoemde meerdere-stoffen toxische druk te berekenen van het complete mengsel van contaminanten (Posthuma et al., 2002). De uitkomst wordt uitgedrukt in een gesommeerde maat voor de potentieel aangetaste fractie (msPAF). Deze wordt getoetst op basis van drie verschillende beoordelingsparameters:

- De veronderstelde of afgesproken ecologische gevoeligheid van het plaatselijke ecosysteem voor bodem- en grondwaterverontreiniging, afhankelijk van het landgebruik.
- Geëigende toetscriteria voor de beoordeling van de msPAF te bepalen is de msPAFgrondwatertool msPAF online beschikbaar. Voor de bodem worden de pragmatisch afgeleide toetscriteria van 0,25 en 0,65 gehanteerd. Voor het grondwater zijn deze nog niet beschikbaar (maar zie verderop). Om de
- Een omvangsmaat voor de totale impact uitgedrukt in hoeveelheid oppervlakte onafgedekte (open) bodem (m²) dat

aangetast is door verontreiniging. Voor het grondwater ligt het in de rede om een volumemaat (m^3) te hanteren.

Op deze wijze wordt ten opzichte van Stap 1 een beter onderbouwde, maar nog steeds standaard uitvoerbare risicobeoordeling uitgevoerd, gebaseerd op de concentraties in het mengsel aan contaminanten, zonder dat er nieuwe analyses nodig zijn. Omdat de totale impact van de grondwaterverontreiniging in Stap 2 met minder onzekerheid wordt gekwantificeerd, kunnen veiligheidsfactoren in verband met toepassing van het voorzorgprincipe versoepeld worden. Voor de bodem werd met inachtneming van de concentraties in de totale werkvoorraad van verontreinigde locaties verantwoording afgelegd om de toetscriteria op 0,25 en 0,65 te stellen, zodat minder locaties de beoordeling 'onaanvaardbaar risico' meekregen (Rutgers et al., 2006).

Ook voor de beoordeling van verontreinigde waterbodems en oppervlaktewater is een meer-stoffen toxische druk-berekening ontwikkeld. De naam van dit model is Omega123 (Beek et al., 2002). Het principe is hetzelfde als voor de berekening van de meerdere-stoffen toxische druk bij bodemverontreiniging. Het verschil is het type toxiciteitsgegevens, die zijn voor verontreinigde waterbodems en oppervlaktewater naar wens afkomstig van pelagische zoetwatersoorten, bentische zoetwatersoorten of andere soorten. Het is bij gebrek aan gegevens over grondwatersoorten te verdedigen om de beoordeling in de RTBgrondwater te baseren op zoetwatersoorten, zoals in Omega123.

Voor bodem (Sanscrit) en voor aquatische ecosystemen (oppervlaktewater en waterbodems; OMEGA123) zijn beoordelingsmodellen ontwikkeld om de totale gemodelleerde schade op het ecosysteem op een standaard manier te beoordelen. Beide instrumenten zijn gebaseerd op de berekening van de meerdere-stoffen toxische druk, met de eenheid msPAF. Tot nu toe is voor grondwater nog niet zo'n model met specifieke grondwaterorganismen ontwikkeld, maar er is *a priori* geen argument in de brainstormsessies naar voren gekomen om voor grondwater een ander beoordelingsmodel voor ecologische risico's te ontwikkelen. De parametrisering van dit model kan met de gegevens van aquatische organismen uitgevoerd worden. Hier ligt de aanname aan ten grondslag dat de verschillen tussen organismen in oppervlakte- en grondwater kleiner zijn dan de verschillen tussen de daadwerkelijke gevoeligheden voor grondwaterecosystemen. De beoordeling van de schade aan het grondwaterecosysteem kan dus ook volgens de methodiek voor bodem en oppervlaktewater via een meerdere-stoffen toxische druk-berekening bepaald worden. Dit in combinatie met een veronderstelde gevoeligheid en een omvangsmaat, waarmee de relatieve risico's nauwkeurig worden gekwantificeerd, zoals van een 'prioriteringsinstrument' mag worden verwacht.

Voor de beoordeling van ecologische effecten in bodem wordt voor de omvangsmaat de totale impact uitgedrukt in een maat voor de oppervlakte onafgedekte ('open') bodem (m^2) boven een grenswaarde. Dat kan ook voor de beoordeling van ecologische effecten in een grondwaterlichaam uitgewerkt worden. Een oppervlaktemaat is voor grondwater echter niet gebruikelijk. Voor de omvang van de

verontreiniging in grondwater wordt in het algemeen een 3-dimensionele volumemaat (m^3) gebruikt in plaats van een 2-dimensionele oppervlaktemaat (m^2). Grondwatersystemen gedragen zich meer dan de leeflaag van de bodem in drie dimensies.

Voor de concrete invulling van de drie beoordelingsfactoren, zoals opgenomen in Tabel 7.1, kan dan het volgende aangevoerd worden:

1. Voor de veronderstelde gevoeligheid van het grondwaterecosysteem worden naar analogie van de beoordeling van bodem drie verschillende categorieën vastgesteld. Conform de ecologische beoordeling voor bodem wordt de natuurlijke, relatief ongestoorde toestand in natuurgebieden als 'gevoelig' bestempeld. Landbouwgebieden en andere groene gebieden (bijvoorbeeld parken en tuinen) zijn als 'gemiddeld gevoelig' te classificeren. De versteende stedelijke en industriële omgeving is als 'relatief ongevoelig' te beschouwen. Een simpelere benadering zonder onderscheid tussen gevoeligheidscategorieën is ook een optie. In dat geval worden alle grondwaterecosystemen in Nederland met een historische verontreiniging langs dezelfde maatlat gelegd, ongeacht of het een natuurgebied of industriegebied betreft. Deze optie wordt in de RTBgrondwater echter niet toegepast.
2. De beoordeling van de meerdere-stoffen toxische druk in de vorm van de msPAF, alsmede de toxicologische beoordelingsgrondslag (bijvoorbeeld NOEC of EC50⁶), zijn nader te bepalen en afhankelijk van de range voor de natuurlijke achtergrond en de msPAF in grondwater op sterk verontreinigde locaties. De msPAF wordt bepaald met de msPAFgrondwatertool. Voor de relatieve risicobeoordeling is het van belang om de schaal van geen effect (effectmaat = 0) tot maximaal effect (effectmaat = 1) zo optimaal mogelijk te benutten. Voor de risicobeoordeling voor bodem is daartoe overgestapt van een beoordeling die op NOEC-waarden is gestoeld (HC50-noec) naar een benadering die gebaseerd op EC50-waarden (HC50-ec50). Met EC50-waarden als grondslag wordt de schaal voor de msTD beter benut dan met een op NOEC-waarden gebaseerde maatvoering (de volgorde van de prioritering verandert niet). Tevens wordt daarmee een aansluiting gemaakt met een ook op EC50-niveau gebaseerde maatvoering in Stap 3 van de beoordeling. Voor de toetscriteria is aangesloten bij de oorspronkelijke waarden die werden gebruikt bij beoordeling van de ecologische effecten voor bodem: msPAF = 0,15 en msPAF = 0,50.
3. Maximaal aanvaardbare volumematen (m^3) voor de totale omvang van het aangetaste grondwater-ecosysteem, waarbij grenswaarden voor de msPAF zijn overschreden, voor de verschillende gevoeligheden. Dit is vergelijkbaar met de oppervlaktetabel voor bodemverontreiniging in Sanscrit (Circulaire bodemsanering) met drie categorieën ecosystemen met een verschillende gevoeligheid en een maat voor het oppervlak en een maat voor het volume (poriegevuuld)

⁶ NOEC = No Observed Effect Concentration; EC50 = Effect Concentration voor 50% van de organismen of soorten)

grondwater. Voor de oppervlaktetabel voor bodemverontreiniging in Sanscrit werd een oppervlakte van 50 m² als criterium gehanteerd voor het meest gevoelige bodemgebruik (natuur) in combinatie met de grootste aantasting (msPAF > 0,50). Voor een minder gevoelig bodemgebruik en mindere aantasting werd telkens een vermenigvuldiging met een factor 10 toegepast om tot een criterium voor toegestane oppervlakte te komen. Voor grondwater wordt als uitgangspunt voor het meest gevoelige bodemgebruik (natuur) in combinatie met de grootste aantasting (msPAF > 0,50) een volumecriterium (in plaats van een oppervlaktecriterium) genomen van 100 m³ porieverzadigde ondergrond. Dit is het volumecriterium dat wordt gehanteerd, waarbij in geval van overschrijding van de interventiewaarde sprake is van een ernstige grondwaterverontreiniging. Voor een minder gevoelig bodemgebruik en mindere aantasting werd naar analogie van de beoordeling van de bodem telkens een vermenigvuldiging met een factor 10 toegepast om tot een criterium voor toegestaan volume te komen.

In Tabel 7.1 zijn de waarden voor de toelaatbare omvang van de grondwaterpluim opgenomen als besliscriteria voor de beoordeling van locatiespecifieke risico's voor het grondwaterecosysteem, gedifferentieerd naar gebiedstypen. Deze gebiedstypen zijn afhankelijk van de ecologische gevoeligheid. Afhankelijk van het gebiedstype is mogelijk sprake van een onaanvaardbaar risico indien het volume poriegevlude ondergrond de TD niet overschrijdt. Per situatie moeten beide volumecontouren beoordeeld worden. De in deze tabel weergegeven omvangsmaten zijn op dezelfde wijze afgeleid als de oppervlaktematen in de Triade-bodem (Rutgers et al. 2008).

Tabel 7.1 Toelaatbare omvang van de grondwaterpluim (volumes poriegevlude ondergrond) als functie van de toxische druk-klassen en ecologische gevoeligheidsklassen.

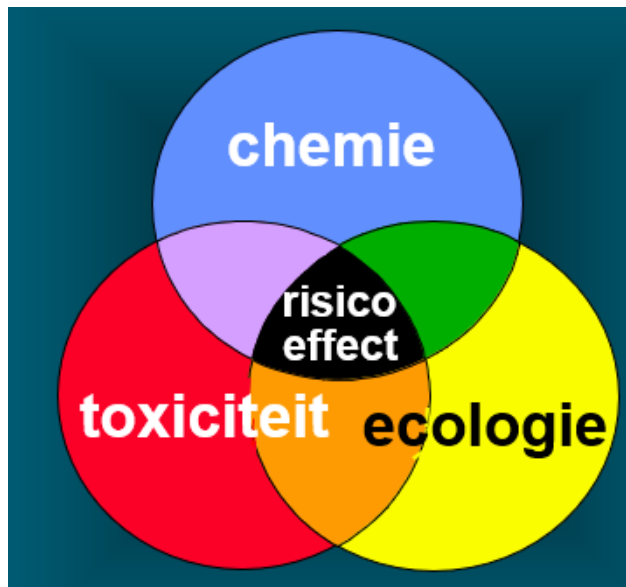
Gebiedstype op basis van ecologische gevoeligheidsklasse (op basis van landgebruik)	Volumetoets voor sterk verontreinigd grondwater: TD_{msPAF} > 0,15	Volumetoets voor zeer sterk verontreinigd grondwater: TD_{msPAF} > 0,50
Natuur (gevoelig)	1000 m ³	100 m ³
Landbouw en groen met natuurwaarden (gemiddeld gevoelig)	10000 m ³	1000 m ³
Industrie, infrastructuur en ander groen (minder gevoelig)	100000 m ³	10000 m ³

Indien het grondwatervolume binnen de msPAF-contour van msPAF = 0,15 en/of van msPAF = 0,50 de toelaatbare omvang uit Tabel 7.1 overschrijdt, kan een risico's voor het ecosysteem niet worden uitgesloten en moet Stap 3 worden uitgevoerd.

7.5 Locatie-specifieke beoordeling (Stap 3)

7.5.1 Opzet Triade-grondwater

Een Triade voor grondwater is net als voor de bodem opgebouwd langs drie Lines of Evidence (LoE), namelijk een chemische beoordeling (Chemie), een beoordeling aan de hand van een of meer bioassays (Toxiciteit), en een ecologische veldinventarisatie (Ecologie), zie Figuur 7.1. Elke LoE is individueel in staat om een ecologische risicobeoordeling te onderbouwen. Echter, elke LoE heeft specifieke systeemonzekerheden. Het is de combinatie van de drie onafhankelijke LoEs die ervoor zorgt dat een beoordeling gebaseerd kan worden op een Weight of Evidence (WoE), zodat systeemonzekerheden transparant en efficiënt verminderd worden.



Figuur 7.1 Opbouw Triade, volgens drie Lines of Evidence (LoE).

Voor de gedachtenvorming van een Triade voor het grondwaterecosysteem (Triade-grondwater) vallen de volgende zaken op te merken voor de ontwerpeisen van de drie bovengenoemde sporen (LoE) in een Triade-grondwater:

- **Chemie**
Net als voor Stap 2 kan een Triade-grondwater gebaseerd worden op een berekening van toxische druk voor het mengsel van stoffen, uitgedrukt in een msPAF (te berekenen met de msPAFgrondwatertool). Ook voor de Triade-bodem in Nederland is voorgesteld om in een eerste eenvoudige Triadebeoordeling gebruik te maken van de berekening van de meer-stoffen toxische druk in Stap 2 van de RTBgrondwater, analoog aan de opzet van het saneringscriterium (Mesman et al., 2011). Een geavanceerdere beoordeling voor bodem aan de hand van de TD (msPAF) kan uitgevoerd worden door de biobeschikbaarheid te modelleren. Dit is voor het grondwater minder belangrijk dan voor bodem en het voorstel is om dit niet te doen.
- **Bioassays**
De beoordeling van ecologische risico's met behulp van bioassays is voor de beoordeling van een grondwater-ecosysteem een uitdagende LoE. Dit heeft te maken met de omstandigheid dat er

voor deze beoordeling een biologische respons bepaald moeten worden aan representatieve grondwatermonsters. Daar worden bioassays voor ingezet. Om de gevraagde gevoeligheid te halen worden in het geval van oppervlaktewater de monsters vooraf geconcentreerd door de organische stoffen te binden aan een hars en deze weer te mobiliseren (op te lossen) met behulp van een oplosmiddel. De standaardmethode wordt pT-bepaling genoemd (potentiële toxiciteits-bepaling) en is beschreven in De Zwart en Sterkenburg (2002). In de pT-bepaling worden standaard vijf of zes verschillende bioassays toegepast. Voor een eenvoudige Triade volstaan eventueel minder bioassays. Voor metalen is een dergelijke methode met een concentratiestap nog niet ontwikkeld, maar omdat het aantal metalen beperkt is, is het voldoende om de toxische druk van metalen te berekenen uit het chemische spoor (TD-msPAF metalen) en die op te tellen bij de toxische druk op basis van de pT-bepaling (TD-bioassays).

- **Ecologische veldwaarnemingen**

Voor aquatische systemen is de risicobeoordeling op basis van ecologische veldwaarnemingen goed ontwikkeld en veel toegepast (Den Besten en Munawar, 2016), mede als gevolg van de vereisten uit de KRW. De beoordeling is vooral gebaseerd op het voorkomen van en de diversiteit aan ongewervelden, aangevuld met de samenstelling en diversiteit aan algen en waterplanten.

Aangezien grondwaterecosystemen zeer afwijkend zijn voor wat betreft standplaatsfactoren (habitat) en het voorkomen van soorten zijn de kennis en gegevens uit aquatisch ecologisch onderzoek niet direct bruikbaar voor de risicobeoordelingsmethodologie van het grondwater. Dit in tegenstelling tot kennis en gegevens over de toepassing van bioassays in de tweede LoE van de Triade-grondwater. De beschikbaarheid van koolstof en energie in ondiepe aquatische ecosystemen in Nederland is door fotosynthese-activiteit immens en sterk afhankelijk van het seizoen. Grondwatersystemen kenmerken zich door relatief stabiele condities (temperatuur, vocht) met een zeer laag koolstofgehalte en energieniveau per volume-eenheid. Door een compacte bodemstructuur kunnen alleen (zeer) kleine organismen zich goed bewegen, en afsluitende kleilagen zijn niet te passeren. Aangezien het verzamelen van voldoende meercellige organismen ingewikkeld is, zal een praktische methode zich op eencelligen of op subcellulaire kenmerken richten, zoals de inzet van eDNA (environmental DNA) technieken. Voor een veldinventarisatie bevat een klein monster (met een eenvoudige fixatie/concentratiestap op een filter) voldoende eDNA voor een herhaalbare analyse beeld van de aanwezige organismen. Moleculair-biologische technieken worden steeds meer toegepast bij monitoring en beoordeling van ecosystemen en zijn daarom ook veelbelovend voor de beoordeling van de grondwaterkwaliteit.

7.5.2 *Opzet en beoordeling met Triade-Effectwaarden*

7.5.2.1 *Lines of evidence*

Informatie voor een Triade-grondwater wordt naar analogie van de Triade-bodem langs drie onafhankelijke sporen van onderzoek verkregen, de drie LoEs, nl. chemische beoordeling, bioassays in het laboratorium en ecologische veldwaarnemingen. Voor toepassing van deze informatie in de RTBgrondwater wordt gebruik gemaakt van de ervaring die met de Triade-bodem is opgedaan. Deze is samengevat in twee rapporten met handreikingen voor de uitvoering en de beoordeling (Mesman et al. 2007; Mesman et al. 2011). De belangrijkste aanbevelingen worden hieronder uiteengezet, details zijn in de genoemde rapporten te vinden.

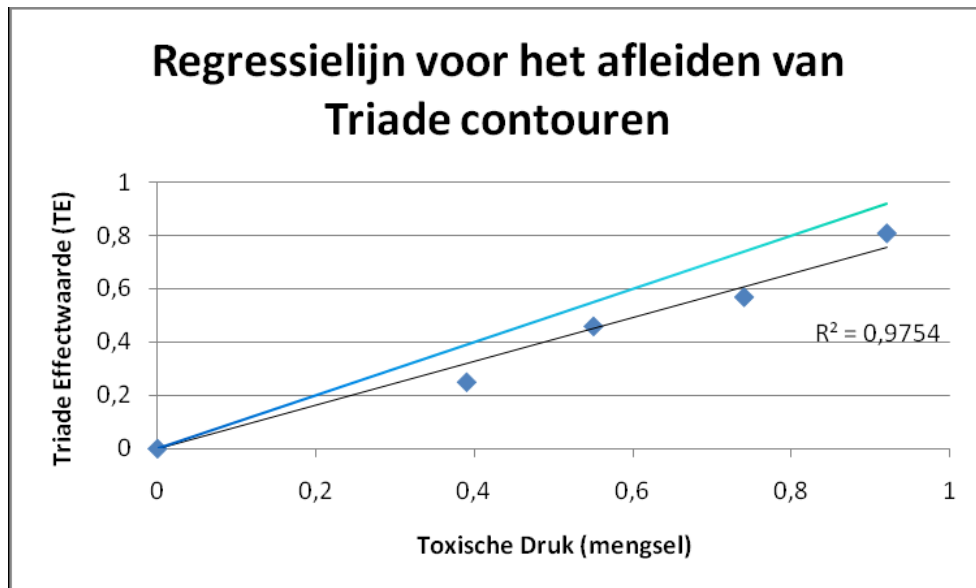
De Triade kan in de RTBgrondwater, net zoals de Triade-bodem, stapsgewijs worden opgezet, met een screenings stap, nadere kwantificering en een volledige kwantificeringsstap. Om het eenvoudig te houden zal alleen een voorstel voor een eenvoudige screeningsfase Triade-grondwater worden gedaan, inclusief regels voor de beoordeling.

De bruikbaarheid van geschaalde ruwe Triade-gegevens wordt getoetst aan de onzekerheid, die zichtbaar is in de verschillen tussen berekende TD-uitkomsten in de drie LoE, te vergelijken met een standaarddeviatie (Mesman et al. 2007). Als de onzekerheid gering is (deviatiefactor tussen 0 en 1; default: < 0,4 voor de drie sporen), dan zijn de resultaten bruikbaar om een eindconclusie over risico's te onderbouwen.

7.5.2.2 *Extrapolatie in de ruimte*

Om de resultaten van het Triadeonderzoek toe te kunnen passen in de ruimtelijke context van de locatie moet er een koppeling gemaakt worden tussen de Toxische Druk (TD) van het mengsel van stoffen en de TD die op basis van bioassays of veldwaarnemingen wordt bepaald. Dit wordt ingegeven door het feit dat de grootste onderzoeksinspanning vaak ligt bij de LoE voor de chemische beoordeling, omdat daarmee inzicht wordt verkregen in de omvang van de verontreiniging, in de humane risico's, en in de kans op verspreiding. Voor de andere twee LoE is de inspanning meestal kleiner en worden minder monsters geanalyseerd. De aanbevolen procedure is daarom om de relatie tussen de 'nauwkeurig' afgeleide TD-msPAF en de 'minder nauwkeurig' afgeleide TD-Triade te bepalen, en het resultaat toe te passen als 'ijklijn' voor de ruimtelijke extrapolatie op basis van chemische samenstelling op de monsterlocaties.

In Figuur 7.2 is de relatie tussen TD-msPAF en TD-Triade afgebeeld. De regressielijn kan vervolgens gebruikt worden om Triade-Effectwaarden te berekenen op basis van de Toxische Drukwaarden. Hiermee kan een ruimtelijk beeld worden gemaakt van de te verwachten effecten op basis van Triadeonderzoek.



Figuur 7.2 Relatie tussen de Toxische Druk (TD) van het stoffenmengsel en de Triade-Effectwaarde voor de waarnemingen in Tabel 7.2.

De regressielijn (zwart) in Figuur 7.2 is een hulpmiddel om de resultaten van het Triadeonderzoek te extrapoleren naar andere plaatsen op de locatie op basis van de gemeten concentraties in het nader onderzoek. De blauwe lijn geeft de regressielijn weer bij een een-op-een relatie tussen de TD-msPAF en de TD-triade (TE). In dit voorbeeld levert het Triade-onderzoek ongeveer 20% lagere TD op basis van effectwaarnemingen op dan de berekening van de TD met de msPAF.

Tabel 7.2 Toelaatbare omvang van de grondwaterpluim (volumes poriegevulde ondergrond) als functie van de toxische druk-klassen uit de Triade en ecologische gevoeligheidsklassen.

Gebiedstype op basis van ecologische gevoeligheidsklasse (op basis van landgebruik)	Volumetoets voor sterk verontreinigd grondwater: TD Triade > 0,20	Volumetoets voor zeer sterk verontreinigd grondwater: TD Triade > 0,60
Natuur (gevoelig)	1000 m ³	100 m ³
Landbouw en groen met natuurwaarden (gemiddeld gevoelig)	10000 m ³	1000 m ³
Industrie, infrastructuur en ander groen (minder gevoelig)	100000 m ³	10000 m ³

7.5.2.3 Eindbeoordeling

De Triade-Effectwaarde (TE) wordt gebruikt voor het nemen van een beslissing over de aanvaardbaarheid van de ecologische risico's. De berekening moet worden beschouwd als een hulpmiddel om tot een beslissing te komen, want het combineren van alle gegevens in één getal heeft als groot nadeel dat de achterliggende informatie per meting of per spoor verloren gaat. Het is van belang om de Triade-Effectwaarde

altijd in de context van alle resultaten te beschouwen. De laatste stap is dan de beoordeling van de Triade-Effectwaarde en de deviatie, door een vergelijking te maken met een (gekozen) besliscriterium. In deze paragraaf wordt een besliscriterium beschreven waar de eindbeoordeling op kan worden gebaseerd. Het is echter de verantwoordelijkheid van het bevoegde gezag om hier een keuze in te maken en hier eventueel van af te wijken. De afleiding van besliscriteria voor de resultaten van Triade-onderzoek sluit aan bij de indeling in ecologische gevoeligheidsklassen, zoals die ook in de Circulaire bodemsanering wordt gebruikt en bij stap 2 van het Saneringscriterium. In de oppervlaktetabel (Tabel 7.2) is deze indeling terug te vinden. Het gebiedstype 'natuur' is het meest kwetsbaar; hiervoor gelden de strengste besliscriteria voor 'onaanvaardbaar risico voor het ecosysteem'. Alle andere groene gebiedstypen zijn in de midden-categorie geplaatst voor wat betreft gevoeligheid voor verstoring door bodemverontreiniging. Het gebiedstype met de categorieën 'ander groen', 'bebouwing', 'infrastructuur' en 'industrie' is het minst gevoelig.

Vanwege de extra vermindering van onzekerheden in de derde stap van RTBgrondwater kunnen de waarden voor toelaatbare omvang grondwaterpluim (tweede stap: Tabel 7.1) minder stringent gemaakt worden. Het voorstel is het lage criterium van 0,15 op te hogen naar 0,20 (of 0,25), en het hoge criterium van 0,5 tot 0,6 (of 0,75), zulks in overleg met het bevoegd gezag.

Voor de uitvoering van Stap 3 kan het raadzaam zijn een expert in te zetten op het gebied van ecologische risicobeoordeling.

8 Uitwerking risicobeoordeling oppervlaktewater

8.1 Achtergrond

In paragraaf 2.5 wordt duiding gegeven aan het belang en de positie van oppervlaktewater en wordt ingegaan op de wijze van risicobeoordeling vanuit algemeen perspectief. Omdat de beoordelingsmethodiek nog afgestemd moet worden met andere bestaande methodieken om de lozing van grondwater op oppervlaktewater te beoordelen, is dit beschermdoel vooralsnog niet in de RTBgrondwater geïmplementeerd. In dit hoofdstuk wordt de beoordeling beschreven, zoals deze opgenomen zou kunnen worden in de RTBgrondwater. Mogelijk kan implementatie van een (aangepaste) methodiek vanuit de bescherming van oppervlaktewater op korte termijn worden gerealiseerd.

8.2 Generieke risicobeoordeling (Stap 1)

Voor de afleiding van *Risicogrenswaarden voor oppervlaktewater* in Stap 1 wordt ervan uitgegaan dat er drainage van grondwater op oppervlaktewater plaats kan vinden. Hierbij wordt verondersteld dat de concentratie van de contaminant gedurende het transport van grondwater naar oppervlaktewater niet verandert. Omdat in werkelijkheid de concentratie tijdens transport doorgaans afneemt, is dat een conservatief uitgangspunt. De concentratie in grondwater kan dan in Stap 1 worden getoetst aan de jaargemiddelde milieukwaliteitseisen (JG-MKE), zoals beschreven in paragraaf 2.5.3. De JG-MKE is voor alle stoffen lager dan de MAC-MKE, dus als de JG-MKE niet wordt overschreden, wordt tevens aan de MAC-MKE voldaan. Er is niet voor alle contaminanten een JG-MKE beschikbaar. Voor het doel van dit project wordt in dat geval gebruik gemaakt van een ander type norm voor oppervlaktewater. In volgorde van voorkeur wordt gebruik gemaakt van de volgende opties:

1. JG-MKE uit Besluit Kwaliteitseisen en Monitoring Water (BKMW; versie 2015). Voor 40 stoffen beschikbaar.
2. Jaargemiddelde waarde van de concentratie' uit de Ministeriële Regeling monitoring Kaderrichtlijn Water (MR KRW), uit 2015. Voor 70 stoffen beschikbaar.
3. MTR_{eco} , ondanks dat deze alleen betrekking heeft op directe ecotoxiciteit en dus qua afleiding af kan wijken van ad 1 en ad 2.

Bij de beoordeling geldt dat de 'representatieve concentratie' in grondwater de norm voor oppervlaktewater niet overschrijdt, er met grote waarschijnlijkheid dit ook niet zal gebeuren na intreding in oppervlaktewater. Dat wil zeggen dat het verschil in de wijze van toetsing van oppervlaktewater tussen die met het MTR_{eco} als norm (toetsing aan het 90^{ste} percentiel van de gemeten concentraties in oppervlaktewater) en die met de JG-MKN als norm (het gemiddelde van de gemeten concentraties in oppervlaktewater) geen rol speelt.

De *Risicogrenswaarden voor oppervlaktewater* ('RGWoppervlaktewater'), welke gelijk zijn aan de normen voor oppervlaktewater zoals hierboven benoemd, zijn weergegeven in Bijlage F.

Omdat de oppervlaktewater-kwaliteitseisen niet voor alle contaminanten op vergelijkbare risico's en beschermdoelen gebaseerd zijn, wordt er voor het beschermdoel Oppervlaktewater geen rekening gehouden met gecombineerde blootstelling aan meerdere contaminanten.

Als een *Risicogrenswaarde voor oppervlaktewater* wordt overschreden door de representatieve concentratie in grondwater, kan een risico voor oppervlaktewater niet worden uitgesloten. In dat geval moet Stap 2 van de RTBgrondwater worden uitgevoerd, mits het bevoegd gezag de bescherming van oppervlakte van belang acht.

8.3 Standaard risicobeoordeling (Stap 2)

In de standaardbeoordeling in Stap 2 worden twee elementen nader beschouwd:

- de waarschijnlijkheid dat drainage op oppervlaktewater plaats kan vinden;
- een indicatie van de impact die drainerend grondwater op het oppervlaktewater kan hebben.

De waarschijnlijkheid dat drainage plaats kan vinden

Er zijn vele locatie-specifieke factoren die bepalen of een verontreinigd grondwatervolume wel of niet in een oppervlaktewater draineert (zie paragraaf 3.6). Bovendien hangt dit sterk af van de tijd van het jaar en verschilt dit tussen de jaren onderling. Er is er geen eenvoudige berekening te maken voor de optredende drainagestroom en de daaruit resulterende belasting van oppervlaktewater. In algemene zin vindt drainage op oppervlaktewater met name plaats in het lage gedeelte van Nederland (de drie westelijke provincies, de westelijke helft van de provincie Utrecht, de provincies Groningen en Friesland). Maar in alle andere delen van Nederland, met uitzondering van de grootste delen van de oostelijke helft van de provincie Utrecht, de Veluwe en van Zuid-Limburg, kan drainage op oppervlaktewater een gedeelte van het jaar plaatsvinden.

In sommige gevallen is men bekend met de locatie en weet men of er wel of niet sprake kan zijn van natuurlijk afwatering op een oppervlaktewater, of dat in een gebied juist gedurende het grootste gedeelte van het jaar infiltratie overheersend is. Als het bekend is dat er gedurende het gehele jaar geen of nauwelijks natuurlijk afwatering op een oppervlaktewater plaatsvindt, kan een onaanvaardbaar risico voor oppervlaktewater worden uitgesloten en de beoordeling worden beëindigd.

Indicatie van de impact van drainerend grondwater op het oppervlaktewater

In dit tweede element wordt voor een concreet oppervlaktewaterlichaam nagegaan:

- hoe de vracht aan contaminanten in de pluim zich verhoudt tot de reeds aanwezige hoeveelheid contaminanten in het oppervlaktewater;
- hoe de toename van de concentratie in het oppervlaktewater zich verhoudt tot de geldende normen.

Deze beide toetsen zijn gelijk aan de Triviaaltoets (stap 2), respectievelijk de Significatietoets (stap 3) als onderdelen van de Immissietoets (Rijkswaterstaat, 2019). De Immissietoets is bedoeld om een directe lozing in oppervlaktewater te beoordelen. Het is redelijk dat hiervoor een strengere beoordeling geldt dan voor een verontreiniging die zich in het grondwater bevindt. Voor de directe lozing is voorkomen van een te grote lozing essentieel, terwijl preventieve maatregelen voor de natuurlijke lozing lastiger te nemen zijn. Bovendien zullen contaminanten in grondwater gedurende het transport naar het grondwater in concentratie in de meeste gevallen verminderen. Dit geldt in sterkere mate voor organische contaminanten dan voor metalen. In oppervlaktewater kan echter juist accumulatie van bijvoorbeeld metalen optreden in het sediment. Daarnaast geldt dat de Immissietoets bedoeld is voor het beoordelen van lozingen op grotere wateren. Het gaat hierbij namelijk om grote watersystemen (breedte meer dan 400 m), middelgrote watersystemen (breedte tussen 100 en 400 meter) en kleine watersystemen (breedte minder dan 100 m) (Rijkswaterstaat, 2019). Terwijl de RTBgrondwater vaak toegepast zal worden voor lozing op sloten (met een breedte van enige meters). Ondanks dat wordt deze voor de beoordeling van grondwater relatief strenge beoordeling toegepast, omdat dan aangesloten wordt bij bestaande kaders.

Als aan beide toetsen wordt voldaan, kan een onaanvaard risico voor oppervlaktewater worden uitgesloten en de beoordeling worden beëindigd.

Verhouding vracht aan contaminanten in de pluim en de reeds aanwezige hoeveelheid contaminanten in het oppervlaktewater

De Triviaaltoets betreft een screening op het triviaal (onbeduidend) zijn van de lozing, op basis van de hoeveelheid te lozen contaminanten in relatie tot de reeds aanwezige concentratie in het ontvangende oppervlaktewatersysteem. Er wordt rekening gehouden met de verdunning die in het watersysteem plaatsvindt. Er is sprake van een triviale concentratieverhoging als de maximale toename van de concentratie in oppervlaktewater een bepaald percentage van de norm voor oppervlaktewater niet overschrijdt. Een triviale concentratieverhoging wordt evenals in de Triviaaltoets als onderdeel van de Immissietoets afhankelijk gesteld van de grootte en breedte van het watersysteem, zoals weergegeven in Tabel 8.1. Hoe groter de wateren, hoe lager de procentuele concentratieverhoging die wordt toegestaan. Voor kanalen wordt een hogere toelaatbare belasting verondersteld dan voor (de grotere) rivieren. In de RTBgrondwater zal in veel gevallen sprake zijn van een waterloop van enige meters breed, zodat de concentratieverhoging in het oppervlaktewater maximaal 1% van de norm voor oppervlaktewater mag zijn.

Tabel 8.1 De toegestane concentratieverhoging in oppervlaktewater als functie van de grootte en breedte van het watersysteem (in procenten van de milieukwaliteitsnorm)

Grootte watersysteem	Breedte (m)	Triviale concentratieverhoging % van de milieukwaliteitsnorm (na volledige menging)
Zoete wateren en getijderivieren ¹		
Klein	≤ 100	1
Middel	100 < breedte ≤ 400	0,75
Groot	> 400	0,1
Kanalen		
Alle	alle	1

¹ Sloten en meren vallen onder de categorie zoete wateren en getijderivieren, met dien verstande dat bij meren de trivialetoets kan worden toegepast tot een breedte van 2000 meter.

De concentratieverhoging in oppervlaktewater wordt naar analogie van de Trivialetoets in de Immisietoets als volgt berekend:

$$\Delta C_{\text{opp.water}} = (C_d - C_{\text{ow}}) / V_d \quad (\text{Vgl. 8.1})$$

waarin:

$\Delta C_{\text{opp.water}}$ = concentratieverhoging in oppervlaktewater ($\mu\text{g/L}$)

C_d = concentratie in drainagewater ($\mu\text{g/L}$)

C_{ow} = concentratie in oppervlaktewater, bovenstrooms ($\mu\text{g/L}$)

V_d = verdunningsfactor (-)

De verdunningsfactor wordt als volgt berekend:

$$V_d = ((Q_{\text{ow}} + (Q_{\text{grw}}/30 \cdot 10^6)) / (Q_{\text{grw}}/30 \cdot 10^6)) \quad (\text{Vgl. 8.2})$$

Q_{ow} = netto afvoerdebiet in het oppervlaktewatersysteem (m^3/s)

Q_{grw} = drainageflux van grondwater naar het oppervlaktewatersysteem (m^3/jaar)

Merk op dat, in aansluiting op de praktijk, het netto afvoerdebiet in het oppervlaktewatersysteem wordt uitgedrukt in volume per seconde (m^3/s) en de drainageflux van grondwater naar het oppervlaktewatersysteem in volume per jaar (m^3/jaar).

Een afvoerdebiet in het oppervlaktewatersysteem kan worden geschat of gemeten. In de Trivialetoets wordt voor het netto afvoerdebiet de 10-percentielwaarde van de netto afvoer genomen (90% van de tijd is het debiet dus hoger). Omdat het bij de beoordeling van de RTBgrondwater gaat om beoordeling van een bestaand probleem (grondwaterverontreiniging; curatieve beoordeling) en niet om het beoordelen van een lozing; preventieve beoordeling) wordt in de RTBgrondwater uitgegaan van een gemiddeld debiet. Voor een schatting van de drainageflux van grondwater naar het oppervlaktewatersysteem kan als indicatie de horizontale flux worden berekend (Vgl. 9.1). Voor grotere wateren kan het netto afvoerdebiet in het oppervlaktewatersysteem worden ontleend aan de webapplicatie van de emissietoets (Rijkswaterstaat, 2022). In deze webapplicatie kunnen

watersystemen op de kaart van Nederland worden aangeklikt, waarbij gegevens als het afvoerdebiet worden weergegeven.

Verhouding toename van de concentratie in het oppervlaktewater tot de geldende normen

Allereerst moet de mengzone in het oppervlaktewater te worden bepaald. Dat is de afstand tussen rand van het oppervlaktewater en de afstand waarop een substantiële invloed van de drainage merkbaar is. Naar analogie van de Significantietoets wordt vervolgens getoetst aan een concentratieverhoging of op de rand van de mengzone voldaan wordt aan de JG-MKE. Voor de significantietoets geldt (Rijksoverheid, 2021):

- de mengzone mag voor lineaire watersystemen niet groter zijn dan een lengte van 10 maal de breedte van het watersysteem met een maximum van 1000 meter;
- voor meren mag de lengte van de JG-mengzone niet groter zijn dan 0,25 maal de diameter van het meer met een maximum van 1000 meter.

Op de grens van de mengzone geldt dat de toename van de concentratie in het oppervlaktewater niet meer mag bedragen dan 10% van de geldende JG-MKE. Deze toetsing vindt op vergelijkbare wijze plaats in de RTBgrondwater, volgens de volgende formule:

$$\Delta CL \leq 0.1 \times RGW_{\text{oppervlaktewater}} \quad (\text{Vgl. 8.3})$$

waarin:

$$RGW_{\text{oppervlaktewater}} = \text{Risicogrenswaarde voor oppervlaktewater } (\mu\text{g/L})$$

$$\Delta CL = \text{concentratieverhoging van de te lozen stof na (al dan niet gedeeltelijke) menging op afstand L van de intrede in het oppervlaktewaterlichaam (op de rand van de mengzone) } (\mu\text{g/L})$$

Indien in Stap 2 het risico niet kan worden uitgesloten, moet Stap 2 worden uitgevoerd

8.4 Locatie-specifiek risicobeoordeling (Stap 3)

8.4.1 Berekening

Bij de *locatie-specifieke beoordeling* in Stap 3 kan gebruik worden gemaakt van (analytische of numerieke) modellen, zoals beschreven in paragraaf 3.9. Berekening van de kwelflux is complex, maar met vereenvoudigde aannames kan een schatting worden gemaakt van de afname van de concentratie tijdens transport van grondwaterpluim naar oppervlaktewater. Mogelijk kan met conservatieve aannames voor stofparameters, met name de afbraakconstante, aannemelijk worden gemaakt dat overschrijding van de normen in oppervlaktewater niet waarschijnlijk is. Voor de uitvoering van Stap 3 kan het raadzaam zijn een expert in te zetten op het gebied van transportprocessen in grondwater en de relatie tussen grond- en oppervlaktewater.

Daarnaast is toepassing van het afwegingskader beschreven in Heusinkveld-Bakker (2020) te overwegen. Dit afwegingskader is primair gericht op Rijkswateren waarop drainage van verontreinigd grondwater plaatsvindt, maar kan in principe ook worden toegepast in geval van drainage op regionale wateren. Het afwegingskader is relatief bewerkelijk, maar biedt een degelijke beoordeling. Bovendien wordt rekening gehouden met de mogelijkheid om vrachten in het grondwater kostenefficiënt te verminderen.

De in dit rapport beschreven NLO-methodiek (paragraaf 2.5.4) gaat uit van een verontreiniging die zich in de bovengrond en/of in het grondwater kan bevinden. Voor de toepassing vanuit de RTBgrondwater is alleen de verontreiniging in grondwater van belang, het doel van de RTBgrondwater is immers om de chemische kwaliteit van grondwater te beoordelen. Als er echter (ook) sprake is van een verontreiniging in de bovengrond, is integrale aanpak volgens de methodiek voor de hand liggend.

8.4.2 *Monitoring*

Ook kan in Stap 3 gebruik worden gemaakt van meet- en monitoringsgegevens. Dat kan op drie manieren. Ten eerste voor een geval waarbij het bekend of aannemelijk is dat de drainage al lange tijd plaatsvindt en het oppervlaktewater reeds bereikt heeft. Dit zal in veel gevallen van historische grondwaterverontreinigingen het geval zijn. In een dergelijke situatie kan meting van de grondwaterkwaliteit nabij het punt van intreden in oppervlaktewater worden verricht. Dit geeft een goede indicatie van de maximale concentratie die het oppervlaktewater zal gaan belasten.

Ten tweede kunnen de meest relevante input parameters voor modelberekeningen worden bepaald. In veel gevallen zijn dat de hydraulische doorlaatbaarheid van de waterverzadigde ondergrond, de retardatiefactor en/of de afbraakconstante. In paragraaf 3.10 zijn richtlijnen gegeven voor het bepalen van de meest relevante input parameters.

Ten derde kan op basis van een uitgebreidere meetcampagne, en analyse, van concentraties in grondwater een schatting te maken van toekomstige ontwikkelingen van de concentratie nabij het punt van intreding in oppervlaktewater, zonder dat er gebruik gemaakt wordt van modellen. Ook hiervoor zijn richtlijnen te ontnemen aan paragraaf 3.10.

9 Uitwerking risicobeoordeling verspreiding contaminanten in grondwater (dynamische situatie)

9.1 Achtergrond

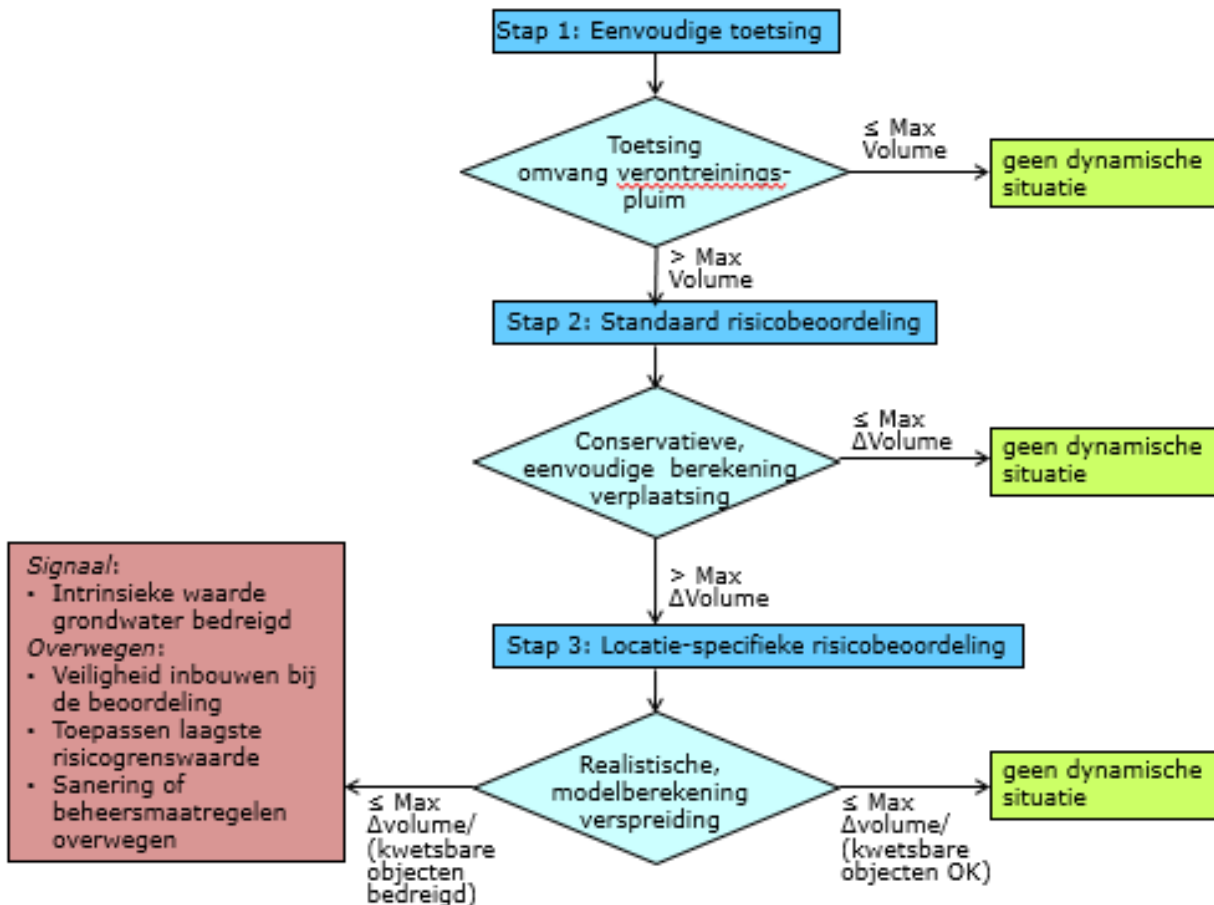
In paragraaf 2.7 wordt duiding gegeven aan het belang en de positie van grondwater en wordt ingegaan op de wijze van risicobeoordeling vanuit algemeen perspectief. In dit hoofdstuk wordt de beoordeling beschreven, zoals opgenomen in de RTBgrondwater; de beoordeling van de zogenaamde dynamische situatie. Kenmerkend voor de dynamische situatie is dat de beoordeling los staat van de aanwezigheid van beschermdoelen.

9.2 Raamwerk beoordeling dynamische situatie

De beoordeling van de dynamische situatie in de RTBgrondwater verloopt net als die voor de zeven beschermdoelen volgens drie stappen, ten dele naar analogie van de procedure in Otte et al. (2007a) voor de stapsgewijze bepaling van locatie-specifieke verspreidingsrisico's. Er wordt hierbij aandacht besteed aan twee elementen:

- de verspreiding van contaminanten;
- de aanwezigheid van drijf- of zinklagen.

Voor de toetsing van de verspreiding van contaminanten is het stroomschema zoals gehanteerd in de RTBgrondwater weergegeven in Figuur 9.1.



Figuur 9.1 Stroomschema van de dynamische situatie in de RTBgrondwater
 Max volume: Maximale volume, waarboven sprake is van een potentieel dynamische situatie
 Max Δvolume: Maximale verplaatsing verontreinigd grondwater, waarboven sprake is van een dynamische situatie.

Indien in Stap 3 sprake is van een dynamische situatie wordt via de RTBgrondwater het volgende signaal gegeven: 'Er is sprake van een dynamische situatie. Dat wil zeggen dat er een groot verontreinigd volume relatief snel door de ondergrond verplaatst. Dat is een bedreiging voor de intrinsieke waarde van grondwater. Het bevoegd gezag wordt aangeraden hier aandacht aan te (laten) besteden. Hierbij zijn de volgende vragen van belang:

- Is het aannemelijk dat het grote verontreinigde volume op termijn een beschermdoel gaat bereiken?
- Is toepassing van de laagste (strengste) risicogrenswaarde opportuun?
- Zijn er sanerings- of beheersmaatregelen nodig?'

De generieke toetsing in Stap 1 kijkt voor de dynamische situatie af van die voor de zeven beschermdoelen. In deze stap is geen risicogrenswaarde afgeleid, maar vindt toetsing plaats op basis van de omvang van de grondwaterpluim binnen de signaleringsparametercontour (is gelijk aan de interventiewaardecontour). In Stap 2 vindt een conservatieve, eenvoudige berekening van de verplaatsing van de grondwaterpluim plaats. In Stap 3 wordt een meer realistische en meer

complexe (numerieke) berekening van de verspreiding van contaminanten uitgevoerd. Er kan in Stap 3 ook gebruik worden gemaakt van monitoringsresultaten.

Een verschil met eerdere circulaire bodemsanering is dat de gebruiker van de RTBgrondwater meer gebruik kan maken van bestaande praktijkkennis: vaak is bekend wat de verplaatsingssnelheid van contaminanten is, of anders wat de grondwatersnelheid is. Omdat transportberekeningen relatief onzeker zijn, verdient praktijkinzicht de voorkeur.

In de paragrafen 9.3 t/m 9.5 worden de drie stappen in detail beschreven.

9.3 Generieke toetsing (Stap 1)

9.3.1 *Uitgangspunten*

Voor bescherming van grondwater vanuit het toekennen van intrinsieke waarde aan grondwater zijn geen specifieke kwaliteitseisen voor grondwater beschikbaar. De mate van bedreiging van grondwater hangt immers niet alleen van de concentratie af, maar ook van de hoeveelheid contaminanten die schoon grondwater kan verontreinigen en de snelheid waarmee dit gebeurt. Dit dynamische element is niet, zoals voor de zeven beschermdoelen in hoofdstukken 5 t/m 8 wel het geval is, in een kritische concentratie in grondwater (risicogrenswaarde) met de eenheid $\mu\text{g/L}$ uit te drukken. Dat geldt ook voor de overige drie redenen om te toetsen of er sprake is van een dynamische situatie, zoals geformuleerd in paragraaf 9.2 (veiligheid inbouwen bij de beoordeling, afvragen of functie-specifieke toetsing opportuun is, overwegen sanering). Daarom zijn er in Stap 1 geen risicogrenswaarden opgenomen in de methodiek om de dynamische situatie te beoordelen. In plaats daarvan vindt, naar analogie van de circulaire bodemsanering vanaf 2006, de *generieke toetsing* in Stap 1 plaats op basis van:

- de omvang van de grondwaterpluim binnen de signaleringsparameter-contour (is gelijk aan de interventiewaarde-contour);
- de aanwezigheid van drijf- of zinklagen.

9.3.2 *Omvang van de grondwaterpluim*

Voor de toelaatbare omvang van de grondwaterpluim binnen de signaleringsparameter-contour zijn door het Rijk geen criteria vastgesteld (Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet, 2020). Binnen de Omgevingswet is het mogelijk dat het bevoegd gezag hiervoor een toelaatbaar volume als criterium vaststelt. Als alternatief van een zelfgekozen criterium kan gebruik worden gemaakt van de defaultwaarde van 6000 m^3 . Zoals beschreven in paragraaf 2.7.3.2 werd dit criterium gebruikt in de circulaire bodemsanering vanaf 2006, alhoewel de onderbouwing voor dit getal niet bekend is. De onderliggende risicogrenswaarden van de signaleringsparameters zijn gedateerd en er wordt bij de beoordeling van de risico's voor de zeven beschermdoelen in de RTBgrondwater gebruik gemaakt van geactualiseerde risicogrenswaarden. Toch wordt dit criterium voor de toelaatbare omvang van de grondwaterpluim gekoppeld aan de signaleringsparameter-contour in Stap 1 van de beoordeling van de

dynamische situatie. De reden hiervoor is dat de onderbouwing van de defaultwaarde van 6000 m³ gerelateerd is aan de interventiewaarde-contour (Weytingh, 2005) en de signaleringsparameters gelijk zijn aan de interventiewaarden. Omdat dit criterium sinds 2006 wordt toegepast, biedt het gebruik van de defaultwaarde van 6000 m³ bovendien de mogelijkheid van continuïteit in het beleid, een belangrijk aspect voor het bevoegd gezag.

Indien het door het bevoegd gezag vastgestelde criterium voor toelaatbare omvang van de grondwaterpluim binnen de signaleringsparameter-contour wordt overschreden, kan een dynamische situatie niet worden uitgesloten en moet Stap 2 voor de beoordeling van de dynamische situatie worden uitgevoerd.

9.3.3 *Voorkomen drijf- en zinklagen*

In Stap 1 van de beoordeling van de dynamische situatie moet worden nagegaan of het voorkomen van een drijf- of zinklaag waarschijnlijk is. De aanwezigheid van een drijf- of zinklaag kan worden aangetoond of worden verwacht op basis van het historische onderzoek, of op basis van het aantreffen van contaminanten die met een drijf- of zinklaag samenhangen (zie paragraaf 3.8 voor details). Een indicatie van een drijf- of zinklaag in Stap 1 is aangetoond als de met een drijf- of zinklaag samenhangende contaminanten een hogere concentratie hebben dan 1% van de maximale oplosbaarheid. Voor de detectie van een mogelijke drijfslag /puur product in een peilbuis, moet de filter altijd snijdend met de grondwatertafel worden geplaatst (Emis, 2013). Voor deze peilbuizen moet er bij de filterplaatsing specifiek rekening gehouden worden met de waarnemingen van de veldtesten tijdens de uitvoering van de boringen, met de lokale geologische opbouw en met de natuurlijke schommeling van de grondwatertafel. In de filter moet steeds een waterkolom aanwezig zijn die minstens 50 % van de filterlengte bedraagt en dit ook bij de laagste grondwaterstand. Bij hoge grondwaterstand moet er ook minimaal 10 % van de filter "vrij" blijven anders is het niet mogelijk om tijdens periodes van hoge grondwaterstand drijfslagmetingen uit te voeren.

Als de aanwezigheid van een drijf- of zinklaag aangetoond is, of waarschijnlijk is, kan een dynamische situatie niet worden uitgesloten en moet Stap 2 voor de beoordeling van de dynamische situatie worden uitgevoerd.

9.4 **Standaardbeoordeling (Stap 2)**

9.4.1 *Uitgangspunten verspreiding*

In de *standaardbeoordeling* in Stap 2 is de aandacht gericht op de verplaatsing van contaminanten in de ondergrond. Er vindt in deze stap een conservatieve, eenvoudige berekening van de verplaatsing van contaminanten plaats, grotendeels analoog aan Swartjes et al., 1994. De input parameters zijn gebaseerd op generieke, algemeen geldende uitgangspunten. Omdat grondwatersnelheid of de transportsnelheid van contaminanten vaak bekend is kan gebruik worden gemaakt van waarden uit de praktijk. Als deze verplaatsingssnelheden niet bekend zijn, kunnen conservatieve parameterwaarden voor de input parameters worden ingevoerd. Afhankelijk van grondsoort zijn hiervoor waarden uit

tabellen af te lezen. Dispersie en diffusie worden in deze eerste stap niet beschouwd. Afbraak wordt eveneens niet beschouwd (conservatief uitgangspunt). Deze procedure is vergelijkbaar met Stap 1 uit de circulaires bodemsanering 1994-2000. Veel personen misten deze stap toen deze niet meer in circulaires bodemsanering vanaf 2006 opgenomen was.

9.4.2 *Steady state contaminant-transport*

Uitgegaan wordt van een *steady state* verplaatsing (constante verplaatsing, die niet in de tijd verandert) van de grondwaterpluim (het waterverzadigde ondergrondvolume met de grondwaterconcentratie binnen de signaleringsparameter-contour (=interventiewaarde-contour)). In formulevorm als volgt:

$$J = (v/R) \times A \quad (\text{Vgl. 9.1})$$

- J = Verplaatst volume verontreinigd grondwater in de tijd (m³/jr)
 v = (werkelijke) snelheid van de grondwaterstroming (m/jr)
 R = retardatiefactor (-)
 A = grootste dwarsdoorsnede van de grondwaterpluim binnen de signaleringsparameter-contour (m²)

De input parameters die nodig zijn om het verplaatst volume verontreinigd grondwater in de tijd te kunnen berekenen volgens Vgl. 9.1 worden via de volgende opties bepaald, in volgorde van afnemende voorkeur:

- *Praktijkwaarde voor de verplaatsingssnelheid van stoffen (v/R).* Indien men bekend is met de locatie en men beschikt over metingen en/of transportberekeningen is soms de transportsnelheid van contaminanten bekend.
- *Berekening op basis van een praktijkwaarde voor de verplaatsingssnelheid van water (v) en berekening van de retardatie (R).* Indien men bekend is met de locatie en men beschikt over metingen en/of berekeningen is soms de verplaatsingssnelheid van grondwater bekend. Merk op dat het hier om de werkelijke snelheid gaat, rekening houdend met het feit dat grondwater alleen door de poriën in de ondergrond stroomt. Dus niet de zogenaamde Darcy-snelheid. De retardatiefactor kan worden berekend.
- *Berekening op basis van berekening van de verplaatsingssnelheid van grondwater en berekening van de retardatie.* Indien er geen inzicht is in de verplaatsingssnelheid van water, dan kan deze worden berekend. De retardatiefactor kan eveneens worden berekend.
- *Berekening op basis van conservatieve waarde uit een tabel voor de verplaatsingssnelheid van water en berekening van de retardatie.* Indien er geen inzicht is in de verplaatsingssnelheid van water en er onvoldoende gegevens zijn om deze te berekenen, dan kan een conservatieve waarde voor de verplaatsingssnelheid van water worden ontleend aan een tabel.

Werkelijke snelheid en Darcy-snelheid van grondwaterstroming

De Darcy-snelheid (of filtreersnelheid) van water, eigenlijk de 'fluxdichtheid' (uitgedrukt in $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{dag}$), is de hoeveelheid verplaatste watermassa per eenheid van oppervlakte en tijd. Deze is eenvoudig te berekenen uit de gradiënt van de grondwaterspiegel en de hydraulische doorlaatbaarheidsfactor. Omdat in de bodem maar een gedeelte van de bodem beschikbaar is voor de verplaatsing van water, het doorstroomde volume waar zich geen bodemdeeltjes bevinden, is de werkelijke snelheid van water hoger. Het doorstroomde volume kan worden benaderd door de effectieve poriefractie. De werkelijke snelheid van grondwater is dan de Darcy-snelheid gedeeld door effectieve poriefractie van waterverzadigde grond (zie Vgl. 9.2).

Snelheid van de grondwaterstroming

Als de grondwatersnelheid niet bekend is, kan deze worden berekend. De snelheid van de grondwaterstroming in Vgl. 9.1 is de werkelijke snelheid en kan eventueel worden bepaald uit de Darcy-snelheid van de grondwaterstroming:

$$v = \text{Darcy-snelheid} / \varepsilon \quad (\text{Vgl. 9.2})$$

waarin

$\varepsilon =$ effectieve poriefractie van de waterverzadigde ondergrond (m^3/m^3 ; d.w.z. dimensieloos)

De verplaatsingssnelheid van grondwater hangt af van het bodemtype (preciezer gezegd: het ondergrondtype), in het algemeen getypeerd door zand, klei of veen. De configuratie van gronddeeltjes en de poriefractie in de ondergrond bepaalt de snelheid van doorstroming. De parameter die de verplaatsingssnelheid kwantificeert is de hydraulische doorlaatbaarheid van de waterverzadigde ondergrond (de doorlaatbaarheidsfactor onder waterverzadigde omstandigheden, tevens maximale doorlaatbaarheidsfactor). Daarnaast hangt de grondwatersnelheid af van het verhang van de grondwaterspiegel. Voor variabele stroming kan de Richards-vergelijking worden gebruikt. In de eenvoudigste *steady state* vorm is de vergelijking:

$$v = - (K_{h\text{ver}} \times \text{grad}H) / \varepsilon \quad (\text{Vgl. 9.3})$$

waarin:

$v =$ werkelijke grondwatersnelheid (m/jr)
 $K_{h\text{ver}} =$ hydraulische doorlaatbaarheid van de waterverzadigde ondergrond (m/jr)
 $\text{grad}H =$ gradiënt van de grondwaterspiegel (m/m) d.w.z. dimensieloos)

Vgl. 9.3 is gebaseerd op de volgende aannames:

- de stroombanen lopen lineair;
- de stroombanen lopen in het gehele jaar in dezelfde richting;
- de grondwatersnelheid is gelijk voor alle stroombanen.

Indien men informatie heeft over het bodemtype in de ondergrond kan men de hydraulische doorlaatbaarheid van de waterverzadigde

ondergrond ($K_{h\text{ver}}$ in Vgl. 9.3 aan Tabel 9.1) ontlenen (Bot, 2011; let op dat de waarden van de hydraulische doorlaatbaarheid van de waterverzadigde ondergrond hier in m/dag gegeven zijn; niet in m/jaar). Het is in geval van een gelaagde ondergrond zinvol de hydraulische doorlaatbaarheid van de watervoerende lagen te nemen (niet de scheidende of afdichtende lagen). Omdat het Stap 2 van de procedure is en er geen gebruik gemaakt wordt van specifieke meetgegevens op de locatie, zijn in Tabel 9.1 relatief conservatieve waarden voor de hydraulische doorlaatbaarheid van de waterverzadigde ondergrond opgenomen.

Tabel 9.1 Defaultwaarden voor hydraulische doorlaatbaarheid van waterverzadigde ondergrond ($K_{h\text{ver}}$ in Vgl. 9.3) (Bot, 2011)

Grondsoort	Hydraulische doorlaatbaarheid (m/dag)
Grind	10 ⁵
<i>Zand:</i>	
Grof zand	200
Fijn zand	10
Duinzand	7
Lichte zavel	0,5
Zandige leem	0,3
<i>Veen:</i>	
Veen	0,1
Kleiig veen	0,005
Leem/keileem	0,05
Löss	0,05
<i>Klei:</i>	
Matig zware klei	0,01
Overige klei	0,001

Indien men informatie heeft over het verhang van de grondwaterspiegel (gradH in Vgl. 9.3) kan met deze specifiek invullen. Indien er geen metingen beschikbaar zijn, kan als default de conservatieve waarde van 0,001 (een verhang van één promille) worden gehanteerd.

De effectieve poriefractie (ϵ in Vgl. 9.3) bepaalt het gedeelte van de ondergrond dat doorstroombaar is door water. De effectieve poriefractie van waterverzadigde grond hangt af van de vorm waarin bodemdeeltjes aanwezig zijn, bijvoorbeeld of het om korrels in een zandige ondergrond of plaatjes in een kleiige ondergrond gaat. Voor korrels (zandgrond) is de deeltjesgrootte van belang en de pakking van de deeltjes: een kubusvormige pakking heeft de grootste openingen en een romboëder-vormige pakking de kleinste (Glover, 2017). De effectieve poriefractie kan bepaald worden aan de hand van transportproeven in het veld of in het laboratorium of kan worden geschat uit deeltjesgrootte-distributie en bodem-water-karakteristieken. Bij voorkeur wordt een bekende of gemeten effectieve poriefractie ingevoerd. Indien men geen informatie heeft over effectieve poriefractie van waterverzadigde grond en er geen meetwaarden bekend zijn, wordt voor ϵ in Vgl. 9.3 in Stap 2 een conservatieve defaultwaarde zoals weergegeven in Tabel 9.2 ingevoerd. Deze waarden zijn de bovengrenzen van de poriefractie (dus niet de

effectieve poriefractie) uit Koorevaar et al., 1983 en dus conservatieve waarden.

Tabel 9.2 Conservatieve defaultwaarden voor effectieve poriefractie van waterverzadigde grond (indien geen waarden bekend of gemeten zijn) (Koorevaar et al., 1983).

Grondsoort	Effectieve poriefractie (-)
Grind	0,60
Zand	0,60
(Kei)leem	0,60
Veen	0,85
Klei	0,70
Löss	0,60

Als er geen informatie over de grondwatersnelheid of de kenmerken van de ondergrond beschikbaar zijn, of te verkrijgen zijn, is de grondwatersnelheid te ontlene aan Tabel 9.3 (aangepaste waarden uit Swartjes et al., 1994). In deze tabel zijn relatief conservatieve waarden voor de grondwatersnelheid opgenomen. De defaultwaarden voor de grondwatersnelheid zijn gegeven, in afhankelijk van het ondergrondtype (grondsoort). Deze waarden worden hier kort beschreven.

Tabelwaarde voor zandgebieden

De defaultwaarde $v = 60$ m/jr kan worden beschouwd als het ruimtelijke gemiddelde van de grondwatersnelheden in zandige gebieden van Nederland. De relevante regio's bestaan uit formaties van het Boven-Pleistoceen waar de hydraulische doorlaatbaarheid varieert tussen 10 m per dag (dekzand, een mengsel van eolisch zand met lokale materialen) en 60 m per dag (grof zand), de gemiddelde waarde is ongeveer 30 m per dag (United Nations, 1991). In deze regio's is de gradiënt (gradH) van het grondwaterpotentieel gemiddeld 0,001 (Meinardi, 1999). Opgemerkt moet worden dat de defaultwaarde van $v = 60$ m/jr niet moet worden gebruikt op locaties waar de snelheid lokaal hoger is, zoals (a) in de buurt van grondwaterwinningslocaties, (b) in de buurt van oppervlaktewateren (grote rivieren en kanalen) en (c) langs de zijkant (teen) van met ijs gestuwde heuvels. Een voorbeeld van dit laatste wordt gevormd door de randen van de Veluwe.

Defaultwaarde voor klei- en veenregio's

In kleiachtige en veenbodems werden de volgende waarden gehanteerd:

- klei: $v = 0,3$ m/jr;
- veen: $v = 0,2$ m/jr;
- klei/veen: $v = 0,25$ m/jr.

Die snelheden in klei en veen zijn laag vergeleken met die in zandige gebieden, primair omdat de hydraulische doorlaatbaarheid van deze materialen gering is. De snelheid is bovendien gering, omdat klei en veen in de meeste gevallen worden gevonden in vlakke gebieden waar de gradiënt van het grondwater erg laag is.

Tabel 9.3 Defaultwaarden voor de snelheid van de grondwaterstroming (relatief conservatieve waarden), als functie van grondsoort.

Grondsoort	Snelheid van de grondwaterstroming (m/jr)
Zand (eventueel met klei-deklaag)	60
Klei	0,3
Veen	0,2
Klei/veen	0,25
Zand op veen	0,35

Retardatiefactor

De retardatiefactor van contaminanten geeft aan in hoeverre de stof vertraging ondervindt ten opzichte van de snelheid van de verplaatsing van water. In geval dat er geen adsorptie optreedt, is R gelijk aan 1. In alle andere gevallen is $R > 1$. De retardatiefactor kan worden bepaald met de formules Vgl. 3.1 en Vgl. 3.2 (lineaire evenwichtspartitie).

9.4.3

Toetscriterium dynamische situatie

Er wordt vanuit gegaan dat als het verplaatst volume verontreinigd grondwater in de tijd (J in Vgl. 9.1, uitgedrukt in m^3/jr) op basis van de berekeningen in Stap 2 een specifiek criterium overschrijdt een dynamische situatie niet kan worden uitgesloten. Dit criterium moet door het bevoegd gezag worden vastgesteld. Voor dit toetscriterium werd in de eerdere circulaire bodemsanering $100 m^3/jr$ gehanteerd voor de toegestane volumeverplaatsing van grondwater binnen de signaleringsparameter-contour. In de circulaire bodemsanering vanaf 2006 werd $1000 m^3/jr$ gehanteerd (zie paragraaf 2.7.3.2 voor details). Onder andere op basis van dit toetscriterium werd beoordeeld of een grondwaterverontreiniging tot een 'onbeheersbare situatie' zou kunnen leiden en er (met spoed) beheers- of saneringsmaatregelen moeten worden genomen. In de Omgevingswet is het aan het bevoegd gezag om een toetscriterium voor een toelaatbaar verplaatst volume verontreinigd grondwater vast te stellen. Door het Rijk (Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet, 2020) zijn geen criteria voor de verplaatsingssnelheid vastgesteld. Omdat dit criterium moeilijk objectief vast te stellen is, kan eventueel een eerder vastgesteld criterium worden gebruikt. In dat geval is $1000 m^3/jaar$ het meest zinvolle criterium. Deze volumeverplaatsing lijkt groot op basis van de data uit Weytingh (2005), oude data uit 2003, waarvan de oorsprong van de data onbekend is, maar sluit het beste aan bij de uitgangspunten van de dynamische situatie. De redenen hiervoor zijn als volgt:

- De volumetoename van $100 m^3/jaar$ in de circulaire van 1994 dekte het gehele verspreidingscriterium af, inclusief bedreiging van beschermdoelen.
- De volumetoename van $1000 m^3/jaar$ in de circulaire bodemsanering vanaf 2006 werd gehanteerd voor de beoordeling van de 'onbeheersbare situatie', terwijl er daarnaast ook werd nagegaan of er beschermdoelen werden bedreigd.

9.4.4

Voorkomen drijf- en zinklagen

In de standaardbeoordeling in Stap 2 voor de beoordeling van een drijf- of zinklaag wordt nader ingegaan op het type drijf- of zinklaag en op de

ondergrond. Een dynamische situatie kan hierbij worden uitgesloten als aangetoond kan worden (Otte et al., 2007a):

- dat er sprake is van een relatief viskeuze drijf- of zinklaag, die zich nauwelijks verplaatst. Dat geldt bijvoorbeeld voor teer, creosoot of een andere drijf- of zinklaag met een hoge viscositeit (bijvoorbeeld met viscositeit hoger dan 20 mPa.sec (is gelijk aan 20 centipoise)).
- de drijf- of zinklaag een (continu doorlopende) bodemlaag met grote weerstand heeft bereikt. In dat geval is doorbraak naar diepere lagen onwaarschijnlijk.

Een concentratie in het grondwater van met drijf- en zaklagen samenhangende contaminanten van tenminste 5 - 10% van de maximale oplosbaarheid voor een contaminant wordt in Stap 2 als aanwijzing voor de nabijheid/aanwezigheid van een drijf- of zinklaag beschouwd (SKB, 2007).

9.5 Locatiespecifieke beoordeling (Stap 3)

9.5.1 *Uitgangspunten verspreiding*

In Stap 3 wordt een meer realistische en meer complexe (numerieke) berekening van de verplaatsing van contaminanten uitgevoerd. Daarbij kan gebruik worden gemaakt van berekeningen en/of metingen (monitoring). In Stap 3 kan het bevoegd gezag naar analogie van Stap 2 eveneens een toelaatbaar verplaatst volume verontreinigd grondwater in de tijd kiezen als toetscriterium, uitgedrukt in m³/jr. In dat geval moet de modelberekening of de monitoring eveneens op verplaatst volume verontreinigd grondwater binnen de signaleringsparameter zijn gebaseerd.

Als alternatief kan in overleg met het bevoegd gezag ook op andere criteria worden ingezet, bijvoorbeeld een doorbraakcurve (inzicht in het verloop van de concentratie in de tijd op een specifieke locatie).

Er kan in Stap 3 gebruik worden gemaakt van meer geavanceerde modellen, en daarbij moet men 'op inzicht' besluiten of de resultaten acceptabel zijn. Dit inzicht dient gebaseerd te zijn op de kennis van de risico's, verkregen met de RTBgrondwater, en op redenen om de dynamische situatie te toetsen. Hierbij kunnen de volgende factoren meewegen:

- De mate van maatschappelijk belang. Aan grondwater kan intrinsieke waarde worden toegekend. Dat wil zeggen dat grondwater als een waardevol medium wordt beschouwd en om die reden moet worden beschermd, onafhankelijk van de vraag of er beschermdoelen worden bedreigd. En in geval van een grote vracht aan contaminanten die zich snel door de ondergrond verplaatst, zal een groter schoon volume grondwater verontreinigd raken.
- Een massa contaminanten die geconcentreerd in het grondwater verkeert, zal als gevolg van transportprocessen in het grondwater worden verdund. Daarom moet uit efficiëntieoverwegingen worden overwogen de verontreiniging te beheersen of te saneren, voordat verdere verdunning plaatsvindt.

- Voorzorg. Als een grote massa zich snel door de ondergrond beweegt, is het onzeker of er toch niet binnen een relatief kort tijdsbestek niet nader specificieerbare beschermdoelen worden bereikt (zekerheid inbouwen).

9.5.2 *Berekeningen verspreiding*

Bij de *locatiespecifieke beoordeling in Stap 3* kan gebruik worden gemaakt van (analytische of numerieke) modellen, zoals beschreven in paragraaf 3.9. In de locatiespecifieke beoordeling in Stap 3 voor de beoordeling van een drijf- of zinklaag kan gebruik worden gemaakt van een multifasen-model om de verspreiding van de drijf- of zinklaag te berekenen. Dergelijke modellen zijn complex. Bovendien is voor gebruik van multifasen-modellen een gedetailleerd conceptueel model noodzakelijk, omdat de aanwezigheid van meer en minder goed doorlatende lagen van essentieel belang is voor een meer nauwkeurige berekening van de verplaatsing van de drijf- en zeker een zinklaag. In de RTBgrondwater worden geen modellen voorgeschreven, omdat deze stap maatwerk betreft. Als gevolg van het meer complexe gehalte van de beoordeling in Stap 3, dient de beoordeling door experts op het gebied van transportmodellen te worden uitgevoerd.

De retardatiefactor kan worden bepaald met de formules Vgl. 3.1 en Vgl. 3.2 (lineaire evenwichtspartitie). In het geval van gebruik van numerieke modellen kan mogelijk een betere schatting worden gemaakt van de retardatiefactor met Vgl. 3.3 (Freundlich-sorptie), waarbij de retardatie afhankelijk is van de concentratie en de ondergrondeigenschappen. Als alternatief kunnen adsorptiecoëfficiënten, de basis van de retardatiefactor, worden bepaald met geochemische modellen (zie paragraaf 3.7). Ook kan de retardatiefactor door meting worden bepaald (zie paragraaf 3.10).

9.5.3 *Monitoring*

De mate van verspreiding van contaminanten kan ook worden beoordeeld op basis van historische meetreeksen van de concentratie in grondwater. Op basis hiervan kunnen de verplaatsing van de grondwaterpluim en de toename van de hoeveelheid verontreinigd grondwater worden geschat. Voor het succesvol kunnen toepassen van deze methode is een minimale hoeveelheid gegevens nodig, op meerdere momenten in de tijd. Wanneer deze analyse van meetreeksen correct wordt toegepast, wordt de daadwerkelijke migratie van contaminanten beoordeeld, en dus indirect het gevolg van de processen als adsorptie, dispersie en afbraak. Deze methode geeft daarom een relatief realistisch beeld.

De volgende informatie kan bijdragen aan de schatting van verplaatsing van het volume verontreinigd grondwater per tijdseenheid:

- het volume van het verontreinigde grondwater boven de signaleringsparameter (SP) op het moment van meting (T_m);
- het tijdstip waarop de verontreiniging heeft plaatsgevonden (T_e);
- de exacte locatie of locaties waar verontreiniging heeft plaatsgevonden.

Op basis van deze gegevens kan de grootste afstand worden berekend (horizontaal en verticaal) tussen de bron en de contour van de

signaleringsparameter (het verst stroomafwaarts) ($L_{max,h}$; respectievelijk $L_{max,v}$; beide in m).

De tijd tussen de eerste input in grondwater en het moment waarop de metingen zijn uitgevoerd om de grootte van de verontreiniging te schatten is:

$$\Delta t = T_m - T_e \quad (\text{Vgl. 9.4})$$

De verplaatsing van het volume verontreinigd grondwater is dan:

$$V_h = L_{max,h} / \Delta t \quad (\text{Vgl. 9.5})$$

$$V_v = L_{max,v} / \Delta t \quad (\text{Vgl. 9.6})$$

waarin:

V_h = transportsnelheid van verontreinigende stoffen in horizontale richting (m/jr)

V_v = transportsnelheid van verontreinigende stoffen in verticale richting (m/jr)

De verplaatsing van het verontreinigd grondwater kan worden berekend, naar analogie van Vgl. 9.5 en Vgl. 9.6, als volgt:

$$J = V_h \times A_h \quad (\text{Vgl. 9.7})$$

$$J = V_v \times A_v \quad (\text{Vgl. 9.8})$$

waarin:

J = verplaatsing van het volume verontreinigd grondwater in de tijd (m^3/jr)

A_h = grootste dwarsdoorsnede van de grondwaterpluim binnen de signaleringsparameter-contour in horizontale richting (m^2)

A_v = grootste dwarsdoorsnede van de grondwaterpluim binnen de signaleringsparameter-contour in verticale richting (m^2)

Kritische aspecten:

- Achtergrondconcentraties in grondwater. Dit kan een probleem zijn in gebieden met van nature hogere concentraties (bijvoorbeeld van arseen).
- Bepaling van de contour. Het kan moeilijk zijn om een goede schatting te maken van het verontreinigde volume op basis van schaarse gegevens. Tenzij aanvullende metingen worden uitgevoerd, moet het maximale volume worden gebruikt bij de risicobeoordeling.
- Meer bronnen. Op veel industriële locaties zullen er meerdere verontreinigingspluimen aanwezig zijn.
- Extrapolatie naar de toekomst. Wanneer de omstandigheden stabiel blijven binnen de relevante periode, kunnen de resultaten worden geëxtrapolerd. Wanneer veranderingen in de grondwaterstroomsnelheid en -richting in de nabije toekomst worden verwacht, moet hiermee rekening worden gehouden in de risicobeoordeling.

9.5.4 *Voorkomen drijf- en zinklagen*

Om zinklagen aan te tonen, worden in SKB (2007) enkele handige onderzoekstechnieken beschreven, die in Stap 3 kunnen worden toegepast:

- Gebruik van een draagbare gaschromatografie (tot 3 m - maaiveld). Hiermee is op locatie inzicht te verkrijgen in de concentraties aan VOCs.
- Gebruik van georadar (dieper dan 3 m - maaiveld). Hiermee kunnen de verspreidingspaden van puur product en 'geologische traps', waarop zich zinklagen kunnen vormen, worden geïdentificeerd. Deze informatie kan worden gebruikt voor aanvullende grondwaterbemonstering.
- Gebruik van MIP (Membrane Interface Probe)-sondering. Hiermee kan door een combinatie van sondering en bemonstering de lokalisering van puur product nader in kaart worden gebracht.
- Toepassen van ERT (Elektrische Weerstand Tomografie). Hiermee kan op basis van de specifieke elektrische weerstand van grond met puur product de lokalisering van puur product nader in kaart worden gebracht.
- Het uitvoeren van proefonttrekkingen. Er worden twee strategieën beschreven: gedifferentieerd onttrekken en dynamisch monitoren.

Afsluitende hoofdstukken

In hoofdstuk 10 ('Discussie') wordt inzicht geboden in de kwaliteit van de beoordeling en worden verbeterpunten voor de toekomst besproken

In hoofdstuk 11 ('Conclusies en aanbevelingen') worden de conclusies samengevat en aanbevelingen gegeven

10 Discussie

10.1 De methodiek

In dit rapport worden de achtergronden van en de procedure voor de RTBgrondwater beschreven en bediscussieerd. De RTBgrondwater is als een eerste versie te beschouwen. De RTBgrondwater werd ontwikkeld op basis van bestaande kennis en methodieken, waarvan sommige elementen in bewerking waren en sommige onderdelen verouderd zijn. Het wordt aanbevolen om de in bewerking zijnde methodieken te volgen en voor een aantal onderdelen van de RTBgrondwater op termijn verbeteringen aan te brengen. Een aantal van deze onderdelen, die nu reeds bekend zijn, wordt hieronder besproken.

Als de RTBgrondwater in de praktijk van het onderzoek naar de kwaliteit van grondwater op grotere schaal zal worden gebruikt, is te verwachten dat er nuttige op- en aanmerkingen over de praktische toepasbaarheid resulteren. Bij voorgaande systematieken met het karakter van een beslissingsondersteunend systeem - wat de RTBgrondwater is - droegen deze bij aan verbeteringen voor wat betreft de toepasbaarheid in de praktijk.

De methodiek gaat er van uit dat de toepasser van de RTBgrondwater kennis heeft van humane blootstelling en van de verspreiding van contaminanten in grondwater. De toepasser moet in staat zijn de onderliggende theorie te begrijpen. Gebruik van de RTBgrondwater zonder die kennis kan leiden tot een generieke uitspraak, die niet compatibel is met de risico's van de grondwaterverontreiniging op een specifieke locatie.

In principe is per beschermdoel de beoordeling in elke hogere stap minder conservatief. Dat zal het geval zijn als in een hogere stap van hetzelfde instrumentarium gebruik wordt gemaakt. In dat geval worden de conservatieve aannames en keuzes voor inputparameters uit een minder hoge stap in een hogere stap afgezwakt. Als in een hogere stap echter gebruik wordt gemaakt van een ander instrumentarium, dan kan de beoordeling conservatiever uitkomen, ondanks dat wordt beoogd de beoordeling realistischer (minder conservatief) te laten zijn. In veel gevallen zal dit niet worden opgemerkt, omdat de beoordeling wordt gestaakt als de conservatieve beoordeling in Stap 1 aangeeft dat er geen onaanvaardbaar risico is. Op termijn kan een ervaren gebruiker van de RTBgrondwater echter een stap overslaan, om bewust tegemoet te komen aan een meer conservatieve of anderzijds beter passende beoordeling in een hogere stap.

10.2 Stofselectie

Voor wat betreft de stofselectie werd aangesloten bij bestaande kaders, met name het Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet. Omdat er meer contaminanten zijn die de mogelijkheden van het gebruik van grondwater en de corresponderende risico's voor mens en ecosysteem bepalen, moet deze lijst in de toekomst worden geëvalueerd en aangevuld. Hierbij kan worden gekeken naar:

- Opkomende stoffen, zoals stoffen uit persoonlijke verzorgingsproducten, PFAS, (dier-)geneesmiddelen, antibiotica, sommige industriële chemicaliën en consumentenproducten en stoffen die in het milieu terechtkomen als gevolg van illegale activiteiten, zoals de productie van drugs (Verweij et al., 2022);
- De lijst Prioritaire stoffen uit de KRW, specifiek voor water (Europees Parlement en de Raad, 2000). Van de 44 Prioritaire stoffen is een aantal stoffen ook opgenomen in het Aanvullingsbesluit bodem en dus in de RTBgrondwater. Stoffen die niet in de RTBgrondwater zijn opgenomen, zijn als volgt:
 - stoffen die zijn aangewezen als prioritair gevaarlijke stof: gebromeerde difenylethers, chlooralkanen C10-13, nonylfenolen, trifluraline, dicofol, perfluoroctaansulfonzuur en bijbehorende derivaten (PFOS), quinoxifen, dioxinen en dioxineachtige verbindingen, hexabroomcyclododecaan (HBCDD);
 - overige Prioritaire stoffen (alachloor, chloorfenvinfos, chloorpyrifos (chloorpyrifosethyl), diuron, hexachloorbutadieen, hexachloorcyclohexaan, isoproturon, octylfenolen, simazine, acclonifen, bifenox, cybutryne, cypermethrin, dichloorvos, terbutryn);
- De lijst met zeer zorgwekkende stoffen, ZZS (RIVM, 2013);
- De EU Groundwater watch list.

Ook werd vaak de wens geuit om bestrijdingsmiddelen, biociden en hun metabolieten op te nemen in de beoordelingsmethodieken voor grond en grondwater. Hetzelfde geldt voor meststoffen (nitraat, fosfaat). In principe kunnen stoffen behorende tot deze stofgroepen in de toekomst in de RTBgrondwater worden opgenomen. Omdat er voor deze stoffen een actieve bron is (toediening van bestrijdingsmiddelen en biociden en bemesting) is in dat geval compatibiliteit met de betreffende regelgeving (toelatingsbeleid en mestbeleid) noodzakelijk, evenals afstemming met de stakeholders.

Enkele malen kwam de impact van chloriden en bromiden in het grondwater ter sprake (verzilting). Onderzocht kan worden of de impact van deze stoffen op beschermdoelen in de RTBgrondwater zou kunnen worden opgenomen.

10.3 Beschermdoel mens (gezondheid)

10.3.1 Evaluatie blootstellingsroutes

Berekening van de blootstelling en toetsing van deze blootstelling aan de toelaatbare blootstelling kent in Nederland een lange geschiedenis. Sinds 1994 worden normen en methodieken gebruikt om op deze wijze risico's te kunnen schatten. De methodieken zijn in de loop van de jaren verbeterd en er zijn inmiddels veel mensen in Nederland met veel ervaring met het gebruik van deze methodieken. De laatste evaluatie van de berekening van de humane blootstellingsroutes werd in 2001 gerapporteerd (Lijzen et al., 2001). Sindsdien is er veel nieuwe informatie over blootstelling via de diverse blootstellingsroutes beschikbaar gekomen, die niet allemaal in de RTBgrondwater is geïntegreerd.

10.3.2 *Blootstelling via inhalatie binnenlucht*

Het is algemeen bekend dat de berekening van de binnenluchtconcentratie complex en relatief onzeker is. Daarnaast geven CSOIL en VOLASOIL vaak een overschatting van de berekende binnenluchtconcentratie (Van Wijnen en Lijzen, 2006; Provoost et al., 2009). Dit heeft vooral impact op de berekening van de *Risicogrenswaarden voor opgelegde blootstelling* en in berekening van de blootstelling in de Stappen 2 en 3 voor de vier doelen die gerelateerd zijn aan humane risico's.

In de toekomst kunnen de modules voor blootstelling via inhalatie van binnenlucht in CSOIL en VOLASOIL worden geëvalueerd en geïntegreerd, bij voorkeur in een internationale context. Ook is het nuttig het conservatieve karakter van de berekening van de binnenluchtconcentratie nader te onderzoeken, met als doel om tot meer realistische schattingen van de binnenluchtconcentratie te komen. Dit kan voorkomen dat onnodig onrust bij bewoners wordt veroorzaakt en te vaak relatief omvangrijke en dure binnenlucht- of bodemluchtmetingen moeten worden uitgevoerd.

Er is op het gebied van uitdamping de laatste jaren veel relevant onderzoek beschikbaar gekomen. Als verbetering van de berekening van de binnenluchtconcentratie zou de invloed van afbraak in beschouwing moeten worden genomen (Hers et al., 2000; Abreu en Johnson, 2006). Picone (2012) toonde aan dat afbraak tijdens transport naar gebouwen kan resulteren in een afname van de concentratie tot drie ordegrottes. Picone et al. (2013) beschreven een methode om voor dit doel geschikte afbraakconstanten uit experimentele data af te leiden. Ook de oscillaties van de grondwaterspiegel in de tijd zijn essentieel voor de berekening van de concentraties aan vluchtige stoffen in woningen (Picone, 2012). Het US Environmental Protection Agency (2015) wees op de belangrijke rol van preferente stroombanen, waarin versneld transport van vluchtige stoffen in de ondergrond optreedt. Abreu en Johnson (2005) beschreven de invloed van de constructie van gebouwen op het binnendringen van vluchtige stoffen in woningen. Ook kan het nut van en de mogelijkheden voor de berekening van een zogenaamde *Vertical Exclusion Distance* (Verginelli et al., 2014) worden onderzocht. Dit is de kritische diepte waarboven contaminanten de oppervlakte van de bodem en de onderkant van gebouwen nog in significante concentraties kunnen bereiken. Picone (2012) toonde aan dat de afstand tussen de bron en de onverzadigde zone de meest kritische factor is in de berekening van de binnenluchtconcentratie, omdat diffusie in de luchtfase zoveel sneller verloopt dan in de waterfase.

Naast berekeningen wordt vaak gebruik gemaakt van metingen van de bodem- of binnenlucht. Sinds het verschijnen van een overzicht in Otte et al. (2007) hebben er ook op dit gebied veel ontwikkelingen plaatsgevonden. Daarom zou een actualisatie van dit rapport van belang zijn.

Van der Schans et al. (2016) hebben een eerste uitwerking gemaakt van een verbeterd model voor blootstelling via permeatie van drinkwaterleidingen. In de toekomst zou dit verbeterde model nader kunnen worden uitgewerkt, bij voorkeur in een internationale context.

10.3.3 *Blootstelling via gewasconsumptie*

Er zijn twee varianten voor wat betreft de blootstelling via gewasconsumptie: een variant waarbij sprake is van opstijgend grondwater en een variant waarbij irrigatie met grondwater plaatsvindt. De keuze is gemaakt om bij de variant waarbij sprake is van opstijgend grondwater tevens de opgelegde blootstelling te beschouwen (met name blootstelling via inhalatie en via permeatie door drinkwaterleidingen). De motivering daarvoor is dat opstijgen van grondwater doorgaans plaatsvindt in een groot gebied, waarin ook sprake kan zijn van permanente bewoning. Voor de variant waarbij irrigatie plaatsvindt, is de keuze gemaakt deze achtergrondblootstelling niet te beschouwen. Hiervoor worden de volgende argumenten gehanteerd:

- Irrigatie vanuit grondwater vindt meestal plaats bij moestuinen in het landelijk gebied, en veel minder in het stedelijk gebied. Bij beschouwing van opgelegde blootstelling zouden de risicogrenswaarden voor sommige stoffen erg laag worden, terwijl de blootstelling wordt gedomineerd door andere blootstellingsroutes dan die via groenteconsumptie. Deze andere blootstellingsroutes zijn in slechts weinig gevallen actueel.
- Dit sluit aan bij de gehanteerde procedure voor het direct consumeren van grondwater als drinkwater. Alhoewel dit wel vaak in het stedelijk gebied plaatsvindt, is in het begin van de jaren negentig de keuze gemaakt deze blootstellingsroute separaat te beschouwen. Deze procedure is gehandhaafd, ook voor het beschermdoel 'drinkwaterconsumptie, private onttrekking'.

Een consequentie is dat indien er sprake is van blootstelling via gewasconsumptie in combinatie met irrigatie en van permanente bewoning de totale blootstelling vanuit deze routes niet beschouwd wordt.

Voor de gevallen waarbij sprake is van permanente bewoning, is tevens de beoordeling van het beschermdoel 'opgelegde blootstelling' van belang.

10.3.4 *Dermale blootstelling tijdens douchen*

In de berekening van de opgelegde blootstelling wordt de dermale blootstelling tijdens douchen verwaarloosd. De reden is dat deze voor de berekening van de interventiewaarde voor grond voor de meeste contaminanten kleiner was dan 1% van de totale blootstelling (Lijzen et al., 2001). Voor een paar contaminanten is deze bijdrage tussen de 5% en 10% en voor enkele chloorfenolen en chloornaftalenen tot 11%. Er zou specifiekere moeten worden nagegaan hoe deze bijdrage is voor de blootstelling aan contaminanten uit grondwater, met een eventuele actualisatie van de berekeningsmethode.

10.4 **Publieke drinkwaterwinning**

De RTBgrondwater richt zich alleen op grondwaterwinningen, omdat hierbij de meest directe relatie met grondwater is. Als er behoefte is aan het beschouwen van andere vormen van drinkwaterwinning, zoals bekken- of oeverinfiltratiewinningen of oppervlaktewaterwinningen, dan

kan dit in later stadium nader worden uitgewerkt en worden toegevoegd aan de RTBgrondwater.

Bij KWR vindt momenteel ontwikkeling plaats van de methodiek AquaPriori, die kan worden aangepast om de risico's voor verschillende typen drinkwaterwinning te beoordelen. Deze methodiek zou, in aangepaste vorm, goed passen in Stap 2 van de bepaling van de risico's voor drinkwaterwinningen. Tevens wordt hiermee afstemming bereikt met een methodiek die een vergelijkbaar doel dient, voor wat betreft het beschermdoel publieke drinkwaterwinning.

10.5 **Beschermdoel ecologie**

Bescherming van het grondwater als onderdeel van de bescherming van het grondwaterecosysteem heeft beleidsmatig tot nog toe weinig aandacht gehad. In de Wet bodembescherming heeft het ecosysteem een eigenstandige positie als beschermdoel, naast de bescherming van de mens en andere beschermdoelen. Het is bekend dat de maatschappelijke bereidheid om maatregelen te treffen om bodemecosystemen te beschermen beperkt is: er zijn relatief weinig locaties in Nederland waar alleen vanwege ecologische risico's saneringsmaatregelen werden getroffen. Voor locaties waarbij risico's voor de mens, risico's voor de natuur of andere risico's aanwezig zijn worden vaak wel maatregelen getroffen.

Een 'beschaafde maatschappij' gaat zorgvuldig om met haar fysieke leefomgeving, ook als deze niet zichtbaar of niet direct bijdraagt aan het welzijn van de mens. Dit argument is in de Wet bodembescherming in stelling gebracht om, naast de mens, het ecosysteem, inclusief de bodem, te beschouwen als een eigenstandig beschermdoel:

- met relatief strenge risicogrenswaarden voor nieuwe bodemverontreiniging, mede gebaseerd op ecologische risico's;
- met minder strenge risicogrenswaarden voor historische verontreinigde locaties met een aangetast bodemecosysteem.

Desalniettemin is de bereidheid om maatregelen te treffen om bodemecosystemen te herstellen gering, zelfs als de kosten beperkt zijn.

Het grondwaterecosysteem is even onzichtbaar als het bodemecosysteem. Het is de uitdaging om bescherming van ecosystemen een volwaardige plek te geven in het milieubeleid, via de Aanvullingswet bodem of via het hoofdspoor in de Omgevingswet en de Omgevingsvisies en -plannen. Praktische uitwerking van de termen 'life support functies' en 'biodiversiteit' kan hierbij behulpzaam zijn.

Voor de RTBgrondwater is aangesloten bij de positie van het ecosysteem als beschermdoel, zoals dat in de Wet bodembescherming voor het milieucompartiment bodem is uitgewerkt. De reden daarvoor is dat er in diverse brainstormsessies en discussies geen argumenten naar voren zijn gebracht die aangeven dat er voor het grondwaterecosysteem onoverkomelijke bottlenecks worden verwacht: het gelaagde instrumentarium voor de bodem is robuust en levert in de meeste gevallen een bruikbaar antwoord. Uitvoering is echter beperkt, als gevolg van politieke en praktische (financiële) bezwaren. Voor het

grondwaterecosysteem als beschermdoel verwachten we eenzelfde maatschappelijke dynamiek.

De benodigde stap om een eerste versie van het ecologisch beoordelingsinstrument voor ecologie te ontwikkelen, betreft de keuze voor beslisriteria, namelijk drempelwaarden voor de msTD, specifiek voor drie niveaus van de veronderstelde gevoeligheid van het ecosysteem voor stoffen. Ter discussie staat of het bodemgebruik een rol moet spelen bij de beoordeling van de ecologische kwaliteit van grondwater. In de RTBgrondwater is immers, naar analogie van de bodem, een onderscheid gemaakt voor drie typen ecologische gevoeligheidscategorieën:

- natuur;
- landbouw en groen met natuurwaarden;
- infrastructuur en industrie.

Tot slot dienen de criteria voor het toegestane volume verontreinigd grondwater (in m³) te worden geëvalueerd op basis van praktijkgegevens. Een afgewogen voorstel kan worden gedaan na een kwantitatieve ruimtelijke analyse van gegevens van de werkvoorraad, waarbij de concentraties worden uitgedrukt in msPAF waarden, met bepaling van de (driedimensionale) omvang van de pluimen.

Voor de bruikbare risicogrenswaarden van de msTD in een grondwatersysteem, voor de omvangcriteria (volume waterverzadigde ondergrond) en voor de veronderstelde gevoeligheid voor het type landgebruik dienen bestaande gegevens uit de werkvoorraad verontreinigde grondwaterlocaties in Nederland te worden geanalyseerd als referentiemateriaal. Zinnvolle risicogrenswaarden, die in de ernstigste gevallen aangeven dat er maatregelen nodig zijn in verband met onaanvaardbare ecologische risico's, verdelen de werkvoorraad met historisch verontreinigde grondwaterlichamen in substantiële delen, bijvoorbeeld Pareto-efficiënt in 20% met onaanvaardbare kwaliteit en 80% aanvaardbare kwaliteit.

In paragraaf 7.4 werd de msPAFgrondwatertool beschreven als instrument om het gecombineerde effect van meerdere stoffen op het ecosysteem in grondwater te bepalen. Als basis voor de ontwikkeling van deze tool is de msPAF-tool voor bodem gebruikt. De aanpassingen die gedaan zijn om deze geschikt te maken voor grondwater zijn:

- aanpassing van de eenheden, van µg/kg naar µg/L;
- aanpassing van de HC50-waardes voor bodem naar HC50-waardes voor grondwater voor de stoffen waarvoor HC50-waardes voor grondwater bekend zijn;
- aanpassing van de achtergrondwaarden in grond naar die in grondwater (alleen metalen);
- aanpassing van de middenwaarden in grond naar middenwaarden in grondwater.

De msPAFgrondwatertool is beschikbaar als Excelbestand.

Voor de msPAF-grondwatertool geldt:

- er zijn geen nieuwe stoffen aan de berekening toegevoegd;

- de waardes die per stof aanwezig waren zijn niet aangepast voor de overige parameters (int, lut, os, sigma of 'Middenniveau');
- de Excelformules zijn niet aangepast.

Dit betekent dat de msPAFgrondwatertool gebruikt kan worden om op basis van eenvoudig beschikbare gegevens een benadering van de msPAF in grondwater te berekenen.

Voor toekomstige verbetering wordt aanbevolen de volgende kwaliteitsslagen te maken om tot een degelijke berekening van de msPAF te komen:

- Testen op plausibiliteit. Dit moet aantonen of de uitkomsten die uit de tool komen in redelijkheid overeenkomen met te verwachten ecologische risico's.
- Testen op gebruiksgemak, met als doel aan te tonen of de tool door een breed scala aan gebruikers te gebruiken is; de tool moet namelijk intuïtief zijn en het moet voor gebruikers niet mogelijk zijn om de tool te beschadigen tijdens het gebruik, zodat deze niet meer functioneert.
- Gebruikers moeten weten waar ze gegeven in kunnen vullen en het moet onmogelijk gemaakt worden voor gebruikers om velden aan te passen die daar niet voor bedoeld zijn.
- Testen op functionaliteit: testen of alle beschikbare functies in de tool op verzoek correct geleverd worden.
- Het RIVM heeft in 2022 een tool voor het berekenen van de msPAF voor oppervlaktewateren gelanceerd (Stowa, 2023). Deze tool is geschikt om te rekenen met ongeveer 14000 stoffen en kan op een goede manier onderhouden worden. Door de msPAFgrondwatertool in lijn te brengen met de msPAF-tool voor oppervlaktewateren is er een uniforme manier van het berekenen van msPAF-waardes. Dit levert alleen een consistente verbetering op als Stap 1 in de RTBgrondwater ook geijkt en gevuld wordt met gegevens uit dezelfde uitgebreide database. Dat is op dit moment niet het geval: Stap 1 is samengesteld met gegevens uit een Nederlandse database met voornamelijk data uit de jaren negentig).
- Op dit moment bevat de tool geen handleiding om aan gebruikers uit te leggen hoe de tool gebruik dient te worden en wat de achtergrond van de tool is.
- Voor de toekomst wordt aanbevolen een verbeterde msPAFgrondwatertool in een webapplicatie op te nemen. Op deze wijze kan de tool worden aangepast, zonder dat er oude versies in gebruik zijn.

10.6 Beschermdoel oppervlaktewater

Op dit moment is oppervlaktewater als beschermdoel niet geïmplementeerd in de RTBgrondwater. Hiervoor moet afstemming plaatsvinden met de NLO-methodiek Heusinkveld-Bakker (2020), die primair is ontwikkeld voor de beoordeling en beheer van lozing van grondwater op oppervlaktewater. Tevens is afstemming noodzakelijk met het Technical guidance document 18 (*Guidance on groundwater status and trend assessment*). Dat beschrijft onder meer de beoordeling van lozing van grondwater op oppervlaktewater in het kader van de

KRW. Omdat bij dit onderdeel meerdere stakeholders betrokken zijn, is afstemming met een brede groep noodzakelijk.

Voor de voorgestelde methode van de beoordeling van grondwater dat kan draineren in oppervlaktewater zijn in Stap 2 elementen uit de emissietoets in aangepaste vorm gebruikt. De emissietoets maakt in zijn geheel ook onderdeel uit van de in Heusinkveld-Bakker (2020) beschreven afwegingsmethodiek voor oppervlaktewater. Onderzocht kan worden of er in Stap 2 handiger gebruik kan worden gemaakt van de Immissietoets. Hierbij dient aandacht te worden besteed aan de relatie tussen verdunning bij een directe lozing (debiet in de eenheid $\text{m}^3/\text{seconde}$) en de veel lagere verdunning bij een natuurlijke lozing via grondwater (stromingsnelheid grondwater in de eenheid m^3/jaar , met versnelling nabij het uittreedpunt in oppervlaktewater). Het voor meerdere typen oppervlaktewateren kunnen berekenen van het concentratieverloop in de mengzone, zoals bijvoorbeeld beschreven in Kleissen (2012), kan ook onderdeel van de methode.

10.7 Beschermdoel landbouwkundige producten

Landbouwproducten (landbouwgewassen, vlees, melk en eieren), waarbij de contaminanten in de landbouwproducten zijn beïnvloed door contaminanten uit het grondwater, door opstijgend grondwater naar de bovengrond, maken geen onderdeel uit van de RTBgrondwater.

In principe zijn landproducten in de toekomst als beschermdoel op te nemen in de RTBgrondwater. Er is echter maar voor een beperkt aantal contaminanten een kwaliteitsnorm voor landbouwproducten beschikbaar. De aantasting van landbouwgewassen voor de afleiding van risicogrenswaarden in Stap 1 kan op twee manieren getoetst:

- Overschrijding van de Warenwetten (slechts voor een paar contaminanten beschikbaar); deze zijn van belang voor het verhandelen van gewassen op de Europese markt.
- Toetsing van de gemiddelde concentraties in het irrigatiewater aan de generieke waarden voor fytotoxiciteit.

Als er in de toekomst behoefte is om de blootstelling van de mens aan contaminanten uit grondwater als gevolg van de consumptie van landbouwproducten ((orgaan)vlees, melk en eieren) als additioneel beschermdoel te beschouwen, dan kan dit nader worden uitgewerkt en worden toegevoegd aan de RTBgrondwater. De beoordeling van de consumptie van landbouwgewassen en de berekening van de opname van contaminanten in landbouwgewassen, is vergelijkbaar met de die voor de blootstelling via groenteconsumptie (paragrafen 5.2 en 5.3). Dit geldt voor de afleiding van de risicogrenswaarden in Stap 1 en voor de bepaling van de standaard en locatiespecifieke blootstelling in Stap 2 en Stap 3. Een verschil is dat het naast typische moestuingewassen, die vaak in eigen tuin worden geteeld, tevens gaat om andere gewassen, zoals granen.

De opname van contaminanten in vlees, melk en eieren kan plaatsvinden door het berekenen van de blootstelling van vee. De blootstelling van vee aan contaminanten uit het grondwater vindt plaats door het consumeren van gras of voedingsgewassen vanaf de bodem,

terwijl de contaminanten in het gras of gewassen zijn beïnvloed door contaminanten uit het grondwater. De berekening van de opname van contaminanten in gras en andere voedingsgewassen is vergelijkbaar met die voor de blootstelling via groenteconsumptie. Een verschil is dat het niet gaat om gewassen die door de mens worden geconsumeerd, maar om gras en voedergewassen zoals maïs. Daarnaast vindt tevens blootstelling van vee plaats door groningestie (tezamen met consumptie van gras en voedingsgewassen, waar gronddeeltjes aan blijven hangen). Deze blootstelling van vee zou nader kunnen worden uitgewerkt. Omdat het tijdrovend is om dat voor elke specifieke contaminant te doen, zou dit slechts voor een beperkt aantal contaminanten kunnen worden gedaan.

10.8 Verspreiding

In Stap 2 en Stap 3 is voor een beoordeling van de risico's voor meerdere beschermdoelen een schatting van het transport van contaminanten nodig. Globaal zijn er twee varianten te onderscheiden:

- driedimensionaal transport (beschermdoelen publieke drinkwaterwinning; oppervlaktewater; dynamische situatie);
- opwaarts transport (beschermdoel de mens als gevolg van groenteconsumptie in geval van opstijgend grondwater).

Conform de uitgangspunten van de stapsgewijze benadering zijn voor beide varianten in Stap 2 relatief eenvoudige methodieken, modellen en analytische oplossingen gegeven en worden in Stap 3 richtlijnen beschreven voor het gebruik van meer complexe modellen en meetmethoden. Omdat een grote hoeveelheid ontwikkelingen op het gebied van transport van contaminanten in de internationale literatuur wordt beschreven en er in binnen- en buitenland veel toepassingen met diverse typen methodieken, modellen en meetmethoden zijn, is het raadzaam een evaluatie te maken van de voorgestelde procedures voor de RTBgrondwater.

10.9 Dynamische situatie

Voor Stap 3 in de dynamische situatie geldt een vergelijkbare beredenering als beschreven in paragraaf 10.8 (Verspreiding). Omdat in de internationale literatuur een grote hoeveelheid ontwikkelingen op het gebied van transport van contaminanten wordt beschreven, is het raadzaam een evaluatie te maken van de voorgestelde procedures voor de RTBgrondwater.

Bij twee elementen wordt aangesloten bij elementen uit de circulaires bodemsanering vanaf 2006:

- een volumecriterium voor de grondwaterpluim binnen de signaleringsparameter-contour, in Stap 1;
- toetscriterium dynamische situatie, in Stap 2 en Stap 3.

De reden hiervoor is dat goede argumenten ontbreken om een volumecriterium en een toetscriterium voor toelaatbaar verplaatst volume verontreinigd grondwater te kunnen vaststellen en dat er daarom gekozen is voor continuïteit in het beleid. Het is raadzaam om deze waarden te evalueren en, indien mogelijk, te relateren aan de verdeling van de grootte van de grondwaterpluimen in Nederland.

Daarnaast is de relatie tussen een volumecriterium voor de grondwaterpluim binnen de signaleringsparameter-contour en de snelheid van verplaatsing van de grondwaterpluim, zoals verondersteld wordt in Stap 1, beperkt.

10.10 Additionele beschermdoelen

Tijdens de ontwikkeling van de RTBgrondwater werd de behoefte aan enkele additionele beschermdoelen geuit. Het gaat hierbij om de volgende beschermdoelen:

- De mens als gevolg van zwemmen in buitenwater (natuurwater), terwijl de kwaliteit van het oppervlaktewater is beïnvloed door contaminanten uit het grondwater. Als er behoefte is om de gezondheidsrisico's door zwemmen in buitenwater (natuurwater) als gevolg van het voorkomen van chemische stoffen in het water te beschouwen als additioneel beschermdoel, dan kan dit in later stadium nader worden uitgewerkt en worden toegevoegd aan de RTBgrondwater. De levenslang-gemiddelde blootstelling van de mens aan contaminanten door zwemmen in of recreëren bij natuurwater en de corresponderende risico's kunnen in principe worden berekend met het model SEDISOIL (Van Elswijk et al., 2001).
- De mens (kinderen) tijdens het spelen op waterspeelplaatsen, waarbij grondwater wordt opgepompt. Als er in de toekomst behoefte is om spelende kinderen op waterspeelplaatsen te beschouwen als additioneel beschermdoel, dan kan dit worden uitgewerkt en worden toegevoegd aan de RTBgrondwater.
- De mens (kinderen) tijdens het baden in (opblaas)badjes, waarbij de badjes worden gevuld met opgepompt grondwater. Blootstelling kan plaatsvinden via onbedoelde orale inname en door dermale blootstelling. Een vergelijkbare blootstelling kan plaatsvinden in zwembaden die zijn gevuld met opgepompt grondwater. Als er in de toekomst behoefte is om mensen (kinderen) die baden in (opblaas)badjes te beschouwen als additioneel beschermdoel, dan kan dit worden uitgewerkt en worden toegevoegd aan de RTBgrondwater.

10.11 Verhouding risicogrenswaarden

De risicogrenswaarden verschillen onderling sterk. Op zich is daar een goede reden voor, omdat blootstelling en gevoeligheid van de beschermdoelen sterk kunnen variëren en dat uit zich in verschillen in de risicogrenswaarden. Ook zijn er verschillen in het maatschappelijk belang van de beschermdoelen. Dat reflecteert zich bijvoorbeeld in een hoog beschermingsniveau voor drinkwater. Anderzijds worden risicogrenswaarden ontleend aan verschillende wettelijke kaders, waaronder Europese wetgeving. En hoewel we in Nederland streven naar harmonisatie van normen, zijn bestaande wettelijke kaders vaak gebaseerd op andere uitgangspunten, zeker als het gaat om normen die zijn afgeleid van Europese wettelijke kaders.

In Tabel 10.1 zijn beschermdoelen en beschermingsniveaus voor de in de RTBgrondwater beschouwde beschermdoelen weergegeven.

Tabel 10.1 Beschermdoelen en beschermniveaus voor de in de RTBgrondwater beschouwde beschermdoelen.

Risico-grenswaarde	RGW mens tgv opgelegde blootstelling	RGW mens tgv groenteconsumptie; opstijgend grondwater	RGW mens tgv groenteconsumptie; irrigatie	RGW mens grondwater als drinkwater (privéwinning)	RGW publieke drinkwaterwinning	RGW grondwater eco-systeem	RGW oppervlaktewater
Beschermdoel	mens	mens	mens	mens	mens, ook pragmatische argumenten	ecologie	ecologie en mens
Beschermniveau	Maximaal Toelaatbaar Risico	Maximaal Toelaatbaar Risico	Maximaal Toelaatbaar Risico	Maximaal Toelaatbaar Risico	Verwaarloosbaar Risico (+ beschouwing achtergrondblootstelling)	Ernstig Risico	Maximaal Toelaatbaar Risico
Afkorting	MTR _{humaan}	MTR _{humaan}	MTR _{humaan}	MTR _{humaan}	VR _{humaan}	ER _{eco}	MTR _{eco} en MTR _{humaan}

Hieruit is te concluderen dat voor de meeste beschermdoelen het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) wordt gehanteerd. Voor drinkwater wordt een veel strenger niveau gehanteerd voor genotoxisch carcinogene stoffen, het Verwaarloosbaar Risiconiveau (VR_{humaan}). Voor deze stoffen is het VR_{humaan} een factor 100 lager dan het MTR_{humaan} en die factor 100 werkt globaal lineair door in de risicogrenswaarden. Opvallend is het relatief soepele beschermingsniveau voor de ecologie van het grondwater, het Ernstig Risico-niveau. Dit beschermingsniveau werd begin jaren negentig vastgesteld in de toenmalige werkgroep IUP (Interventiewaarden, Urgentiesystematiek en Protocollen), die als doel had wetenschap in beleid te implementeren. Op basis van een onderzoek naar de impact van het hanteren van het veel strengere MTR_{eco} voor het afleiden van ecologische risicogrenzen voor bodem en grondwater, werd geconstateerd dat dit beschermingsniveau in een te grote werkvoorraad zou resulteren. Met andere woorden: deze risicogrenswaarden zijn mede gebaseerd op beleidsmatige en praktische argumenten.

Een gevolg is ook dat er 'wordt overgegaan' op een strenger beschermingsniveau als grondwater in oppervlaktewater draineert en er in oppervlaktewater tevens andere beschermdoelen worden beschouwd (doorvergiftiging en de mens die vis consumeert). Voor het ecosysteem in grondwater geldt namelijk het ER_{eco} en in oppervlaktewater het MTR_{eco}.

Omdat normen niet zijn geharmoniseerd tussen compartimenten kan zich voor sommige contaminanten de paradox voordoen dat er geen sprake is van een ecologisch risico in grondwater (getoetst ten opzichte

van het ER_{eco}), maar wel zodra dit grondwater draineert op oppervlaktewater. De regel is dat altijd aan wettelijke normen moet worden voldaan.

Naast het beschermingsniveau is ook de wijze van afleiding van risicogrenswaarde van belang. Een vergelijking tussen de risicogrenswaarden toont aan dat voor de meeste stoffen de *Risicogrenswaarden voor de publieke drinkwaterwinning* het laagst zijn. Dat geldt zeker voor stoffen waarvoor geen specifieke drinkwaterkwaliteitseis is afgeleid en waarvoor dan een signaleringswaarde van 0,1 µg/L geldig is. Voor de monitoring en toetsing van de KWR-doelen vraagt overschrijding van de signaleringswaarde voor nieuwe, opkomende stoffen in grondwater om een nadere risicobeoordeling voor de betreffende stof. Dat is compatibel met de werking van de RTBgrondwater, omdat bij overschrijding van de RGWdrinkwater in Stap 2, en eventueel Stap 3, een meer gedetailleerde risicoanalyse dient te worden uitgevoerd. Opvallend is dat voor een aantal stoffen waarvoor geen specifieke drinkwaterkwaliteitseis is afgeleid, en waarvoor dan de *Risicogrenswaarden voor de publieke drinkwaterwinning* gelijk worden gesteld aan de signaleringswaarde van 0,1 µg/L, een (veel hogere) *Risicogrenswaarde voor gebruik van grondwater als drinkwater; private onttrekking* heeft. Deze laatste is op een risicobeoordeling gebaseerd, waarbij de mens levenslang de volledige drinkwaterconsumptie uit grondwater haalt en daarbij maximaal tot het $MTR_{humanaan}$ blootgesteld mag worden.

De *Risicogrenswaarden voor opgelegde blootstelling* zijn alleen laag voor vluchtige stoffen.

De *Risicogrenswaarden blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding door opstijgend grondwater* zijn voor de meeste stoffen (veel) lager dan de *Risicogrenswaarden blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding door irrigatie met grondwater*. De *Risicogrenswaarden blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding door opstijgend grondwater* is het scenario dan ook erg conservatief. Verondersteld wordt dat de concentratie in poriewater gelijk is aan die in het grondwater. Dat zal alleen het geval zijn als het grondwater langdurig dicht bij de oppervlakte is en er weinig verdunning ten gevolge van neerslag plaatsvindt. Als het grondwater kortdurend aan de oppervlakte komt, zal een gedeelte van de contaminanten door de vaste fase van de bodem worden vastgelegd en de concentratie in het poriewater lager zijn dan die in het grondwater. In één geval, namelijk voor cadmium, is de *Risicogrenswaarden blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding door opstijgend grondwater* lager dan de drinkwaterkwaliteitseis. Dat komt doordat bij een laag gehalte in bodem voor cadmium al een probleem op kan treden ten gevolge van het consumeren van groenten.

De relatieve hoogte van de *Risicogrenswaarden voor ecologie* verschillen sterk per stof. Deze waarden zijn voor veel stoffen relatief hoog en voor sommige stoffen relatief laag (met name voor enkele metalen, cyaniden en PAKs).

Voor de afleiding van de normen voor oppervlaktewater zijn voor sommige contaminanten strenge procedures toegepast. Een gevolg is dat voor sommige contaminanten de normen voor oppervlaktewater (en dus de *Risicogrenswaarden voor oppervlaktewater*) strenger zijn dan de kwaliteitseisen voor drinkwater. Dit ondanks het feit dat oppervlaktewaternormen zijn gebaseerd op een minder streng niveau (MTR_{humaan}) dan kwaliteitseisen voor drinkwater (VR_{humaan}). Dat geldt voor een aantal metalen, vooral voor kwik: de normen voor oppervlaktewater zijn 14.000 maal strenger dan de drinkwaterkwaliteitseisen en dus de *Risicogrenswaarden voor oppervlaktewater* zijn 14.000 maal strenger dan de *Risicogrenswaarden voor de publieke drinkwaterwinning*.

De RTBgrondwater geeft weer wanneer er volgens de bestaande wettelijke kaders mogelijk een probleem is. De conclusies hieruit en het te kiezen handelingsperspectief zijn vervolgens aan het bevoegd gezag.

10.12 De rol van de wateroplosbaarheid

10.12.1 Overschrijding van de wateroplosbaarheid

De manifestatie waarin contaminanten voorkomen in grondwater wordt mede bepaald door de oplosbaarheid in water. Voor alkanen is de oplosbaarheid in water vooral gering voor de langere ketens. Voor gechloreerde koolwaterstoffen geldt dat de oplosbaarheid in water lager is bij een hogere graad van chlorering. Voor PAK's is de oplosbaarheid in water minder groot voor grotere moleculen (met meerdere ringen).

De USEPA hanteert een concentratie als grenswaarde van 1% van de wateroplosbaarheid van een chloorkoolwaterstof als aanwijzing voor de aanwezigheid van een zaklaag, waarbij wel vooral aan chloorethenen is gedacht. Wanneer de concentratie in grondwater 10% of meer bedraagt van de wateroplosbaarheid mag men zeker uitgaan van de aanwezigheid van puur product (Kreuk en Groen, 2009). Afhankelijk van de stoffeigenschappen kan puur product in het porie- en grondwaterwater voorkomen in disperse vorm of als aaneengesloten fase (drijf- of zaklaag). In geval van de aanwezigheid van puur product kan de blootstelling aan een contaminant als onderdeel van puur product verschillend zijn dan de blootstelling aan een contaminant opgelost in water. Dat geldt zowel voor humane blootstelling (bijvoorbeeld: opname in groenten; uitdamping) als voor blootstelling van organismen in grondwater. Hiermee wordt bij de modellen die ten grondslag liggen aan de risicobeoordeling echter geen rekening gehouden. Dit veroorzaakt een additionele onnauwkeurigheid in de bepaling van de risicogrenswaarden (en risico's in het algemeen).

Als de oplosbaarheid wordt overschreden beïnvloedt dat ook de betekenis van een gemeten concentratie in grondwater. Als er sprake is van een drijfslag kan deze worden gemist als het filter in de peilbuis waarin de concentratie gemeten wordt de grondwaterspiegel niet snijdt. En als er zaklagen worden gevormd, die geïsoleerd in grondwater voorkomen en zich naar de diepte en op ondoorlatende lagen ook horizontaal verplaatsen, worden die vaak gemist in de geplaatste peilbuisfilters. In beide gevallen wordt dan een concentratie gelijk aan

de oplosbaarheid gemeten en wordt de aanwezigheid van puur product niet aangetoond.

10.12.2 *Impact op de risicobeoordeling*

Voor de berekening van de *Risicogrenswaarden voor opgelegde blootstelling* ('RGW mens t.g.v. opgelegde blootstelling') wordt het CSOIL-model gebruikt (Van den Berg et al., 1991/1994/1995; Brand et al., 2007; Van Breemen et al., 2020). In dit model wordt de concentratie in poriewater berekend (en die in de vaste fase en in de bodemlucht), waarbij de levenslang-gemiddelde blootstelling gelijk is aan het MTR_{humaan} . De *Risicogrenswaarden voor opgelegde blootstelling* ('RGW mens t.g.v. opgelegde blootstelling') zijn gelijk aan die concentratie in poriewater. De berekening van de concentratie in poriewater vindt plaats op basis van de fugaciteitstheorie, waarbij de concentraties worden afgekapt op de wateroplosbaarheid. Daarom zijn de *Risicogrenswaarden voor opgelegde blootstelling* ('RGW mens t.g.v. opgelegde blootstelling') gemaximaliseerd op het niveau van de wateroplosbaarheid. Als het MTR_{humaan} hoger is dan het maximale blootstellingsniveau (zie paragraaf x) dan is er geen risicogrenswaarde te berekenen.

Dit betekent dat als er puur product aanwezig is de blootstelling en dus de risico's kunnen worden onderschat (bijvoorbeeld: niet beschouwen van uitdamping uit een drijfslag bij hoge grondwaterstanden) of overschat (bijvoorbeeld: het beschouwen van een hoge uitdamping ten gevolge van een hoge concentratie, terwijl een gedeelte van de contaminanten als zaklaag aanwezig is die zich door neerwaarts transport steeds verder van de kruipruimte af beweegt).

De Risicogrenswaarden blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding door opstijgend grondwater ('RGW mens t.g.v. groenteconsumptie; opstijgend grondwater') zijn eveneens berekend op basis van de fugaciteitstheorie, waarbij de concentratie wordt afgekapt op de wateroplosbaarheid. Daarom zijn de *Risicogrenswaarden blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding door opstijgend grondwater* ('RGW mens t.g.v. groenteconsumptie; opstijgend grondwater') eveneens gemaximaliseerd op het niveau van de wateroplosbaarheid. Ook hier kan het voorkomen dat als het MTR_{humaan} hoger is dan het maximale blootstellingsniveau dat er dan geen risicogrenswaarde kan worden berekend.

Als er puur product aanwezig is kan de blootstelling en dus de risico's worden overschat (bijvoorbeeld: bij dispers aanwezig puur product is de opname in groenten vanuit dit puur product minder dan vanuit opgelost grondwater; in de modellen wordt gewasopname vanuit het poriewater beschouwd).

Voor de berekening van de *Risicogrenswaarden blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding door irrigatie met grondwater* ('RGW mens t.g.v. groenteconsumptie; irrigatie') wordt ervan uitgegaan dat er een groot volume water aan het grondwater wordt onttrokken. Er wordt vanuit gegaan dat indien de wateroplosbaarheid overschreden wordt in het onttrokken grondwater en er sprake is van puur product, dit puur product eveneens wordt opgepompt en op het land wordt gebracht. In

dat geval is een vergelijk met een risicogrenswaarde waarbij niet wordt afgekept op oplosbaarheid opportuun.

Voor sommige stoffen is er sprake van een incompatibiliteit tussen de berekende poriewaterconcentratie in het CSOIL-blootstellingsmodel en de risicogrenswaarde. Met CSOIL wordt een kritisch totaalgehalte in de bodem (wortelzone) berekend (C_{wz-kr_z} ; uitgedrukt in mg/kg_{DG}). Bij dit gehalte in de bodem is het gehalte in de groente zodanig dat de levenslang-gemiddelde blootstelling voor het betreffende blootstellingsscenario gelijk is aan de toelaatbare blootstelling (MTR_{humaaan}). Hierbij wordt, op basis van de fugaciteitstheorie, de poriewaterconcentratie afgekept op oplosbaarheid. Een onderdeel van de methode om de *Risicogrenswaarden blootstelling via groenteconsumptie; beïnvloeding door irrigatie met grondwater* ('RGW mens t.g.v. groente-consumptie; irrigatie') is de berekening van de massa aan contaminant die via irrigatie toegevoegd moet worden om tot een bodemgehalte gelijk aan C_{wz-kr_z} te komen. Bij dit bodemgehalte is voor sommige stoffen echter wel sprake van overschrijding van de wateroplosbaarheid.

Eenzelfde beredenering wordt gevolgd voor de berekening van de *Risicogrenswaarden voor gebruik van grondwater als drinkwater; private onttrekking* ('RGW mens grondwater als drinkwater private onttrekking'). Alhoewel het vreemd lijkt dat een mens water consumeert waarin zich puur product bevindt, is de blootstelling bij een concentratie lager dan de *Risicogrenswaarden voor gebruik van grondwater als drinkwater; private onttrekking* ('RGW mens grondwater als drinkwater private onttrekking') lager dan het MTR_{humaaan} . Bovendien sluit dit aan bij andere normatieve kaders (met name een van de drie elementen bij de afleiding van interventiewaarden voor grondwater (C_{max} ; Lijzen et al., 2001) en bij de afleiding van drinkwaterrichtwaarden (Van der Aa et al., 2017).

Aanbevolen wordt de impact van de overschrijding van de oplosbaarheid op de berekende risicogrenswaarden en de risicobeoordeling in hogere stappen nader te onderzoeken.

10.13 Risico's als gevolg van grondwaterverontreiniging en bodemverontreiniging

De RTBgrondwater gaat uit van de regel dat bronnen van grondwaterverontreiniging dienen te worden aangepakt. Vaak is deze bron een bodemverontreiniging (preciezer: een verontreiniging in de onverzadigde bovengrond), die (nog) niet is aangepakt. In dat geval kunnen er effecten optreden als gevolg van contaminanten in grondwater, maar ook door die in de onverzadigde bovengrond. Bovendien zullen contaminanten uit de onverzadigde bovengrond als gevolg van uitloging het grondwater belasten. Om deze redenen moet de samenhang tussen de verschillende toolboxes, die voor bodem en die voor grondwater, worden geëvalueerd. Wellicht kan dit in de toekomst leiden tot integratie van de verschillende risicotoolboxes.

11 Conclusies en aanbevelingen

11.1 Conclusies

Uit het uitgevoerde onderzoek zijn de volgende conclusies te trekken:

- Er is een Risicoolbox Grondwater (RTBgrondwater) ontwikkeld, welke ten doel heeft de risico's van chemische verontreiniging (contaminanten) in grondwater te kunnen beoordelen.
- De RTBgrondwater geeft inzicht in de mogelijkheden en beperkingen van het gebruik van het grondwater en in risico's voor verschillende beschermdoelen als gevolg van het voorkomen van contaminanten in grondwater. Op basis hiervan kan het bevoegd gezag beleidskeuzes maken. Dat is anders dan onder de Wet bodembescherming, waarbij de risicoolboxen tot verplichting tot sanering konden leiden.
- Er wordt nagegaan of er sprake is van onaanvaardbare risico's. Met 'onaanvaardbaar risico' wordt bedoeld: het risico dat het bevoegd gezag als ontoelaatbaar aanmerkt.
- De RTBgrondwater past binnen de uitgangspunten en doelen van de Omgevingswet en is compatibel met de Kaderrichtlijn Water en de bijbehorende Grondwaterrichtlijn.
- Op een aantal onderdelen zullen in de toekomst uitbreidingen en verbeteringen mogelijk zijn, mede op basis van praktijkervaringen, nieuwe wetenschappelijk inzichten en beleidsontwikkelingen.

Opzet RTBgrondwater

- De RTBgrondwater bestaat uit twee gedeelten: een risicobeoordeling gericht op zeven beschermdoelen en de beoordeling van de dynamische situatie. De zeven beschermdoelen zijn:
 - de mens als gevolg van opgelegde blootstelling;
 - de mens als gevolg van groenteconsumptie bij opstijgend grondwater;
 - de mens als gevolg van groenteconsumptie bij irrigatie;
 - de mens bij gebruik van grondwater als drinkwater private onttrekking;
 - publieke drinkwaterwinning;
 - ecologie grondwater;
 - oppervlaktewater.

Omdat afstemming met andere overeenkomende kaders nog moet plaats vinden, is het beschermdoel oppervlaktewater op dit moment nog niet in de RTBgrondwater geïmplementeerd.

- Een dynamische situatie is een situatie waarbij er onafhankelijk van de vraag of er beschermdoelen worden bedreigd, sprake is van een grote mate van verplaatsing van een grote massa aan contaminanten via het grondwater. In dat geval wordt er in de RTBgrondwater een signaal afgegeven aan het bevoegd gezag. Het bevoegd gezag kan dan nagaan of er actie nodig is.

Toepassing RTBgrondwater

- De signaleringsparameter (gelijk aan de interventiewaarden grondwater) is een trigger voor beoordeling van de grondwaterkwaliteit (Aanvullingsbesluit) en dus voor het gebruik van de RTBgrondwater. In de RTBgrondwater heeft echter een actualisatie van risicogrenswaarden plaatsgevonden. Ten opzichte van de onderbouwing van de signaleringsparameters (de voormalige interventiewaarden) zijn er additionele beschermdoelen toegevoegd, waaronder 'gevoelige' beschermdoelen als publieke drinkwaterwinning en oppervlaktewater. Om deze redenen wordt aangeraden de RTBgrondwater ook toe te passen als de signaleringsparameter niet wordt overschreden.
- De RTBgrondwater is opgebouwd als een stapsgewijze procedure, met drie (soms twee) stappen. In elke stap wordt de beoordeling minder conservatief, locatie-specifieker en daardoor bewerkelijker. Als in een stap de kwalificatie 'onaanvaardbaar risico' niet kan worden uitgesloten, moet de volgende stap te worden gevolgd.
- In Stap 1 is voor alle beschermdoelen een generieke, kritische concentratie in grondwater (risicogrenswaarde) afgeleid. Als de gemeten 'representatieve' concentratie in grondwater een risicogrenswaarde overschrijdt in een poriegevuuld ondergrondvolume van tenminste 100 m³, dan kan een onaanvaardbaar risico niet worden uitgesloten. Na Stap 1 dient het Bevoegd Gezag bij overschrijding van de risicogrenswaarde te bepalen of het betreffende beschermdoel of de betreffende gebruiksfunctie van belang wordt geacht. Vervolgens wordt voor die beschermdoelen waarvoor dat het geval is de beoordeling vervolgd in Stap 2. Dit geldt niet voor risico's voor de mens als gevolg van opgelegde blootstelling en voor de bedreiging van de publieke drinkwaterwinning, welke altijd van belang zijn.
- Bij de *standaard risicobeoordeling* in Stap 2 speelt het daadwerkelijke gebruik van grondwater en bodemgebruik een grote rol en kan gebruikt worden gemaakt van standaardparameters die bij dit gebruik passen. Indien van toepassing moet de beoordeling gericht zijn op een beoogd toekomstig gebruik van grondwater en/of een toekomstig bodemgebruik. Stap 2 is nader uitgewerkt in de RTBgrondwater, in de vorm van relatief eenvoudige procedures, modellen en analytische vergelijkingen.
- Bij de *locatiespecifieke beoordeling* in Stap 3 spelen de daadwerkelijke condities op de locatie een sterke rol en moet gebruikt worden gemaakt van locatiespecifieke parameters. In Stap 3 dient gebruik te worden gemaakt van meer complexe (numerieke) modellen en/of metingen. Er worden in de RTBgrondwater voornamelijk richtlijnen voor toepassing gegeven.
- Als de laagste risicogrenswaarde wordt overschreden in een poriegevuuld ondergrondvolume van tenminste 100 m³, dan vindt parallel aan de beoordeling van risico's voor de beschermdoelen de beoordeling van de dynamische situatie plaats. Deze vindt eveneens in drie stappen plaats. Hierbij wordt in Stap 1 een volumecriterium gehanteerd voor de grondwaterpluim binnen de signaleringsparameter-contour, in plaats van een

risicogrenswaarde. Stap 2 en Stap 3 verlopen volgens hetzelfde principe als Stap 2 en Stap 3 gericht op de beschermdoelen.

- Gebruik van de RTBgrondwater is gebaseerd op de aanname dat de toepasser kennis heeft van risicobeoordeling gericht op de mens en het ecosysteem en van verspreiding.

Stofselectie

- In eerste instantie worden alleen stoffen opgenomen in de RTBgrondwater die voorkomen bij historische verontreinigingen (inclusief de thans niet meer toegelaten bestrijdingsmiddelen), zoals opgenomen in het Aanvullingsbesluit.

11.2 Aanbevelingen

Uit het uitgevoerde onderzoek volgen de volgende aanbevelingen:

Toepassingsbereik:

- Evaluatie en mogelijke uitbreiding van de beschouwde stoffen in de RTBgrondwater, met aandacht voor:
 - opkomende stoffen, zoals medicijnresten;
 - de lijst Prioritaire stoffen uit de KRW, specifiek voor water;
 - de lijst met zeer zorgwekkende stoffen;
 - chloriden en bromiden (verzilting);
 - bestrijdingsmiddelen, biociden en hun metabolieten;
 - meststoffen (nitraat, fosfaat).

Omdat er voor de laatste twee stofgroepen een bron actief is (toediening van bestrijdingsmiddelen en biociden en bemesting), is in dat geval compatibiliteit met de betreffende regelgeving (toelatingsbeleid en mestbeleid) en afstemming met de stakeholders noodzakelijk.
- Evaluatie van de voorgestelde methodiek (op dit moment niet in de RTBgrondwater geïmplementeerd, wel in dit rapport uitgewerkt) om grondwater te beoordelen vanuit het perspectief van de belasting van oppervlaktewater. Hierbij is afstemming met de emissietoets en de afwegingsmethodiek Natuurlijke Lozing Oppervlaktewater belangrijk (daarom in afstemming met RWS), evenals afstemming met het Technical guidance document 18 (*Guidance on groundwater status and trend assessment*) vanuit de KRW.
- Overwegen additionele beschermdoelen op te nemen in de RTBgrondwater, bijvoorbeeld:
 - Landbouwproducten (landbouwgewassen, vlees, melk en eieren), waarbij de contaminanten in de landbouwproducten zijn beïnvloed door contaminanten uit het grondwater, door opstijgend grondwater naar de bovengrond.
 - De mens als gevolg van blootstelling aan landbouwproducten (landbouwgewassen, vlees, melk en eieren), waarbij de contaminanten in de landbouwproducten zijn beïnvloed door contaminanten uit het grondwater, door opstijgend grondwater naar de bovengrond.
 - Landbouwproducten (vlees, melk en eieren), waarbij de contaminanten in de landbouwproducten zijn beïnvloed door contaminanten uit het grondwater, door veedrenking

- De mens als gevolg van het consumeren van landbouwproducten (vlees, melk en eieren), waarbij de contaminanten in de landbouwproducten beïnvloed zijn door contaminanten uit het grondwater, door veedrenking
- De mens als gevolg van zwemmen in buitenwater (natuurwater), terwijl de kwaliteit van het oppervlaktewater is beïnvloed door contaminanten uit het grondwater. De levenslang-gemiddelde blootstelling van de mens aan contaminanten door te zwemmen in of recreëren bij natuurwater, en de corresponderende risico's voor de mens, kunnen in principe worden berekend met het model SEDISOIL, maar dan moeten er voor een aantal stoffen stofspecifieke parameters worden bepaald.
- De mens (kinderen) tijdens het spelen op waterspeelplaatsen, waarbij grondwater wordt opgepompt.
- De mens (kinderen) tijdens baden in (opblaas)speelbadjes, waarbij grondwater wordt opgepompt.
- Andere vormen van drinkwaterwinning als beschermdoel dan de grondwaterwinningen, zoals bekken- of oeverinfiltratiewinningen of oppervlaktewater-winningen.
- Grondwaterafhankelijke natuur en/of terrestrische ecosystemen. Beelen en Lieste (2008) toonden aan dat arseen, nikkel, cadmium, zink en chroom uit het grondwater in een groot deel van Nederland toxische effecten op het terrestrische ecosysteem kunnen veroorzaken.
- Nagaan of de doelen van de KRW en de bijhorende GWR die niet gericht zijn op beoordeling maar op preventie, of doelen die actie vereisen, in de RTBgrondwater kunnen worden verankerd. Het gaat hierbij specifiek om:
 - Inbreng verontreinigende stoffen voorkomen of beperken (*prevent and limit*)
 - Achteruitgang van de toestand van grondwaterlichamen voorkomen.
 - In grondwaterlichamen 'goede toestand' behalen en behouden.
 - Door de mens veroorzaakte significante en aanhoudend stijgende trends ombuigen.
 - Doelen halen voor beschermde gebieden (waaronder waterlichamen bestemd voor menselijke consumptie).
- Nagaan of het nuttig is de beoordeling van grondwateronttrekkingen door waterschappen te faciliteren met behulp van de RTBgrondwater.
- Evaluatie van de rol van stortplaatsen met betrekking tot hun invloed op de belasting van grondwater

Risico's voor de mens

- Een aantal technische-inhoudelijke mogelijkheden voor verbetering van de bepaling van risico's voor de mens zijn opgenomen in Bijlage H.
- De impact van overschrijding van de wateroplosbaarheid op de beoordeling van de kwaliteit van grondwater.
 - Ecologische risico's

Een technische-inhoudelijke mogelijkheid voor verbetering van de bepaling van de ecologische risico's voor de mens is opgenomen in Bijlage H.

Publieke drinkwaterwinning

Volgen van de ontwikkeling van de methodiek AquaPriori door KWR en aansluiting zoeken bij de RTBgrondwater (Stap 2 publieke drinkwaterwinning).

Dynamische situatie

Een aantal technische-inhoudelijke mogelijkheden voor verbetering van de bepaling van de dynamische situatie zijn opgenomen in Bijlage H.

Ten slotte:

- Onderzoeken van een efficiënte samenhang tussen de verschillende toolboxen voor bodem en grondwater.
- Evalueren van ervaringen met de bèta-versie van het programma (beslissingsondersteunend systeem) en uitvoeren van noodzakelijke en gewenste inhoudelijke en praktische verbeteringen. Daarmee kan op het moment dat de Omgevingswet in werking treedt (1 januari 2024) een verbeterde versie van het beslissingsondersteunend systeem van de RTBgrondwater online ter beschikking worden gesteld.

Literatuur

Aa, N.G.F.M. van der, R.C. van Leerdam B.M. van de Ven, P.J.C.M. Janssen, C.E. Smit, J.F.M. Versteegh (2017). Evaluatie signaleringsparameter nieuwe stoffen drinkwaterbeleid. RIVM-rapport 2017-0091, RIVM, Bilthoven.

Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet (2020). Besluit van 27 november 2020 tot wijziging van het Besluit activiteiten leefomgeving, het Besluit kwaliteit leefomgeving, het Omgevingsbesluit en enkele andere besluiten met het oog op het beschermen van de bodem, met inbegrip van het grondwater, en het duurzaam en doelmatig gebruik van de bodem (Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet). Staatsblad van het Koninkrijk der Nederlanden, Staatsblad 2021, 98, 27 november 2020.

Allison, J. D., D.S. Brown, K.J. Novo-gradac (1991) MINTEQA2/PRODEFA2, Geochemical assessment model for environmental systems: version 3.11 databases and version 3.0 user's manual. Environmental Research Laboratory, US-EPA, Athens, GA.

Abreu, L.D.V., P.C. Johnson (2005). Effect of vapor source–building separation and building construction on soil vapor intrusion as studied with a three-dimensional numerical model. Environ. Sci. Technol. 39:4550–4561. doi:10.1021/es049781k.

Abreu, L.D.V., P.C. Johnson (2006). Simulating the effect of aerobic biodegradation on soil vapor intrusion into buildings: Influence of degradation rate, source concentrations. Environ. Sci. Technol. 40:2304– 2315. doi:10.1021/es051335p.

Bakker, J., J.P.A. Lijzen, H.J. van Wijnen (2008). Site-specific human risk assessment of soil contamination with volatile compounds, RIVM-rapport 711701049/2008, RIVM, Bilthoven.

Beelen, P. van, R. Lieste (2008). De invloed van grondwaterverontreiniging op terrestrische ecosystemen. RIVM-rapport 607625001/2008, RIVM, Bilthoven.

Beek, M., A. Durand, J. Hendriks (2002). OMEGA: stapsgewijs van normen naar effecten van verontreinigen. H2O 17(2002): 18-20.

Berg, R. van (1991/ 1994/ 1995). Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Een kwalitatieve en kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingswaarden (met aanpassingen in 1994 en 1995). RIVM-rapport 725201006, RIVM, Bilthoven.

Berg, R. van den, J.M. Roels (1991). Beoordeling van risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging. Integratie van deelaspecten. RIVM-rapport 725201007. RIVM, Bilthoven.

Berg, R. van den, G.J.M. Bockting (1994). Proposals for intervention value for soil clean up: second series. RIVM-rapport 715810004, RIVM, Bilthoven.

Besluit Kwaliteit Leefomgeving (2021). Geconsolideerde Staatsbladversie, Bijgewerkt 03-12-2021.

Besluit Kwaliteitseisen en Monitoring 2009 (2021) <https://wetten.overheid.nl/BWBR0027061/2017-01-01> (gezien 17 maart 2023).

Besten, P.J. den, Munawar, M. (2016). Ecotoxicological Testing of Marine and Freshwater Ecosystems: Emerging Techniques, Trends and Strategies: 1-271.

Bodem+ (2021). Grondwaterkwaliteit. Kaderrichtlijn water en bodemverontreiniging. <https://www.bodemplus.nl/onderwerpen/wet-regelgeving/omgevingswet/grondwaterkwaliteit/kaderrichtlijn-water-0/> (gezien 26 mei, 2021).

Bodemrichtlijn (2021). Richtlijn herstel en beheer (water)bodemkwaliteit. <https://www.bodemrichtlijn.nl/Bibliotheek/bodemsaneringstechnieken/b-in-situ-reiniging/b5-doelgerichte-saneringstechnieken/b5-1-drijfslagverwijdering/drijfslagverwijdering-gedrag-van-een-drijfslag-in-de-bodem> (gezien 17 maart 2023).

Bonten, L. T. C., J.E. Groenenberg (2008). Uitspoeling van zware metalen uit bodems in het landelijk gebied : modelberekeningen ten behoeve van Emissieregistratie 2008. (Alterra-rapport; No. 1695). Alterra.

Bot, Bram (2011). Grondwaterzakboekje. Bot Raadgevend adviseur Rotterdam.

Brand, E., P.F. Otte, J.P.A. Lijzen (2007). CSOIL 2000: an exposure model for assessing human risks due to soil contamination: a Model description. RIVM-rapport 711701054/2007, RIVM, Bilthoven.

Brand, E., J. Bogte, B.J. Baars, P. Janssen, G. Tiesjema, R. van Herwijnen, P. van Vlaardingen, E. Verbruggen (2012). Proposal for Intervention Values soil and groundwater for the 2nd, 3rd and 4th series of compounds. RIVM report 607711006, RIVM, Bilthoven.

Breemen, P.M.F. van, J. Quik, E. Brand, P.F. Otte, A.M. Wintersen, F.A. Swartjes (2020). CSOIL 2020: Exposure model for human health risk assessment through contaminated soil. Technical description. RIVM-briefrapport 2020-0165, RIVM, Bilthoven.

BROloket (2021). <https://www.broloket.nl/toelichting/geotop> (gezien 17 maart 2023).

Bruggeman, G.A. (1992). Analytical Solutions of Geohydrological Problems. Developments in Water Science 46. Elsevier science.

Cirkel, Gijsbert (2014). How upward seepage of alkaline groundwater sustains plant species diversity of mesotrophic meadows. PhD thesis, Wageningen University, Wageningen.

Clignett, R.A.M. (2021). Corrosie in waterige milieus deel 2. Print- en online magazine voor de aluminium- en roestvaststaal branche. <https://www.alurvs.nl/roestvast-staal/artikellijst/7581/> (gezien 17 maart 2023).

Commissie Integraal Waterbeheer (2000). Emissie-immissie. Prioritering van bronnen en de immissietoets. Juni 2000.

Compendium voor de leefomgeving (2004). Milieubeleid en milieumaatregelen. Milieudruk thema Vermesting: inleiding en beleid, 12 november 2004. <https://www.clo.nl/indicatoren/nl0190-milieudruk-thema-vermesting-inleiding-en-beleid> (gezien 17 maart 2023).

CVB (2005). Handleiding Mineralenvoorziening Rundvee, Schapen Geiten.

Denneman, C.A.J., C.A.M. van Gestel (1990). Bodemverontreiniging en bodemecosystemen. Voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecologische risico's RIVM-rapport 725201001, april 1990, RIVM, Bilthoven.

Dirven-Van Breemen, E.M., J.P.A. Lijzen, P.F. Otte, P.L.A. van Vlaardingen, J. Spijker, E.M.J. Verbruggen, F.A. Swartjes, J.E. Groenenberg, M. Rutgers (2007). Landelijke referentiewaarden ter onderbouwing van maximale waarden in het bodembeleid. RIVM rapport 711701053, RIVM, Bilthoven.

Drinkwaterbesluit (2023). <https://wetten.overheid.nl/BWBR0030111/2018-07-01>. Geldend van 01-07-2018 t/m heden (gezien 17 maart 2023).

Drinkwaterplatform (2020). <https://www.drinkwaterplatform.nl/zelf-grondwater-oppompen-een-goed-idee/> (gezien 17 maart 2023).

Driezum, I.H. van, L. Beekman, A. van Loon, R.C. van Leerdam, S. Wuijts, M. Rutgers, S. Boekhold, M.C. Zijp (2020). Staat drinkwaterbronnen. RIVM rapport 2020-0179, RIVM, Bilthoven.

Elswijk, M. van, P.F. Otte, M. Blijenberg, F.A. Swartjes, C. van de Guchte, 2001. Risico's van blootstelling van de mens aan verontreinigde waterbodems. Een methodiek voor de locatiespecifieke beoordeling van actuele risico's van waterbodemverontreiniging voor de mens. RIZA-werkdocument nr. 2001.120x/ AKWA-document nr. 01.002, september 2001.

Emis (2013). Compendium voor monsterneming en analyse in uitvoering van het Materialendecreet en het Bodemdecreet. Grondwater. Versie november 2013, CMA/1/A.2. Ministerieel besluit van 25 januari 2015. Belgisch staatsblad van 18 februari 2015.

European Commission (2007). Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance document No. 17. Guidance on preventing or limiting direct and indirect inputs in the context of the Groundwater directive 2006/118/EC.

Europees Parlement en de Raad (2000). Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid. Publicatieblad van de Europese Unie L 327 van 22.12.2000.

Europees Parlement en de Raad (2006a). Richtlijn 2006/118/EG van het Europees Parlement en de Raad van 12 december 2006 betreffende de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging en achteruitgang van de toestand. Publicatieblad van de Europese Unie L 372/19 van 27.12.2006.

Europees Parlement en de Raad (2006b). Richtlijn 2006/7/EG van het Europees Parlement en de Raad van 15 februari 2006 betreffende het beheer van de zwemwaterkwaliteit en tot intrekking van Richtlijn 76/160/EEG. 15 februari 2006.

Europees Parlement en de Raad van de Europese Unie (2006). Richtlijn 2006/118/eg van het Europees parlement en de Raad van 12 december 2006 betreffende de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging en achteruitgang van de toestand. Publicatieblad van de Europese Unie L 372/19, 27 december 2006.

Europees parlement en de Raad (2013). Richtlijn 2013/39/EU van het Europees parlement en de Raad van 12 augustus 2013 tot wijziging van Richtlijn 2000/60/EG en Richtlijn 2008/105/EG wat betreft prioritair stoffen op het gebied van het waterbeleid. Publicatieblad van de Europese Unie L 226/1, 24.8.2013

Evers, C.H.M. , A.J.M. van den Broek, R. Buskens, A. van Leerdam, R.A.E. Knoben, F.C.J. van Herpen (2012). Omschrijving MEP en maatlatten voor sloten en kanalen voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2021. Stowa-rapport 2012-34.

Galen, Frank van, Leonard Osté, Erwin van Boekel (2020). Nationale analyse waterkwaliteit. Onderdeel van de Delta-aanpak Waterkwaliteit. PBL-publicatienummer: 4002, 30 april 2020. Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag.

Geologische Dienst Nederland (2021). Grondwatertools. <https://www.grondwatertools.nl/thema-grondwater-projecten-kwel-en-infiltratie/kaarten> (gezien 17 maart 2023).

Gezondheidsdienst voor Dieren (2017). IJzer in drinkwater is nergens goed voor. [IJzer in drinkwater is nergens goed voor \(gddiergezondheid.nl\)](https://gddiergezondheid.nl) (gezien 17 maart 2023).

Glover, Paul (2017). Porosity. Chapter 5 in: Formation Evaluation MSc Course Notes. University of Aberdeen, UK. 4 Maart 2017.

Grondwaterformules.nl (2021). Grondwaterformules.nl. Gereedschap voor grondwaterhydrologen.

<http://www.grondwaterformules.nl/index.php/formules> (gezien 17 maart 2023).

Haar, A. van de (1999). Ontwikkeling van een pragmatische methodiek voor de beoordeling van verspreidingsrisico's van drijf- en zinklagen. IWACO-rapportnummer R9854.03. Utrecht/Rotterdam.

Ham, W. van der (2009). Hollandse polders. Uitgeverij Boom, 1 december 2009.

Helpdesk Water (2023a). Protocol toetsen en beoordelen.

<https://www.helpdeskwater.nl/onderwerpen/wetgeving-beleid/kaderrichtlijn-water/grondwater/grondwater-krw/protocol-toetsen/> (gezien 17 maart 2023).

Helpdesk Water (2023b). Emissiebeheer. Bevoegd gezag.

<https://www.helpdeskwater.nl/onderwerpen/emissiebeheer/toezicht-handhaving/bevoegd-gezag/> (gezien 26 mei 2021).

Hendriks, Dimmie, Hans Peter Broers, Remco van Ek, Jacco Hoogewoud (2012). Dynamiek van uitwisseling grond- en oppervlaktewater in Nederland. H2O/10 – 2012: 27-30.

Hers, I., R. Zapf-Gilje, L. Li, J. Atwater (2000). Validation of models used to predict indoor air quality from soil and groundwater contamination. Proceedings of the API/NGWA petroleum hydrocarbons and organic chemicals in groundwater: prevention, detection and remediation conference. Anaheim, CA, November 15–17.

Hesselmans, J.J.M. (2021). Corrosie in waterig milieu Deel 1. Print- en online magazine voor de aluminium- en roestvaststaal branche. <https://www.alurvs.nl/roestvast-staal/artikellijst/7560/> (gezien 17 maart 2023).

Heusinkveld-Bakker, Cathrien (2020). Concept Handreiking NLO. Natuurlijke Lozing van verontreinigd grondwater op Oppervlaktewater. Tauw-rapport R001-1265867CDR-V04-baw, 8 oktober 2020.

InfoMil (2023). Grondwater onttrekken of infiltreren

<https://www.infomil.nl/onderwerpen/lucht-water/handboek-water/activiteiten/oppervlaktewater/grondwater-onttrekken/> (gezien 17 maart 2023).

Informatiepunt Leefomgeving, 2022a. [Taken en bevoegdheden grondwater - Informatiepunt Leefomgeving \(iplo.nl\)](https://www.iplo.nl/thema/bodem/wetsinstrumenten/omgevingsplan/bodem-bruidsschat/) (gezien 17 maart 2023).

Informatiepunt Leefomgeving, 2022b.

<https://iplo.nl/thema/bodem/wetsinstrumenten/omgevingsplan/bodem-bruidsschat/> (gezien 17 maart 2023).

Inspectie Leefomgeving en Transport (2017). De kwaliteit van het drinkwater in Nederland in 2016. Inspectie Leefomgeving en Transport. ILT/Water, Producten en Stoffen. 17 november 2017.

Inspectie Leefomgeving en Transport (2021). Signaalrapportage. Risico's bij de aanleg van gesloten bodemenergiesystemen. Maart 2021.

Kennisnetwerk OBN (2021). Factsheet kwelgraslanden. Ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit. https://www.natuurkennis.nl/Uploaded_files/Publicaties/factsheet-kwelgraslanden-def.854ae7.pdf (gezien 9 juli 2021).

Keuning, Frits, Lian Wille-van Poortvliet (2014). Juridische aspecten gebiedsgericht grondwaterbeheer. Uitvoeringsprogramma Bodemconvenant.

Kleissen, F. M. (2012). Emissie-Immissietoets voor oppervlaktewateren Functionele ontwerp en technische beschrijving Versie 3.0. Deltares-rapport 1207132-000.

KNMI (2023). Neerslagtekort/ droogte. [KNMI - Neerslagtekort / Droogte](#) (gezien 17 maart 2023).

Koorevaar, P., G. Menelik, C. Dirksen (1993). Elements of Soil Physics. Developments in soil science 13. Elsevier Science BV.

Kreuk, Han de, Koos Groen (2009). Stoftransport. SKB-cahier, December 2009.

Kreule, P., R. van den Berg, M.F.W. Waitz, F.A. Swartjes (1995). Calculation of human-toxicological serious soil contamination concentrations and proposals for intervention values for clean-up of soil and groundwater. RIVM-rapport 715810010, RIVM, Bilthoven.

Kreule, P., F.A. Swartjes (1998). Proposals for Intervention Values for soil and groundwater, including the calculation of the human-toxicological serious soil contamination concentrations: Fourth series of compounds. RIVM-rapport 711701005, RIVM, Bilthoven.

Kuijpers en Rood (2014). Cahier Gebiedsgericht grondwaterbeheer. Uitvoeringsprogramma Bodemconvenant.

Landelijke werkgroep Grondwater (2019). Protocol voor toestand- en trendbeoordeling van grondwaterlichamen KRW-Herzien 2019, september 2019.

Leij, F.J., T.H. Skaggs, M.Th. Van Genuchten (1991). Analytical Solutions for Solute Transport in Three-Dimensional Semi-infinite Porous Media. Water Resources Research 27(10): 2719-2733.

Lieste, R., J.P.M. Witte, A.C.M. de Nijs, C.J.S. Aggenbach, B.J. Pieters, J. Runhaar J, et al. (2007). Beoordeling van de grondwatoestand op basis van de Kaderrichtlijn Water. RIVM rapport 607300003, RIVM, Bilthoven.

Lijzen, J.P.A., A.J. Baars, P.F. Otte, M.G.J. Rikken, F.A. Swartjes, E.M.J. Verbruggen, A.P van Wezel (2001). Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater. RIVM-rapport 711701023, RIVM Bilthoven.

Loon, A. van., Pronk, T., Raterman, B., en Ros, S. (2020). Grondwaterkwaliteit Nederland 2020: Anorganische parameters, bestrijdingsmiddelen, farmaceutica en overige verontreinigende stoffen in de grondwatermeetnetten van de provincies. KWR 2020.067. KWR, Nieuwegein.

Mackay, D., and S. Palerson., 1981. Calculating fugacity. *Environ. Sci. Technol.*, 15. 1006-1014.

Mebane, C.A., M.J. Chowdhury, K.A.C. de Schamphelaere, S. Lofts, P.R. Paquin, R.C. Santore, C.M. Wood (2020). Metal Bioavailability Models: Current Status, Lessons Learned, Considerations for Regulatory Use, and the Path Forward. *Environmental Toxicology and Chemistry* 39(1): 60-84.

Meeussen, Johannes C. L. (2003). ORCHESTRA: An Object-Oriented Framework for Implementing Chemical Equilibrium Models. *Environ. Sci. Technol.* 2003, 37, 6, 1175–1182, February 5, 2003, <https://doi.org/10.1021/es025597s> (gezien 3 maart 2023).

Meinardi, C.R. (1999). Resultaten van de metingen aan de sprengen en het grondwater van de Veluwe. RIVM-rapport nr. 714851003, RIVM, Bilthoven.

Mesman, M., A.J. Schouten, M. Rutgers, E.M. Dirven-van Breemen (2007). Handreiking TRIADE Locatiespecifiek ecologisch onderzoek in stap drie van het Saneringscriterium. RIVM-rapport 711701068/2007, RIVM, Bilthoven.

Mesman, M., Schouten, A.J., Rutgers, M. (2011). Handreiking Triade 2011; Locatiespecifiek ecologisch onderzoek in Stap 3 van het Saneringscriterium. Rapport 607711003, RIVM, Bilthoven.

Ministeriële Regeling Monitoring Kaderrichtlijn Water (2015) (Bijlage Tabel indicatoren voor de goede ecologische kwaliteit van oppervlaktewaterlichamen (specifieke verontreinigende stoffen). [wetten.nl - Regeling - Regeling monitoring kaderrichtlijn water - BWBR0027502 \(overheid.nl\)](https://www.wetten.nl - Regeling - Regeling monitoring kaderrichtlijn water - BWBR0027502 (overheid.nl)) (gezien 20 aug 2021).

Ministerie van Infrastructuur en Milieu (2014). Beleidsnota Drinkwater. Schoon drinkwater voor nu en later, april 2014.

Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (2018). Kosteneffectiviteit van maatregelen ter beperking van wateremissies (invulling BBT en BBT+).

Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselveiligheid (2019). Toekomstvisie gewasbescherming 2030, naar weerbare planten en teeltsystemen. 16 april 2019.

Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1998). Waterkader; vierde Nota waterhuishouding, Regeringsbeslissing.

Ministerie van Infrastructuur en Milieu (2013). Circulaire Bodemsanering 2013. Staatscourant 2013 nr. 16675 27 juni 2013.

Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke ordening en Milieubeheer (1994). Circulaire tweede fase inwerkingtreding saneringsregeling Wet bodembescherming. DBO/16d94001, 22 december 1994.

Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke ordening en Milieubeheer (2006). Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering. DBO/1999226863.

Nationaal Georegister (2021). Grondwaterbeschermingsgebieden. <https://www.nationaalgeoregister.nl/geonetwork/srv/dut/catalog.search#/search?resultType=details&sortBy=relevance&any=Grondwaterbeschermingsgebieden&fast=index&from=1&to=50> (gezien 17 maart 2023).

Negash en Swartjes (2021). Chemische stoffen in het drinkwater: status vergrijzing in Nederland. Kennisimpuls waterkwaliteit, KIWK 2021-58, Stowa-rapport 2021-58.

NHI (2021). Het Nederlands Hydrologisch Instrumentarium. <https://www.nhi.nu/> (gezien 17 maart 2023).

Niemeyer, J.C., Moreira-Santos, M., Ribeiro, R., Rutgers, M., Nogueira, M.A., da Silva, E.M, Sousa, J.P. (2015). Ecological Risk Assessment of a Metal-Contaminated Area in the Tropics. Tier II: Detailed Assessment. PLoS ONE 10(11): e0141772.

Nipshagen, Praamstra (2012). Vluchtige chloorkoolwaterstoffen (VOCI) in bodem. SKB-cahier, februari 2007.

NOBO (2008). NOBO: Normstelling en Bodemkwaliteitsbeoordeling. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007. Ministerie van VROM, december 2008.

ORCHESTRA (2023). ORCHSTRA: Geochemical and transport modelling. [ORCHESTRA | Geochemical and Transport Modelling \(meeussen.nl\)](https://www.meeussen.nl/orchestra) (gezien 17 maart 2023).

Otte, P.F., J.P.A. Lijzen, J.G. Otte, F.A. Swartjes, C.W. Versluijs (2001). Evaluation and revision of the CSOIL parameter set. Proposed parameter set for human exposure modelling and deriving Intervention Values for the first series of compounds. RIVM-rapport 711701021, RIVM, Bilthoven.

Otte, P.F. en M.C. Zijp (Eds.), K. Kovar, J.P.A. Lijzen, F.A. Swartjes, A.J. Verschoor (2007a). A tiered procedure to assess risk due to contaminant migration in groundwater. RIVM Report 711701056/2007, RIVM, Bilthoven.

Otte, P.F., J.P.A. Lijzen, M.G. Mennen, J. Spijker (2007b). Richtlijn voor luchtmetingen voor de risicobeoordeling van bodemverontreiniging, RIVM-rapport 711701048/2007. RIVM-rapport 711701048/2007, RIVM, Bilthoven.

Otte, P.F., F.A. Swartjes, P. van Beelen (2013). Functiespecifieke risicogrenswaarden voor grondwaterkwaliteit. Verkenning en methodiekontwikkeling. RIVM-rapport 607050012/2013, RIVM, Bilthoven.

Otte, P.F., M.L. van der Schans, M.A. Meerkerk, F.A. Swartjes (2016). Permeatie van contaminanten vanuit grondwater door polyethyleen-drinkwaterleidingen. Methodiek voor de beoordeling van risico's voor de drinkwaterkwaliteit. RIVM Rapport 2016-0107. RIVM, Bilthoven.

Parkhurst, D.L., C.A.J. Appelo (1999) User's Guide to PHREEQC (Version 2)—A Computer Program for Speciation, Batch-Reaction, One-Dimensional Transport, and Inverse Geochemical Calculations. U.S. Geological Survey, Water Resources Investigations Report 99-4259, Washington DC.

Picone, Sara (2012). Transport and biodegradation of volatile organic compounds: influence on vapor intrusion into buildings, PhD thesis Wageningen University.

Picone, Sara, Tim Grotenhuis, Pauline van Gaans, Johan Valstar, Alette Langenhoff, Huub Rijnaarts (2013). Toluene biodegradation rates in unsaturated soil systems versus liquid batches and their relevance to field conditions. *Appl Microbiol Biotechnol* (2013) 97:7887–7898, DOI 10.1007/s00253-012-4480-7.

Platform Buiten Spelen (2023). Buiten spelen. <https://www.platformbuitenspelen.nl/blog/een-sociale-gezonde-en-duurzame-speelplaats> (gezien 17 maart 2023).

Posthuma, L., T.P. Traas, G.W. Suter II. (2002) Species sensitivity distributions in ecotoxicology. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.

Posthuma, L., G.W. Suter II (2011). Ecological Risk Assessment of Diffuse and Local Soil Contamination Using Species Sensitivity Distributions. Hoofdstuk 14 in: F.A. Swartjes (Ed.), *Dealing with contaminated sites. From theory towards practical application*. Springer Science+Business Media BV, Dordrecht.

Programmteam Water (2015). Protocol voor monitoring en toetsing drinkwaterbronnen KRW. Vastgesteld in Programmteam Water op 17 september 2015.

Provoost, J, L. Reijnders, F. Swartjes, J. Bronders, P. Seuntjens, J. Lijzen (2009). Accuracy of seven vapour intrusion algorithms for VOC in groundwater. *Journal of Soils and Sediments* 9(1): 62-73.

Remmelink, G.J., H.J.C. van Dooren, J.C. van Middelkoop, W. Ouweltjes, H. Wemmenhove (2014). *Handboek Melkveehouderij 2014*.

Rietra, R.P.J.J., P.F.A.M. Römkens (2011). Private onttrekking van grondwater in het landelijk gebied, notitie aan RIVM, Alterra, Wageningen.

Rijkswaterstaat (2019). *Handboek immissietoets*. Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, 4 oktober 2019.

Rijksoverheid (2023). Discharge test.
<https://www.immissietoets.nl/#version=nl-en> ().

Rijkswaterstaat (2023). Immissietoets v1.6.10. [Immissietoets](#) (gezien 17 maart 2023).

RIVM en WUR (2023). Feed-food transfer models.
<https://www.feedfoodtransfer.nl/en> (gezien 17 maart 2023).

RIVM (2013). Lijst Zeer Zorgwekkende Stoffen beschikbaar
[Lijst Zeer Zorgwekkende Stoffen beschikbaar | RIVM](#) (gezien 17 maart 2023).

RIVM (2023). RisicoolboxBodem. <https://www.risicoolboxbodem.nl/> (gezien 17 maart 2023).

RIVM (2023). Risico's van stoffen. Kwaliteitseisen drinkwater.
<https://rvs.rivm.nl/onderwerpen/normen/consumenten/kwaliteitseisen-drinkwater> (gezien 17 maart 2023).

Roels, J.M., W. Verweij, J.G.M. van Engelen, R.J.M. Maas, E. Lebret, D.J.M. Houthuijs, J.M. Wezenbeek (2014). *Gezondheid en veiligheid in de Omgevingswet : Doelen, normen en afwegingen bij de kwaliteit van de leefomgeving*. Hoofdrapport. RIVM rapport 2014-0138, RIVM, Bilthoven.

Römkens, P. F. A. M., Zeilmaker, M. J., Rietra, R. P. J. J., Kan, C. A., van Eijkeren, J. C. H., van Raamsdonk, L. W. D., & Lijzen, J. P. A. (2007). Blootstelling en opname van cadmium door runderen in de Kempen: een modelstudie. *Alterra-rapport; No. 1438*.

Rutgers, M., Spijker, J., Winterse, A., Posthuma, L. (2006) *Ecologische effecten van bodemverontreiniging: maatschappelijke kosten en batenanalyse bodemsanering*. RIVM-rapport 607021001, RIVM, Bilthoven.

Rutgers, M., J. Tuinstra, J. Spijker, M. Mesman, A. Wintersen, L. Posthuma (2008). *Risico's voor het ecosysteem in stap twee van het Saneringscriterium*. RIVM-rapport 711701072, RIVM, Bilthoven.

Rutgers, M., J. Jensen (2011). Site-specific ecological risk assessment. Chapter 15, in: F.A. Swartjes (Ed.), *Dealing with Contaminated Sites – from Theory towards Practical Application*, Springer, Dordrecht. pp. 693-720.

RWB (2023). Proceswater. [Proceswater | Veelvoud aan behandelingstechnieken | RWB Almelo \(rwbwater.nl\)](#) (gezien 17 maart 2023).

Schans, M.L. van der, P.F. Otte, F.A. Swartjes, M.A. Meerkerk (2016). Permeatie van contaminanten vanuit grondwater door polyethyleen drinkwaterleidingen. Ontwikkeling permeatiemodel en onderbouwing risicogrenswaarden, KWR-rapport 2016.056, augustus 2016.

Schouten, A.J., Dirven - Van Breemen, E.M., Bogte, J.J., Rutgers, M. (2003) Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling – praktijkonderzoek met de TRIADE-benadering deel 3. Rapport 711701036, RIVM, Bilthoven.

SKB (2007). VOCl. Vluchtige koolwaterstoffen (VOCl) in bodem. SKB-cahier, februari 2007.

Slenders, Hans, Annette Haselhoff, Henk Leenaers, Matthijs Nijboer, Anja Sinke, Bart Volker (2005). Praktijkdocument ROSA. Handreiking voor het maken van keuzes en afspraken van mobiele verontreinigingen. SKB-project PP04-102, 29 september 2005.

Smit (2014). Voorstellen voor herziening van luchtnormen en waternormen. Stuurgroep Normstelling water en lucht. RIVM-memo 2 juni 2014.

Stafleu, J., D. Maljers, F. Busschers, J. Gunnink, J. Schokker, J. Hummelman (2019). Totstandkomingsrapport GeoTOP, TNO-rapport 2019-R11665, 3 december 2019, ECN/ TNO Energy, Utrecht.

Stowa (2023). Aan de slag met de chemie-rekentool. [Aan de slag met de chemie-rekentool | sleutelfactor \(sleutelfactortoxiciteit.nl\)](#) (gezien 17 maart 2023).

Stuyfzand, P.J. (2019). Predicting organic micropollutant behavior for standardized public supply well field types, with TRANSATOMIC Lite. KWR BTO 2019.004, Januari 2019.

Swartjes, Frank Robert Sanders, Aaldrik Tiktak, Ton van der Linden (1993). Modelling of leaching and accumulation of pesticides: Module selection by sensitivity analysis. In: A.A.M. Del Re, E. Capri, S.P Evans, P. Natali, and M. Trevisan (Eds.): 167-181. *Proceedings IX Symposium Pesticide Chemistry: Mobility and Degradation of Xenobiotics*.

Swartjes, F.A., J.G.M. Koolenbrander, G.J.M. Bockting (1994). Beoordelingssystematiek bodemkwaliteit ten behoeve van bouwvergunning-aanvragen: Deel II. Methodiek ter bepaling van het verspreidingsrisico. RIVM-rapport 715810002, RIVM, Bilthoven.

Swartjes, F.A., E.M. Dirven-Van Breemen, P.F. Otte, P. Van Beelen, M.G.J. Rikken, J. Tuinstra, J. Spijker, J.P.A. Lijzen (2007). Towards a protocol for the site-specific human health risk assessment for consumption of vegetables from contaminated sites. RIVM-rapport 711701040. RIVM, Bilthoven.

Swartjes, F.A., J. Valstar, M.C. Zijp, P. van Beelen, P.F. Otte (2011). Gebiedsgericht grondwaterbeheer in de praktijk: Gebiedsafbakening, aanpak bronzone, procedure voor monitoring, (risicogebaseerde) toetsing grondwaterkwaliteit, kosten-batenanalyse. RIVM-rapport 607050010/2011, RIVM, Bilthoven.

Swartjes, Frank A., Christa Cornelis (2011). Human health risk assessment. Hoofdstuk 5 in: F.A. Swartjes (Ed.), Dealing with contaminated sites. From theory towards practical application. Springer Science+Business Media BV, Dordrecht.

Swartjes, Frank A., Juan Grima (2011). Groundwater-related risk assessment. Chapter 17 in: F.A. Swartjes (Ed.), Dealing with contaminated sites. From theory towards practical application. Springer Science+Business Media BV, Dordrecht.

Swartjes, F.A., Rutgers, M., Lijzen, J.P.A., Janssen, P.J.C.M., Otte, P.F., Wintersen, A., Brand, E., Posthuma, L. (2012) State of the art of contaminated site management in The Netherlands: Policy framework and risk assessment tools. Science of the Total Environment 427-428:1-10.

Swartjes, F.A., S. Wuijts, P.F. Otte (2016). Beoordeling bodem- en grondwaterkwaliteit in grondwaterbeschermingsgebieden. Discussiestuk. RIVM rapport 2014-0066, RIVM, Bilthoven.

Swartjes, F.A., J.F. Schijven, T. Blok, P.F. Otte (2017). Opties voor een adequaat beoordelingskader voor grondwaterkwaliteit. Normen en instrumentarium voor de beoordeling van de grondwaterkwaliteit in de Omgevingswet. RIVM Rapport 2017-0129, RIVM, Bilthoven.

Swartjes, Frank A., Piet F. Otte (2017), A novel concept in ground water quality management: Towards function specific screening values. Water Research 119 (2017) 187-200.

Swartjes, F.A., L. Kok, W. Verduijn, E. Dekker (2019). Risicogestuurd toezicht en handhaving: Ranking ongewenste gebeurtenissen in de bodemketen. RIVM-rapport 2019-0105, RIVM, Bilthoven.

Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen (2001). Technisch Rapport Waterkerende Grondconstructies. Geotechnische aspecten van dijken, dammen en boezemkaden, juni 2011.

Tiktak, A., F.A. Swartjes, R. Sanders, P.H.M. Janssen (1994). Sensitivity analysis of a model for pesticide leaching and accumulation. In: J. Grasman and G. van Straten (Eds.). Predictability and Nonlinear Modelling in Natural Sciences and Economics: 471-484. Kluwer Academic Publishers.

Trapp, S., M. Matthies (1995). Generic one-compartment model for uptake of organic chemicals by foliar vegetation. *Environmental Science and Technology*, vol. 29, no.9, 2333-2338.

Tweede Kamer (1989). Omgaan met risico's. Tweede Kamer vergaderjaar 1988 1989, 21 137, nr 5.

United Nations (1991). *Ground Water in Western and Central Europe*. Natural Resources, United Nations, Water Series No. 27. United Nations, New York, 1991. [GROUND WATER IN WESTERN & CENTRAL | Shop.un.org](https://shop.un.org) : Official Source for United Nations Books and More (gezien 17 maart 2023).

U.S. Environmental Protection Agency (2015). 2015 OSWER technical guide for assessing and mitigating the vapor intrusion pathway from subsurface vapor sources to indoor air, Office of Solid Waste and Emergency Response, OSWER Publication 9200.2-154, June 2015.

USGS (2015). *GWM: Groundwater Management Process for MODFLOW Using Optimization*, United States Geological Survey, 11 september 2015. [GWM: Groundwater Management Process for MODFLOW Using Optimization | U.S. Geological Survey \(usgs.gov\)](https://www.usgs.gov) (gezien 17 maart 2023).

USGS (2019). *MT3D-USGS: Groundwater Solute Transport Simulator for MODFLOW*, United States Geological Survey, 28 juni 2019. [MT3D-USGS: Groundwater Solute Transport Simulator for MODFLOW | U.S. Geological Survey](https://www.usgs.gov) (gezien 17 maart 2023).

Verbruggen, E.M.J., R. Postumus, A.P. Van Wezel (2011). *Ecotoxicological Serious risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water; updated proposals for first series of compounds*. RIVM-rapport 711701020, RIVM, Bilthoven.

Verginelli, Iason, Renato Baciocchi (2014). *Vapor Intrusion Screening Model for the Evaluation of Risk-Based Vertical Exclusion Distances at Petroleum Contaminated Sites*. [dx.doi.org/10.1021/es503723g](https://doi.org/10.1021/es503723g) | *Environ. Sci. Technol.* 2014, 48, 13263–13272.

Verweij, L. Boumans, J.W. Claessens, J.P.A. Lijzen (2017). *Achtergrondconcentraties en kwaliteitscriteria grondwater; gegevens voor antimoon, arseen, barium, cadmium, chroom, kobalt, koper, kwik, lood, molybdeen, nikkel en zink*. RIVM Briefrapport 2017-0125, RIVM, Bilthoven.

Verweij, W., H. Passier, N. Hoekstra, R. van den Meiracker, K. Ouwkerk, A. van Loon, F. Swartjes, J. Hartmann, M. van Vliet, J. Dijkstra, J. Bloem, P. Schipper (2022). *Vergrijzing van grondwater: handelingsperspectieven voor de voortschrijdende aantasting van grondwaterkwaliteit door menselijke invloeden - Eindrapport van het KIWK-project Grondwater – KIWK 2022-23*.

Vlaardingen, P.L.A. van, E.M.J. Verbruggen (2007). Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of 'International and national environmental quality standards for substances in the Netherlands' (INS). Revision 2007. RIVM-rapport 60178001, RIVM, Bilthoven.

Vos, J., E. Smit, D. Kalf, R. Gylstra (2015). Normen voor het waterkwaliteitsbeheer: wat kun, mag en moet je er mee? H2O-Online / 14 december 2015.

Waitz, M.F.W. , J.I. Freijer, P. Kreule, F.A. Swartjes (1996). The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soils contaminated with volatile compounds. RIVM-rapport 715810004, RIVM, Bilthoven.

Wexler, E.J. (1989). Analytical solutions for one-, two-, and three-dimensional solute transport in groundwater systems with uniform flow. U.S. Geological Survey, report 89-56.

Weytingh, Koen (2005). Informele notitie als een reactie op de vragen van het Nobo-team over verspreidingsrisico's. 27 september 2005.

Wezenbeek, J.M. (2007). Ken uw (water)bodemkwaliteit, de risico's inzichtelijk. Kenmerk 3BODM0704, Grontmij.

WHO (2011). Guidelines for Drinking-water Quality. Fourth edition. World Health Organization. WHO Library Cataloguing-in-Publication Data.

Wijnen, H.J. van, J.P.A. Lijzen (2006). Validation of the VOLASOIL model using measurements from Dutch contaminated sites - Concentrations of four chlorinated compounds. RIVM report 711701041/2006, RIVM, Bilthoven

WUR en Aequator groen en ruimte (NN). Factsheet Praktijknetwerk beregening: Beslisboom beregening.

Zwart, D. de, A. Sterkenburg (2002) Chapter 18. Toxicity-based assessment of water quality. In Posthuma, L., Suter II, G.W., Traas, T. (eds.) Species sensitivity distributions in ecotoxicology. CRC Press, Boca Raton (FL).

Zwart, K., A. Kikkert, A. Wolfs. A. Termorshuizen, G.-J. van den Burgt (2013). Tien vragen en antwoorden over organische stof. HLB, juni 2013.

Zwemwater.nl (2023). Zwemmen in natuurwater. Waar is het schoon en veilig? <https://www.zwemwater.nl/home> (gezien 17 maart 2023).

Zwemwater.nl (2023). Zwemmen in natuurwater. Waar is het schoon en veilig? Zwemmen in rivieren en kanalen. https://www.zwemwater.nl/zwemmen_in_rivieren_en_kanalen (gezien 17 maart 2023).

Bijlage A Samenstelling gebruikersgroep

De volgende belanghebbenden en experts maakten onderdeel uit van de gebruikersgroep van de RTBgrondwater:

Arne Alphenaar (The Three Engineers)
Sebastiaan Baanders (Omgevingsdienst Noordzeekanaalgebied)
Jos van Brussel (provincie Noord-Holland)
Bart Crijns (ministerie van Infrastructuur en Waterstaat)
Nicole Hardon (Rijkswaterstaat)
Dennis Kos (Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier)
Douwe Jonkers (toen ministerie van Infrastructuur en Waterstaat)
Ariel Kleverwal (Vallei-Veluwe.nl)
Gita Maas (ministerie van Infrastructuur en Waterstaat)
Frans Mulder (Buro3b)
Ron Nap (gemeente Apeldoorn/Rijkswaterstaat)
Hans Slenders (Arcadis)
René Smolders (gemeente Breda)
Paul van Straaten (provincie Utrecht)
John van Tol (Tauw)
Thijs Warnier (provincie Limburg)
Joep Van der Wee (Bodembeheer Nederland)

Bijlage B Elementen die niet worden beschouwd in de RTBgrondwater

In deze bijlage wordt een aantal elementen beschreven die geen onderdeel uitmaken van de RTBgrondwater.

B.1 *Waterkwantiteit*

De hoeveelheid beschikbaar water is in Nederland uiterst belangrijk, zowel vanuit het perspectief van voldoende beschikbaarheid van water als vanuit fysieke veiligheid (overstromingen). De kwantiteit maakt echter geen onderdeel uit van de RTBgrondwater. Daarom zijn de volgende thema's niet opgenomen in de RTBgrondwater:

- voldoende beschikbaarheid/aanvoer van water voor de drinkwatervoorziening;
- vochtproblemen in kelders en kruipruimten en bijbehorende gezondheidsrisico's, bijvoorbeeld door schimmelvorming;
- risico's als gevolg van verdroging of overstromingen;
- paalrot door lage grondwaterstanden;
- veenoxidatie door lage grondwaterstanden en/of het daarmee versneld inklinken van veengrond en daardoor verzakking van gebouwen en objecten;
- de gevolgen van verdroging voor de natuur.

B.2. *Verzuring*

Als gevolg van atmosferische verzurende depositie en vermisting kunnen metalen uit de bovengrond in verhoogde mate beschikbaar komen voor opname in groenten, overige planten en organismen. Ook kunnen metalen versneld uitspoelen naar het grondwater. In de ondergrond kan de verwerking van mineralen als calcië en glauconiet door zuur regenwater leiden tot verhoogde gehalten aan bijvoorbeeld Ca- en Mg-ionen. De invloed van de zure regen op de chemische toestand van grondwater, hoewel die tot additionele risico's kan leiden, maakt geen onderdeel uit van de RTBgrondwater.

B.3. *Gebiedsgericht grondwaterbeheer*

Sinds 1 juli 2012 biedt de Wet bodembescherming een grondslag om contaminanten in het grondwater gebiedsgericht aan te pakken. Deze grondslag is gelegen in paragraaf 3b van hoofdstuk IV van de Wet bodembescherming (artikel 55c tot en met 55i). Het gebiedsgerichte grondwaterbeheer blijft binnen de Omgevingswet mogelijk als maatregel, maar nu in de vorm van een (onverplicht) programma (Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet, 2020).

De gebiedsgerichte aanpak is een volwaardig alternatief voor de, op grond van de Wet bodembescherming reeds lang mogelijke, gevalsgerichte en clustergerichte aanpak van contaminanten (Keuning en Wille-van Poortvliet, 2014). Op onderdelen (risico's en toetsing van geschiktheid) biedt de RTBgrondwater ondersteuning aan het gebiedsgericht beheer van grondwaterkwaliteit. Algemeen wordt echter onderkend dat voor de uitvoering van gebiedsgericht grondwaterbeheer maatwerk nodig is. Om dit gebiedsbericht grondwaterbeheer te

faciliteren, werden in Swartjes et al. (2011) enkele algemene praktische aanwijzingen opgesteld. Deze zijn gericht op een methode om de afbakening van het beheergebied te bepalen en de bronzone voor grondwaterverontreiniging aan te pakken. Ook is in deze rapportage een procedure opgesteld om het grondwater te monitoren, wordt de beoordeling van de grondwaterkwaliteit belicht en wordt een kosten-batenanalyse besproken. Praktische informatie over het toepassen van gebiedsgericht grondwaterbeheer is te vinden in Kuijpers en Rood (2014).

Omdat voor de uitvoering van gebiedsgericht grondwaterbeheer maatwerk nodig is, en er tevens veel organisatorische aspecten aan te pas komen, wordt protocollering niet mogelijk. Wel kan de RTBgrondwater een nuttig instrument zijn bij het beoordelen van de risico's en het vaststellen van de mogelijkheden voor gebruik van grondwater bij toepassing van gebiedsgericht grondwaterbeheer.

B4. Aantasting (bouw)materialen

Bij een aantal potentiële gebruikers van de RTBgrondwater werd de behoefte geuit aan het beoordelen van de aantasting van (bouw)materialen door stoffen in het grondwater. Voorbeelden zijn de aantasting van beton (bijvoorbeeld in funderingen) door chloriden, sulfaten en magnesium in grondwater (Clignett, 2021) en corrosie van metalen en legeringen door chloriden (Hesselmans, 2021). Omdat aantasting van materialen voor een groot gedeelte komt door een lage zuurgraad en water zelf, is de betekenis van contaminanten in het grondwater vanuit het perspectief van aantasting van materialen lastig te duiden. Daarom maakt dit aspect geen deel uit van de RTBgrondwater.

De aanwezigheid van vluchtige alifatische chloorkoolwaterstoffen kan kunststof waterleidingen van PVC of (HD)PE aantasten. Dit blijft ook buiten beschouwing in de RTBgrondwater. Ook de aantasting van kabels en leidingen wordt niet beschouwd in de RTBgrondwater.

B5. Warmte-Koudeopslag en geothermie

Warmte-Koudeopslag (WKO) (tot circa 200 m) en geothermie (dieper dan 500 m) vormen een risico voor de kwaliteit van het grondwater. Voor gesloten WKO-systemen kan dat zijn door lekkage van antivriesmiddelen, zoals ethyleenglycol, propyleenglycol, methanol of organische zuren (Van Beelen et al., 2011). Bovendien leidt de bouw van WKO-installaties (zowel open- als gesloten systemen) tot een zeer groot aantal boorgaten en leidingen (Cirkel et al., 2020). Deze kunnen ondoorlaatbare grondlagen doorboren, waarmee een belangrijke beschermende functie voor de daaronder gelegen aquifers wordt aangetast. De leidingen en boorgaten worden na gebruik meestal niet verwijderd, maar gevuld met klei of artificiële materialen om lekkage van ondoorlatende lagen te voorkomen. De duurzaamheid en de milieurisico's van deze ondergrondse constructies hangen af van de kwaliteit van de gebruikte materialen.

Door de sterke groei van het aantal WKO- en geothermie-installaties wordt de invloed hiervan groter. In 2050 heeft naar verwachting 10 tot 30% van de gebouwen in Nederland een bodemenergiesysteem (Cirkel,

2020). Bij open WKO-systemen kan menging van grondwater uit verschillende lagen voorkomen, waardoor ongewenste geochemische en microbiologische processen kunnen optreden. Het mengen van schoon en verontreinigd grondwater door een WKO-installatie vergroot het volume verontreinigd grondwater.

Recentelijk werd in Inspectie Leefomgeving en Transport (2021) geconstateerd dat bij de aanleg van systemen de naleving van vereisten voor de optimalisatie van het energierendement (interferentie met andere systemen), de afdichting van boorgaten en het gebruik van milieuschadelijke middelen verbetering behoeven. Dit is belangrijk voor een verantwoorde en duurzame inzet van bodemenergie en voor de bescherming van drinkwatervoorraden. De RTBgrondwater is primair bedoeld om de risico's te beoordelen van contaminanten die zich in het grondwater bevinden. De risico's van WKO-en geothermie-installaties blijven buiten beschouwing in de RTBgrondwater. De risico's van eventuele contaminanten als gevolg van WKO kunnen wel worden beoordeeld, indien de stofafhankelijke gegevens van de aangetroffen contaminanten bekend zijn.

B6. Onttrekken of aanvullen van grondwater

Provincies houden bij de vergunningverlening voor de onder hun bevoegdheid vallende onttrekkingen van grondwater rekening met de gevolgen hiervan voor de grondwaterkwaliteit (Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet, 2020). Dit geldt ook voor het in de bodem brengen van water ter aanvulling van het grondwater, in samenhang met het onttrekken van grondwater door een daarvoor bestemde voorziening. Onttrekking van grondwater maakt geen onderdeel uit van de RTBgrondwater. De artikelen 8.84 en 8.89 van het Besluit kwaliteit leefomgeving geven het beoordelingskader voor deze wateronttrekkingsactiviteiten.

Ook houden waterschappen bij de beoordeling van niet door het Rijk vergunningsplichtig gestelde grondwateronttrekkingen (en het in de bodem brengen van water ter aanvulling van het grondwater in samenhang met het onttrekken van grondwater door een daarvoor bestemde voorziening) rekening met de gevolgen hiervan voor de grondwaterkwaliteit. Waterschappen moeten daartoe in beginsel zelf een beoordelingskader ontwikkelen, zij het dat via de bruidsschat⁷ beoordelingsregels voor wateronttrekkingsactiviteiten aan de waterschapsverordening worden toegevoegd. Daarom maakt een beoordeling van de risico's van de grondwaterkwaliteit als gevolg van onttrekkingen of aanvullingen geen onderdeel uit van de RTBgrondwater.

⁷ De bruidsschat is een set regels die van het Rijk naar de gemeenten en waterschappen gaat en op het moment van inwerkingtreding van de Omgevingswet kan worden overgezet naar het nieuwe deel van het omgevingsplan en de waterschapsverordening (Informatiepunt Leefomgeving, 2022b).

Bijlage C Beschrijving van de aanpak van de beoordeling in het online softwarepakket, per beschermdoel en per stap

Hulppagina Signaleringsparameter grondwater

Indien bij een (historische) grondwaterverontreiniging de signaleringsparameters worden overschreden, wordt beoordeeld of het treffen van een saneringsmaatregel noodzakelijk is (Aanvullingsbesluit bodem). Dit betekent dat indien een signaleringsparameter wordt overschreden de grondwaterkwaliteit moet worden beoordeeld, bij voorkeur met de Risicoolbox Grondwater.

Het wordt aangeraden dat als de signaleringswaarde *niet* wordt overschreden ook een beoordeling van de grondwaterkwaliteit uit te voeren met de Risicoolbox Grondwater.

Hulppagina Opgelegde blootstelling

Algemeen

U bevindt zich op de hulppagina voor het beschermdoel 'Opgelegde blootstelling'. Op deze pagina vindt u voor alle onderdelen van de beoordeling een uitleg. Een uitgebreide beschrijving van de beoordeling kunt u terugvinden in RIVM-rapport 2022-0171.

Inhoudsopgave:

1. Introductie opgelegde blootstelling
2. Stap 1
 1. Kort over toetsing
 2. Opbouw toetsing
 3. Interpretatie resultaten
3. Stap 2
 1. Kort over toetsing
 1. Uitleg Volasoil
 2. Opbouw berekening
 3. Interpretatie resultaten
4. Stap 3
 1. Kort over toetsing
 2. Opbouw berekening
 3. Interpretatie resultaten

1. Introductie opgelegde blootstelling

Opgelegde blootstelling aan contaminanten in grondwater is blootstelling die plaatsvindt zonder dat men directe handelingen met grondwater verricht (er is geen sprake van gebruik van grondwater). De belangrijkste blootstellingsroutes zijn inhalatie van vluchtige stoffen via binnenlucht en buitenlucht en het drinken van water na permeatie van contaminanten door drinkwaterleidingen. Opgelegde blootstelling is met name relevant voor vluchtige stoffen en speelt geen rol voor metalen.

2. Stap 1

2.1. Kort over toetsing

In Stap 1 wordt de representatieve concentratie in grondwater vergeleken met een *Risicogrenswaarde voor opgelegde blootstelling*.

2.2. Opbouw toetsing

Voor de berekening van de *Risicogrenswaarde voor opgelegde blootstelling* is de concentratie berekend die in een blootstelling resulteert gelijk aan het MTR_{humaan} (Maximaal Toelaatbaar Risico voor blootstelling). Hierbij zijn de meest relevante blootstellingsroutes: blootstelling via inhalatie van binnenlucht en buitenlucht en via drinkwater dat verontreinigd is ten gevolge van permeatie door drinkwaterleidingen.

2.3. Interpretatie resultaten

Als de representatieve concentratie hoger is dan de *Risicogrenswaarde voor opgelegde blootstelling* kan een onaanvaardbaar risico ten gevolge van opgelegde blootstelling niet worden uitgesloten. De opgelegde blootstelling dient in meer detail te worden beoordeeld in Stap 2.

3. Stap 2

3.1. Kort over toetsing

In stap 2 wordt een berekening uitgevoerd met voor vluchtige verbindingen een aangepaste binnenluchtconcentratie. Deze wordt met het model VOLASOIL (Waitz et al., 1996; Bakker et al., 2008) berekend. Met deze binnenluchtconcentratie wordt vervolgens eenzelfde blootstellingsberekening uitgevoerd als in stap 1. Voor niet vluchtige verbindingen wordt aangesloten bij de conclusies uit stap 1.

3.1.1. Uitleg Volasoil

Met het model VOLASOIL is de binnenluchtconcentratie te berekenen, waarbij rekening gehouden wordt met een aantal locatie-specifieke, factoren zoals karakteristieken van de woning en diepte grondwaterspiegel. [Klik hier](#) voor toegang tot Volasoil.

3.2. Opbouw berekening

Met de in VOLASOIL berekende binnenluchtconcentratie wordt een blootstellingsberekening uitgevoerd in CSOIL2020. In deze berekening worden dezelfde instellingen gebruikt als voor de stap 1-berekening voor opgelegde blootstelling. Daarnaast wordt de in VOLASOIL berekende binnenluchtconcentratie vergeleken met de TCL.

3.3. Interpretatie resultaten

Als de berekende blootstelling hoger is dan het MTR_{humaan} (Maximaal Toelaatbaar Risico voor blootstelling) of als de in VOLASOIL berekende binnenluchtconcentratie hoger is dan de TCL kan een onaanvaardbaar risico ten gevolge van opgelegde blootstelling niet worden uitgesloten. De Opgelegde blootstelling dient in meer detail te worden beoordeeld in Stap 3.

4. Stap 3

4.1 Kort over toetsing

In Stap 3 wordt in plaats van berekeningen gebruik gemaakt van metingen. Bij voorkeur wordt de binnenluchtconcentratie gemeten. Indien dit niet mogelijk of handig is, kan de bodemluchtconcentratie worden gemeten. Houd bij de meting rekening met de variatie in de tijd (binnen een dag, binnen weken en over het jaar). Voor een richtlijn voor binnenluchtmetingen, zie Otte et al. (2007).

4.2. Opbouw berekening

Met de gemeten binnen- of bodemluchtconcentratie wordt een blootstellingsberekening uitgevoerd in CSOIL2020. Daarnaast wordt de gemeten binnenluchtconcentratie vergeleken met de TCL.

4.3. Interpretatie resultaten

Als de berekende blootstelling hoger is dan het MTR_{humaan} (Maximaal Toelaatbaar Risico voor blootstelling) of als de gemeten binnenluchtconcentratie (of bodemluchtconcentratie) hoger is dan de TCL wordt een onaanvaardbaar risico ten gevolge van opgelegde blootstelling verondersteld.

Hulppagina groenteconsumptie; opstijgend grondwater

Algemeen

U bevindt zich op de hulppagina voor het beschermdoel 'Groenteconsumptie; opstijgend grondwater'. Op deze pagina vindt u voor alle onderdelen van de beoordeling een uitleg. Een uitgebreide beschrijving van de beoordeling kunt u terugvinden in RIVM-rapport 2022-0171 RIVM-rapport 2022-0171.

Inhoudsopgave:

1. Introductie groentenconsumptie; opstijgend grondwater
2. Stap 1
 1. Kort over toetsing
 2. Opbouw berekening
 3. Interpretatie resultaten
3. Stap 2
 1. Kort over toetsing
 1. Uitleg wortelzone
 2. Opbouw berekening: Daadwerkelijk bodemgebruik
 1. Opgelegde blootstelling
 2. Groenteconsumptie
 3. Beïnvloeding wortelzone
 1. Sprake van Kwel
 2. Sprake van capillaire opstijging
 4. Interpretatie resultaten
4. Stap 3
 1. Kort over toetsing
 2. Opbouw berekening
 3. Metingen
 4. Interpretatie resultaten
5. Referenties

1. Introductie groenteconsumptie; opstijgend grondwater

Grondwater als gevolg van opwaarts transport in de wortelzone komen. Dit kan op twee manieren gebeuren, via kwel en via capillaire opstijging. Op deze wijze kunnen contaminanten uit grondwater door de wortels van groenten worden opgenomen. Dit wordt hier 'beïnvloeding door opstijgend grondwater' genoemd. Na consumptie van deze groenten kunnen mensen worden blootgesteld aan de contaminanten uit grondwater.

2. Stap 1

2.1. kort over toetsing

In Stap 1 wordt de representatieve concentratie in grondwater vergeleken met de *Risicogrenswaarde voor groenteconsumptie; opstijgend grondwater*.

2.2. Opbouw berekening

Voor de berekening van de *Risicogrenswaarde voor groenteconsumptie; opstijgend grondwater* is de concentratie berekend die in een blootstelling resulteert gelijk aan het MTR_{humaan} (Maximaal Toelaatbaar Risico voor blootstelling). Er wordt vanuit gegaan dat als er sprake is van opstijgend grondwater dat over een groter gebied plaatsvindt en niet alleen in de (moes)tuin. Daarom wordt naast de blootstelling via groenteconsumptie tevens de [opgelegde blootstelling](#) beschouwd (blootstellingsroutes: blootstelling via inhalatie van binnenlucht en buitenlucht, via drinkwater dat verontreinigd is ten gevolge van permeatie door drinkwaterleidingen en dermale blootstelling via lucht, na uitdamping vanuit het grondwater). Omdat aangenomen wordt dat er geen groenteteelt plaatsvindt als het water tot aan de oppervlakte (het maaiveld) komt (moerasvorming), wordt verondersteld dat het grondwater de bovenste 10 centimeter van de bodem niet beïnvloedt. Daarom wordt blootstelling via grondingestie niet in beschouwing genomen bij de berekening van de *Risicogrenswaarde voor groenteconsumptie; opstijgend grondwater*.

2.3. Interpretatie resultaten

Als de representatieve concentratie hoger is dan de *Risicogrenswaarde voor groenteconsumptie; opstijgend grondwater* kan een onaanvaardbaar risico ten gevolge van groenteconsumptie in geval van opstijgend grondwater niet worden uitgesloten. De risico's van groenteconsumptie in geval van opstijgend grondwater dienen in meer detail te worden beoordeeld in Stap 2.

3. Stap 2

3.1. Kort over toetsing

Stap 2 bestaat uit Stap 2a en Stap 2b. In Stap 2a wordt in meer detail berekend wat de risico's zijn bij het daadwerkelijke bodemgebruik (wel of niet opgelegde blootstelling en beschouwen van de locatie-specifieke hoeveelheid groenteconsumptie). In Stap 2b wordt nagegaan of en zo ja in welke mate de wortelzone beïnvloed wordt door opstijgend grondwater.

3.1.1. Wortelzone

De wortelzone is de laag in de bodem, waarin zich het merendeel van de wortels van de groenten bevindt. De diepte van de wortelzone is afhankelijk van het type gewas en van het bodemtype en -structuur.

3.2. Opbouw berekening: Daadwerkelijk bodemgebruik

3.2.1. Opgelegde blootstelling

De veronderstelling in Stap 1 is dat als grondwater opstijgt dat dit in een groter gebied gebeurt, waar zich ook gebouwen voor permanente bewoning bevinden. In dat geval is er ook sprake van opgelegde blootstelling. In Stap 2a wordt nagegaan of er daadwerkelijk sprake is van opgelegde blootstelling. Indien er geen gebouwen met permanente verblijfsfunctie op de locatie zijn, dat kan bijvoorbeeld het geval zijn in moestuinen op volkstuincomplexen, kan de opgelegde blootstelling worden uitgesloten en in Stap 2a worden uitgezet in een CSOIL2020-berekening.

3.2.2. Daadwerkelijke groenteconsumptie

Ten behoeve van de beoordeling in Stap 1 werd de *Risicogrenswaarde voor groenteconsumptie; opstijgend grondwater* berekend op basis van het 'aangepaste Moestuinscenario' (zonder blootstelling via grondingestie en zonder opspatting van bodemdeeltjes op de bladeren). Daarbij werd een bijdrage van groenten uit eigen tuin aan de totale groenteconsumptie verondersteld van 50% voor aardappelen en 100% voor overige groenten. Voor een dergelijke moestuin moet tenminste 200 m² voor groenteteelt beschikbaar zijn. In Stap 2a van de beoordeling van groenteconsumptie in geval van opstijgend grondwater kunnen voor de bijdragen van groenten uit eigen tuin locatie-specifieke gegevens worden gehanteerd. Er kan worden gekozen voor het scenario Kleine moestuin, scenario Siertuin, of er kan een eigen keuze worden gemaakt voor de bijdragen van groenten uit eigen tuin **Let op** dat er, in termen van 'de bijdrage uit eigen tuin' moet worden uitgegaan van wat er onder normale omstandigheden maximaal op de locatie aan groenteteelt te verwachten is.

- **Kleine moestuin:**
Een kleine moestuin heeft tenminste 100 m² voor groenteteelt beschikbaar. De bijdrage van groenten uit eigen tuin aan de totale groenteconsumptie is 25% voor aardappelen en 50% voor overige groenten.
- **Siertuin:**
De bijdrage van groenten uit eigen tuin aan de totale groenteconsumptie voor het scenario Kleine tuin/ siertuin is 10% voor aardappelen en overige groenten.

3.3. Beïnvloeding wortelzone

Op grond van praktijkkennis is vaak bekend of er sprake is van beïnvloeding van het poriewater in de bovengrond of wortelzone door het grondwater.

3.3.1. Sprake van kwel

Kwel is een ten gevolge van drukverschillen opwaarts gerichte grondwaterstroom, waarbij grondwater aan de oppervlakte van de bodem (het maaiveld) kan komen. Kwel kan bijvoorbeeld optreden als 'buitenwater' naar een dieper gelegen polder stroomt of als water van

hoger gelegen regio's naar lageregelegen gedeeltes stroomt, bijvoorbeeld van de Veluwe naar de randen van de Veluwe. De mate van kwel is afhankelijk van de geohydrologische karakterisering van een locatie.

Of er sprake is van kwel op een bepaalde locatie kan vaak uit landelijke, provinciale of regionale kaarten worden nagegaan. Daarnaast is kwel op locatieniveau experimenteel te bepalen door een gat te boren (of graven) tot in de wortelzone en na te gaan in hoeverre het (boor)gat zich vult met water. Hierbij is de beste kans van slagen tijdens hogere grondwaterstanden (voorjaarsgrondwaterstand; de heersende grondwaterstand aan het begin van het groeiseizoen).

3.3.2. Sprake van capillaire opstijging

Capillaire opstijging is het proces waarbij water in de bodem vanuit het grondwater tussen poriën en openingen tussen de bodemdeeltjes omhoog wordt gezogen, waarbij adhesie tussen de watermoleculen en de moleculen aan de buitenkant van de bodemdeeltjes de drijvende kracht is. De mate van capillaire opstijging is afhankelijk van de grondsoort (zand, klei, veen, etc.).

De beïnvloeding van de wortelzone door het grondwater ten gevolge van capillaire opstijging kan worden afgeleid uit gegevens over grondsoort en grondwaterstanden. Grondwaterstanden zijn vaak beschikbaar op landelijk, provinciaal en regionaal niveau, en in grondwaterstandskarten. Hierbij dient bij voorkeur te worden uitgegaan van de gemiddelde hoogste grondwaterstand (voorjaarsgrondwaterstand), de heersende grondwaterstand aan het begin van het groeiseizoen.

Als het grondwater gedurende het jaar dichterbij het maaiveld kan komen dan de in de onderstaande tabel aangegeven waarden is capillaire opstijging mogelijk. Oftewel: capillaire opstijging kan worden uitgesloten als het grondwater het gehele jaar dieper staat dan de in onderstaande tabel aangegeven waarden ten opzichte van het maaiveld. Dat betekent dat ook de gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG) dieper moet zijn dan de waarden in onderstaande tabel.

Grondsoort	Maximale diepte grondwaterspiegel voor beïnvloeding wortelzone door grondwater ten gevolge van capillaire opstijging (m-mv)
Grof zand	1,7
Matig fijn tot matig grof (lemig) zand	3,0
Silt/ löss	3,0
Zavel	2,5
Lichte klei	2,0
Matige tot zware klei	1,5
Veen	2,2

3.4. Interpretatie resultaten

Op basis van de aangepaste getallen voor het wel of niet beschouwen van de opgelegde blootstelling en de daadwerkelijk bijdragen aan de totale groenteconsumptie in Stap 2a wordt een nieuwe blootstellingberekening uitgevoerd in CSOIL. Als de berekende blootstelling hoger is dan het MTR_{humaaan} (Maximaal Toelaatbaar Risico voor blootstelling) of de berekende binnenluchtconcentratie hoger is dan de TCL kan een onaanvaardbaar risico ten gevolge van opgelegde blootstelling niet worden uitgesloten. De risico's van groenteconsumptie in geval van opstijgend grondwater dienen in meer detail te worden beoordeeld in Stap 2b.

4. Stap 3

4.1. Kort over toetsing

In de locatie-specifieke beoordeling in stap 3 kan gebruik worden gemaakt van berekeningen (modellen) en/of metingen.

4.2. Berekeningen

Bereken op basis van meer gedetailleerde (numerieke) modellen of kwel en/of capillaire opstijging mogelijk is en in welke concentratie dit in de wortelzone (mg/kg) kan resulteren. Indien deze concentratie hoger is dan de kritische concentratie in bodem voor het aangepaste (moes)tuinscenario kunnen onaanvaardbare risico's niet worden uitgesloten. Dan kan vervolgens de concentratie in de wortelzone (mg/kg) in een meer realistische blootstellingsberekening in CSOIL2020 worden ingevoerd, met het al dan niet beschouwen van opgelegde blootstelling en daadwerkelijke waarden voor de bijdragen van groentenconsumptie uit eigen tuin.

4.3. Metingen

Omdat berekening van kwel moeilijk is en relatief onnauwkeurig kan als alternatief van berekening op basis van meting worden bepaald hoe hoog het grondwater komt, bij voorkeur aan het begin van het groeiseizoen (eind maart) bij relatief hoge grondwaterstanden. Omdat dat een eenmalige meting is in een specifiek jaar dient men een doorberekening te maken naar andere jaren, waarbij het grondwater hoger zou kunnen staan. Op basis van stijghoogtemetingen op meerdere plaatsten stroomopwaarts kan ook indirect de kwelstroom worden bepaald. Ook hierbij dient rekening te worden gehouden met een doorvertaling naar nattere jaren.

Ook kan het totaalgehalte in de bodem worden gemeten. Dit moet dan eveneens in de periode rond eind maart gebeuren. Dit totaalgehalte in de bodem kan worden getoetst aan het kritische bodemgehalte voor gewasconsumptie. In dit gehalte zit immers de invloed van eventuele kwel en/of capillaire opstijging verdisconteert. Ook kan een gewasonderzoek worden uitgevoerd. Hierbij moeten de gehalten in representatieve gewassen worden gemeten (Swartjes et al., 2007). Dan kan vervolgens het bodemgehalte in de wortelzone (mg/kg) of de gehalten in groenten in een meer realistische blootstellingsberekening worden ingevoerd, met het al dan niet beschouwen van opgelegde blootstelling en daadwerkelijke waarden voor de bijdragen van

groentenconsumptie uit eigen tuin.

4.4. Interpretatie resultaten

Als op basis van metingen kwel van grondwater mogelijk is, kan een onaanvaardbaar risico ten gevolge van opstijgend grondwater niet worden uitgesloten. Als ook de berekende blootstelling met realistische input parameters (inclusief eventueel het bodemgehalte in de wortelzone of de gehalten in groenten) hoger is dan het MTR_{humaaan} (Maximaal Toelaatbaar Risico voor blootstelling) wordt een onaanvaardbaar risico ten gevolge van Groenteconsumptie in geval van opstijgend grondwater verondersteld.

Referenties:

Swartjes et al, 2007; Towards a protocol for the assessment of site-specific human health risks for consumption of vegetables from contaminated sites 711701040 (rivm.nl)

Hulppagina Groenteconsumptie - Irrigatie

Algemeen

Inhoudsopgave:

1. Introductie groentenconsumptie - Irrigatie
2. Stap 1
 1. Kort over toetsing
 2. Opbouw berekening
 1. Verwelkingspunt
 2. Veldcapaciteit
 3. Interpretatie resultaten
3. Stap 2
 1. Kort over toetsing
 2. Opbouw berekening: Daadwerkelijke waarden voor irrigatie
 1. Uitgangspunt Irrigatiedebiet
 1. Parameters
 2. Uitgangspunt waterhoudend vermogen
 1. Parameters
 3. Interpretatie resultaten
4. Stap 3
 1. Kort over toetsing
 2. Interpretatie resultaten
5. Referenties

1. Introductie groenteconsumptie; irrigatie

Grondwater kan ten gevolge van irrigatie vanuit grondwater in de bodem en in de wortelzone terecht komen. Op deze wijze kunnen contaminanten uit grondwater door de wortels van de groenten worden opgenomen. Dit wordt hier 'beïnvloeding door irrigatie' genoemd. Na consumptie van groenten kunnen mensen worden blootgesteld aan de

contaminanten uit grondwater.

2. Stap 1

2.1. Kort over toetsing

In Stap 1 wordt de representatieve concentratie in grondwater vergeleken met de *Risicogrenswaarde voor groenteconsumptie; irrigatie*.

2.2. Opbouw berekening

Voor de berekening van de *Risicogrenswaarde voor groenteconsumptie; irrigatie* is de concentratie berekend die in een blootstellig resulteert gelijk aan het MTR_{humaan} (Maximaal Toelaatbaar Risico voor blootstelling). Er wordt vanuit gegaan dat als er sprake is van irrigatie met grondwater, dat dat gericht plaatsvindt op het areaal waarop de groenten worden geteeld (de (moes)tuin). Daarom wordt alleen de blootstelling via groenteconsumptie beschouwd en geen [opgelegde blootstelling](#). Er wordt tevens aangenomen dat irrigatie met name plaatsvindt in moestuinen en niet vaak als onderdeel van siertuinen. Daarom wordt de aanwezigheid van spelende kinderen onwaarschijnlijk geacht en blootstelling via grondingestie niet in beschouwing genomen voor de berekening van de *Risicogrenswaarde voor groenteconsumptie; irrigatie*. Voor de berekening van de *Risicogrenswaarde voor groenteconsumptie; irrigatie* wordt ervan uit gegaan dat de contaminanten die met het irrigatiewater in een jaar worden toegediend op de bodem binnen de wortelzone blijven ('boxmodel') en de wortelzone viermaal per jaar van het [verwelkingspunt](#) wordt aangevuld met grondwater tot aan [veldcapaciteit](#).

2.2.1. Verwelkingspunt

Het verwelkingspunt is de conditie in de bodem, waarbij de bodem zodanig uitgedroogd is en een zodanige zuigkracht heeft ($pF = 4,2$) dat planten geen water meer op kunnen nemen.

2.2.2. Veldcapaciteit

Veldcapaciteit is de conditie in de bodem, waarbij de het vochtgehalte en daarmee de zuigspanning van de bodem zodanig is ($pF = \text{circa } 1$) dat het poriewater nog net, tegen de zwaartekracht in, vast geworden kan worden en er derhalve nog geen drainage optreedt.

2.3. Interpretatie resultaten

Als de representatieve concentratie hoger is dan de *Risicogrenswaarde voor groenteconsumptie; irrigatie* kan een onaanvaardbaar risico ten gevolge van groenteconsumptie in geval van irrigatie niet worden uitgesloten. De risico's van groenteconsumptie in geval van irrigatie dienen in meer detail te worden beoordeeld in Stap 2.

3. Stap 2

3.1. Kort over toetsing

In Stap 2 wordt in meer detail berekend wat de risico's zijn bij daadwerkelijke waarden voor irrigatie (Stap 2a) en wat de risico's zijn bij het daadwerkelijke bodemgebruik zijn (Stap 2b).

3.1.1. Daadwerkelijke waarden voor irrigatie

Er wordt hetzelfde boxmodel gehanteerd als voor de berekening van de *Risicogrenswaarde voor groenteconsumptie; irrigatie*, maar met actuele input parameters. Hierbij kunnen twee verschillende uitgangspunten worden gehanteerd:

- een specifiek irrigatiedebiet gedurende een bepaalde tijd en met een bepaalde jaarlijkse frequentie;
- waterhoudend vermogen van de bodem, zoals werd toegepast voor de berekening van de *Risicogrenswaarde voor groenteconsumptie; irrigatie*.

Er wordt rekening gehouden met de contaminanten die voor irrigatie reeds in de bodem zijn. Daarom dient het bodemgehalte van de contaminanten te worden ingevoerd.

3.1.2. Uitgangspunt rekenen met specifiek irrigatiedebiet

Geïrrigeerde oppervlakte:

De geïrrigeerde oppervlakte is het totale areaal in vierkante meters (m²) waarop het irrigatiewater terecht komt. Deze dient te worden gemeten of geschat voor de locatie (eventueel met behulp van Google maps).

Opgepompt volume:

Het opgepompt volume is het volume grondwater dat per irrigatiebeurt opgepompt wordt in liters per uur (L/uur) en op de bodem wordt gespreid. Deze dient te worden bepaald of geschat voor de locatie.

Tijdsduur irrigatie

De tijdsduur van irrigatie is de periode in uren waarin het opgepompt debiet op de bodem wordt gespreid. Deze dient te worden bepaald of geschat voor de locatie.

Aantal gebeurtenissen

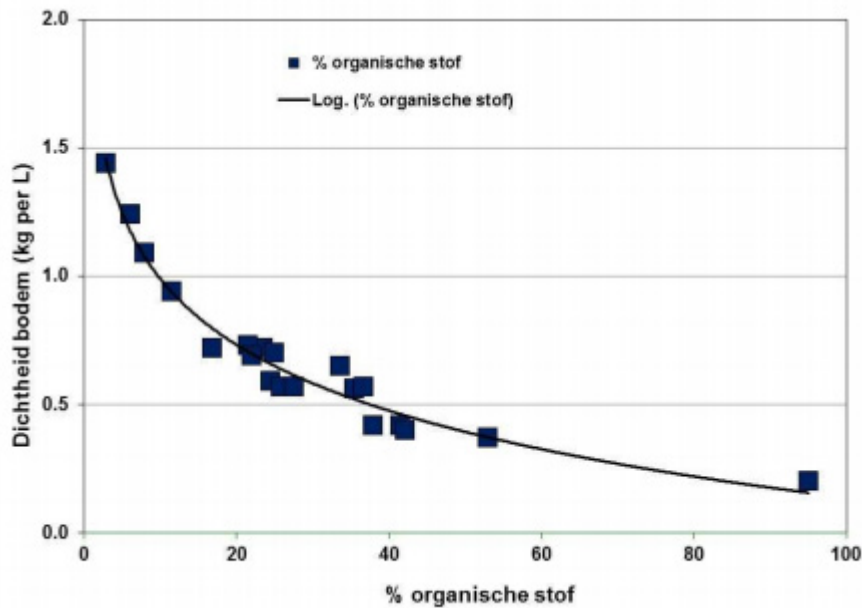
Het aantal gebeurtenissen is het aantal keren per jaar dat er wordt geïrrigeerd vanuit grondwater.

Diepte wortelzone

De diepte wortelzone is de dikte van de laag in de bodem in meters (m), waarin zich het merendeel van de wortels van de groenten bevindt. Deze wortelzone is afhankelijk van het type gewas en van het bodemtype en -structuur. Deze dient te worden bepaald of geschat voor de locatie.

Bulkdichtheid

De bulkdichtheid is de massa van de bodem in kilogram drooggewicht (kgDG) per volume-eenheid van 1 liter (L). Deze dient te worden gemeten of geschat voor de locatie. Voor een organische stofrijke ondergrond kan voor de schatting van de bulkdichtheid gebruik worden gemaakt van onderstaande figuur. Hierin is de bulkdichtheid van de bodem gegeven als functie van het organische stofgehalte.



De bulkdichtheid van de bodem, als functie van het organische stofgehalte.

3.1.3. Uitgangspunt rekenen met waterhoudend vermogen van de bodem

Poriefractie die aangevuld wordt met water

De poriefractie die aangevuld wordt met water is de poriefractie die opgevuld wordt met irrigatiewater uit grondwater tussen het verwelkingspunt ($pF=4,2$) en veldcapaciteit (voor zand: $pF = 1$). Oftewel: de hoeveelheid water die aan de bodem kan worden toegevoegd als het punt is bereikt dat planten geen water meer op kunnen nemen tot aan het moment waarop het water uit de bodem draineert. De waarde voor de poriefractie die aangevuld wordt, is aan onderstaande tabel te ontlezen, als functie van het bodemtype.

Standaard parameters voor de poriefractie die aangevuld wordt met water, f_{aanv} , behorend bij verschillende bodemtypen.

Bodemtype	Veronderstelde vochtfractie tussen $pF=1$ en $pF=4,2$ (f_{aanv})(m^3/m^3)	Irrigatievolume per irrigatiegebeurtenis [$L/m^2/gebeurtenis$]
Zand	0,3	90
Klei	0,4	120
Leem/ löss	0,3	80
Veen	0,6	180

3.2. Interpretatie resultaten

Voor beide opties vindt dezelfde toetsing plaats. Als de berekende concentratie in het poriewater de concentratie overschrijdt die in evenwicht is met de kritische concentratie in bodem voor het aangepaste (moes)tuinscenario kan een onaanvaardbaar risico niet worden uitgesloten. In dat geval dient het daadwerkelijke bodemgebruik te worden beschouwd in Stap 2b.

4. Stap 3

4.1. Kort over toetsing

In de locatie-specifieke beoordeling in stap 3 kan gebruik worden gemaakt van berekeningen (modellen). Er dient een realistische inschatting te worden gemaakt van de accumulatie van contaminanten in de wortelzone na irrigatie. Hier moet gebruik worden gemaakt van een model dat de in- en uitstroom van contaminanten in de wortelzone berekent. Er moet rekening worden gehouden met de gehalten aan contaminanten die aanwezig zijn in de wortelzone voor aanvang van de irrigatie.

4.2. Interpretatie resultaten

Het toetscriterium voor onaanvaardbaar risico is in eerste instantie evenals in Stap 1 en Stap 2 het kritisch bodemgehalte voor de blootstelling ten gevolge van groenteconsumptie voor het aangepast (moes)tuinscenario. Er is sprake van een onaanvaardbaar risico voor blootstelling ten gevolge van groenteconsumptie in geval van irrigatie, indien de berekende concentratie in de wortelzone op termijn (bijvoorbeeld na een periode waarbij evenwicht is ontstaan (of na een periode van 1 jaar) dit kritisch bodemgehalte overschrijdt. Indien dit het geval is, kan met het berekende bodemgehalte en de daadwerkelijke waarden voor de bijdragen van groenteconsumptie uit eigen tuin aan de totale groenteconsumptie een nieuwe CSOIL-berekening worden uitgevoerd. Als de berekende blootstelling hoger is dan het MTR_{humaaan} (Maximaal Toelaatbaar Risico voor blootstelling) wordt een onaanvaardbaar risico ten gevolge van groenteconsumptie in geval van irrigatie verondersteld.

Hulppagina Private drinkwaterwinning

Algemeen

Inhoudsopgave:

1. Introductie private drinkwaterwinning
2. Stap 1
 1. Kort over toetsing
 2. Opbouw berekening toetsing: Blootstellingsroutes
 3. Interpretatie resultaten
3. Stap 2
 1. Kort over toetsing
 2. Opbouw berekening
 3. Interpretatie resultaten

1. Introductie private drinkwaterwinning

2. Stap 1

2.1. kort over toetsing

In Stap 1 wordt de representatieve concentratie in grondwater vergeleken met de *Risicogrenswaarde voor directe consumptie van grondwater als drinkwater; private winning*.

2.2. Opbouw berekening: Blootstellingsroutes

Voor de berekening van de *Risicogrenswaarde voor directe consumptie van grondwater als drinkwater; private winning* is de concentratie berekend die in een blootstellig resulteert gelijk aan het MTR_{humaan} (Maximaal Toelaatbaar Risico voor blootstelling). Er wordt vanuit gegaan dat de mens dagelijks 2 liter (volwassene) en 1 liter (kind) grondwater als drinkwater consumeert. In analogie met de in het begin van de jaren negentig gehanteerde uitgangspunten (waarop de interventiewaarden grondwater mede gebaseerd zijn) wordt het direct consumeren van grondwater als drinkwater separaat beschouwd, los van blootstelling via andere blootstellingroutes gerelateerd aan grondwaterverontreiniging en los van achtergrondblootstelling uit niet aan bodem gerelateerde bronnen.

2.3. Interpretatie resultaten

Als de representatieve concentratie hoger is dan de *Risicogrenswaarde voor directe consumptie van grondwater als drinkwater; private winning* kan een onaanvaardbaar risico ten gevolge van directe consumptie van grondwater als drinkwater niet worden uitgesloten. De risico's van directe consumptie van grondwater als drinkwater dienen in meer detail te worden beoordeeld in stap 2.

3. Stap 2

3.1. Kort over toetsing

In stap 2 wordt in meer detail berekend wat de risico's zijn van de consumptie van grondwater als drinkwater bij de daadwerkelijke verblijftijd van mensen op de locatie.

3.2. Opbouw berekening

In stap 2 wordt gebruik gemaakt van dezelfde consumptiehoeveelheden van grondwater als drinkwater als voor de berekening van de *Risicogrenswaarde voor directe consumptie van grondwater als drinkwater; private winning*. Alleen kan de verblijftijd op de locatie worden aangepast. De actuele verblijftijd van mensen op de locatie kan worden ingevoerd, uitgedrukt in weken per jaar (52 weken per jaar voor de berekening van de *Risicogrenswaarde voor directe consumptie van grondwater als drinkwater; private winning*). Voor drinkwaterwinning op een camping kan er bijvoorbeeld vanuit worden uitgegaan dat de drinkwaterconsumptie alleen gedurende bijvoorbeeld 2, 3 of 4 weken per jaar (passantencamping) of bijvoorbeeld 26 weken per jaar (camping met staanplaatsen) plaatsvindt. Maar het bevoegd gezag kan ook uitgaan van de blootstelling van de uitbater van de camping, die bijvoorbeeld het gehele jaar (52 weken) op de locatie verblijft.

3.3. Interpretatie resultaten

Als de berekende blootstelling, berekend met de daadwerkelijke verblijftijd op de locatie, hoger is dan het MTR_{humaan} (Maximaal Toelaatbaar Risico voor blootstelling) wordt een onaanvaardbaar risico ten gevolge van voor directe consumptie van grondwater als drinkwater verondersteld.

Hulppagina publieke drinkwaterwinning

Algemeen

Inhoudsopgave:

1. Introductie publieke drinkwaterwinning
 1. Kort over toetsing
 2. Toetsing op basis van risicogrenswaarden
 3. Nagaan of sprake is van een bijzondere situatie
 4. Interpretatie resultaten
2. Stap 2
 1. Kort over toetsing
 2. uitleg toetsing
 3. Interpretatie resultaten
3. Stap 3
 1. Kort over toetsing
 2. Opbouw berekening
 3. Monitoring
 4. Interpretatie resultaten

1. Introductie publieke drinkwaterwinning

In Nederland wordt tweederde van het drinkwater uit grondwater gewonnen. Dit grondwater kan worden belast door contaminanten uit het ondiepe grondwater. De reistijden van contaminanten zijn vaak lang; jaren, decennia of soms eeuwen. De laatste jaren worden er reeds vele contaminanten in ruwwater aangetroffen. Te verwachten is dat dit ook in de toekomst het geval zal zijn en zal toenemen, omdat er reeds meerdere contaminanten 'onderweg zijn'.

2. Stap 1

2.1. Kort over toetsing

In stap 1 wordt de representatieve concentratie in grondwater vergeleken met de *Risicogrenswaarde voor publieke drinkwaterwinning* en nagegaan of er sprake is van een 'bijzonder situatie'. De beoordeling in Stap 1 bestaat daarom uit twee elementen:

1. Toetsing op basis van risicogrenswaarden (stap 1a)
2. Nagaan of er sprake is van een bijzondere situatie (stap 1b)

2.2. Toetsing op basis van risicogrenswaarden (1a)

De *Risicogrenswaarden voor publieke drinkwaterwinning* zijn gelijk aan de drinkwaterkwaliteitseisen uit het Drinkwaterbesluit. Deze eisen zijn opgenomen in de volgende bijbehorende tabellen van het Drinkwaterbesluit:

- Chemische stoffen (tabel II)
- Indicatoren – Organoleptische/esthetische parameters (tabel IIIb)
- Indicatoren – Signaleringsparameters (tabel IIIc)
- Indicatoren – Signaleringsparameters, overige antropogene stoffen (eveneens in tabel IIIc)

Voor contaminanten die niet zijn opgenomen in het Drinkwaterbesluit zijn de signaleringswaarden (let op: niet te verwarren met signaleringsparameters) uit het Protocol voor monitoring en toetsing drinkwaterbronnen KRW overgenomen als *Risicogrenswaarde voor publieke drinkwaterwinning*.

2.3. Nagaan of er sprake is van een bijzondere situatie (1b)
Als de grondwaterpluim zich niet in een grondwaterbeschermingsgebied bevindt, moet worden nagegaan of er sprake is van een bijzondere situatie met het oog op bedreiging van de publieke drinkwaterwinning. Dat kan bijvoorbeeld het geval zijn als er sprake is van een veelvoud aan pluimen bovenstrooms van de onttrekking of dat er aanwijzingen zijn of dat het aannemelijk is dat de contaminanten eerder dan 25 jaar de putten kunnen bereiken.

Let op!

Momenteel gaat de applicatie er nog automatisch vanuit dat een bijzondere situatie aan de orde is. Dit zal later op een andere manier in de toolbox verwerkt worden.

In het geval er geen sprake is van een bijzondere situatie, kunt u, dit aangeven door terug te gaan naar het hoofdoverzicht en bovenaan het checkboxje 'Buiten grondwater-beschermingsgebied en geen bijzondere situatie' aan te klikken. Deze werkwijze zal in de toekomst nog worden aangepast.

2.4. Interpretatie resultaten

Als de representatieve concentratie hoger is dan de *Risicogrenswaarde voor publieke drinkwaterwinning* (stap 1a) en/of er sprake is van een bijzondere situatie (stap 1b) kan een bedreiging voor de publieke drinkwaterwinning niet worden uitgesloten. De risico's voor de publieke drinkwaterwinning dienen in meer detail te worden beoordeeld in Stap 2.

Let op!

3. Stap 2

3.1. Kort over toetsing

Bij de standaardbeoordeling in stap 2 dient de concentratie die aan zal komen bij de drinkwaterputten in meer detail te worden berekend. Hierbij wordt gebruik gemaakt van analytische oplossingen, gericht op het transport van stoffen. Eventueel kan stap 2 worden gecombineerd met stap 3, of kan stap 2 worden vervangen door stap 3. Dit hangt af van de beschikbare instrumentaria. Behalve in overleg met het bevoegd gezag (provincie, waterschap) is het raadzaam de berekeningen in overleg met de drinkwaterbedrijven uit te voeren.

3.2. Opbouw van berekening

In Stap 2 is een bepaalde mate van vereenvoudiging van het stromingsproces vereist, evenals eenduidige begin- en randvoorwaarden. Er moet rekening worden gehouden de combinatie van [natuurlijke stroming](#) en de [stroming bepaald door de grondwateronttrekking](#). Er wordt zoveel mogelijk gebruik gemaakt van

actuele waarden van de input parameters. In veel gevallen zijn de belangrijkste input parameters:

- Hydraulische doorlaatbaarheid van de waterverzadigde ondergrond (m/jr)
- Retardatiefactor (-)
- Afbraakconstante (1/dag)

De berekening moet conservatief zijn, dus er moet gebruik worden gemaakt van conservatieve input parameters, maar niet onrealistisch conservatief.

Parameters en Begrippen

- **Natuurlijke stroming**
Natuurlijke stroming is de grondwaterstroming die plaatsvindt ten gevolge van het verhang van de grondwaterspiegel
- **Stroming bepaald door de grondwateronttrekking**
De stroming bepaald door de grondwateronttrekking is de radiaalgerichte grondwaterstroming richting drinkwaterputten ten gevolge van een potentiaalverlaging door en ter plaatse van de onttrekking ten behoeve van drinkwaterwinning
- **Hydraulische doorlaatbaarheid van de waterverzadigde ondergrond**
De hydraulische doorlaatbaarheid van de waterverzadigde ondergrond is de maximale snelheid van grondwaterstroming bij een verhang van de grondwaterspiegel van 1; deze vindt plaats in het geval dat de ondergrond waterverzadigd is. De hydraulische doorlaatbaarheid van de waterverzadigde ondergrond is afhankelijk van het type ondergrond (zand, klei, veen, etc). De waarde kan aan tabellen worden ontleend.
- **Retardatiefactor**
Een retardatiefactor is de vertraging welke het stoftransport heeft ten opzichte van de snelheid van de grondwaterstroming. Deze is afhankelijk van het type ondergrond en de contaminant-eigenschappen. De retardatiefactor voor metalen kan worden berekend op basis van de partiticoëfficiënt (K_d) en de bodemeigenschappen. In geval van lineaire adsorptie is de retardatiefactor R (-) als volgt te berekenen:

$$R = 1 + K_d \times \rho / \epsilon$$

waarin:

R = retardatiefactor (-)

K_d = partiticoëfficiënt (lineaire sorptie) (L/kgDG)

ρ = bulkdichtheid (kgDG/ L)

ϵ = effectieve poriefractie (m^3 / m^{-3} d.w.z. dimensieloos)

Partiticoëfficiënten voor metalen en metalloïden kunnen uit de literatuur worden afgeleid. Het nadeel hiervan is dat veel gerapporteerde partiticoëfficiënten niet specifiek voor een bepaald bodemtype gegeven zijn. En in de literatuur zijn niet vaak partiticoëfficiënten voor metalen specifiek voor de ondergrond te vinden, terwijl die voor de bovengrond vaak veel hoger zijn.

Voor de berekening van de retardatiefactor voor organische

contaminanten kan eveneens bovengenoemde vergelijking worden toegepast. De partiticoëfficiënt voor organische stoffen volgt uit:

$$K_d = K_{oc} * f_{oc}$$

waarin:

K_{oc} = de op organische koolstof-gebaseerde partiticoëfficiënt (L/kgDG)

f_{oc} = fractie organische koolstof van de ondergrond (-).

- Fractie organisch koolstof

De fractie organische koolstof van de ondergrond is de massa aan organische koolstof in een bodemonmonster ten opzichte van de massa van het drooggewicht van het bodemonmonster (%). Het kan als volgt worden berekend uit de fractie organisch stof:

$$f_{oc} = f_{om} / 1,8$$

waarin:

f_{om} = fractie organische stof van de ondergrond (-).

- **Afbraakconstante**

De afbraakconstante vertegenwoordigt de snelheid waarmee een contaminant afgebroken wordt en is afhankelijk van de contaminant en de fysisch-chemische condities in de ondergrond. De afbraakconstante kan op basis van tijdsreeks van concentraties van een contaminant worden bepaald. Het voordeel van monitoringsdata is dat deze het effect van alle factoren die invloed hebben op de afbraak gecombineerd vertegenwoordigen. Het nadeel is dat er op basis van monitoringsdata minder mogelijkheden zijn voor extrapolatie naar andere zones in de ondergrond en naar de toekomst, zeker als er in de toekomst omstandigheden zullen wijzigen die de afbraak beïnvloeden.

3.3. Interpretatie resultaten

Het criterium voor beoordeling is de concentratie die is te verwachten ter plaatse van de drinkwateronttrekking, bij de drinkwaterputten. Als niet aangetoond kan worden dat met gebruik van relatief conservatieve parameters deze concentratie de drinkwater-kwaliteitseisen worden overschreden, dan kan een bedreiging van de publieke drinkwaterwinning niet worden uitgesloten. In dat geval dienen de risico's voor de publieke drinkwaterwinning in meer detail te worden beoordeeld in stap 3.

Omdat niet alle drinkwaterkwaliteitsnormen gebaseerd zijn op risico's wordt er geen rekening gehouden met gecombineerde blootstelling.

4. Stap 3

4.1. Kort over toetsing

Bij de locatie-specifieke beoordeling in stap 3 wordt eveneens gebruik gemaakt van modellen (stap 3a). Dat kunnen net als in stap 2 analytische oplossingen zijn, waarbij meer aandacht wordt besteed aan realistische locatie-specifieke input parameters. Als alternatief kunnen in

Stap 3a numerieke modellen worden gebruikt. Er dient rekening te worden gehouden met de combinatie van natuurlijke stroming en stroming ten gevolge van een onttrekking. Tevens kan in stap 3 gebruik worden gemaakt van monitoringsgegevens (stap 3b). Eventueel kan stap 3 worden gecombineerd met stap 2. Dit hangt af van de beschikbare instrumentaria. Behalve in overleg met het bevoegd gezag (provincie, waterschap) is het raadzaam de berekeningen in overleg met de drinkwaterbedrijven uit te voeren.

4.2. Opbouw berekening (3a)

Er wordt nog meer dan in Stap 2 gebruik gemaakt van actuele, meer realistische waarden van de input parameters, met name voor de belangrijkste input parameters:

- [Hydraulische doorlaatbaarheid van de waterverzadigde ondergrond \(m/jr\)](#)
- [Retardatiefactor \(-\)](#)
- [Afbraakconstante \(1/dag\)](#)

De berekening moet zo realistisch mogelijk zijn.

Parameters en Begrippen:

- **Hydraulische doorlaatbaarheid van de waterverzadigde ondergrond (m/jr)**
De hydraulische doorlaatbaarheid van de waterverzadigde ondergrond is de maximale snelheid van grondwaterstroming bij een verhang van 1; deze vindt plaats in het geval dat de ondergrond waterverzadigd is. De hydraulische doorlaatbaarheid van de waterverzadigde ondergrond is afhankelijk van het type ondergrond (zand, klei, veen, etc). De waarde kan aan tabellen worden ontleend.
- **Retardatiefactor**
Ten aanvulling op hoe de [retardatiefactor in stap 2](#) berekend wordt kan in stap 3 een schatting gemaakt worden uitgaande van Freundlich-sorptie.
Hierbij is de adsorptie afhankelijk is van de concentratie en de ondergrondeigenschappen, als volgt:

$$CV = k1 \times Cgrw^{k2}$$

Waarbij:

CV	=	Gehalte vaste fase (mg/ kg)
Cgrw	=	Concentratie in oplossing (mg/ L)
k1	=	Freundlich constante (L/ kg)
k2	=	Freundlich exponent (-)

$$\log k_1 = a + b * \log(\%OM) + c * \log(\%klei) + d * \log(\%Al/Feox) + e * pH + f * \log(DOC)$$

waarin:

%OM	=	percentage organische stof (%)
%klei	=	percentage klei (%)
%Al/Feox	=	oxalaat extraheerbaar aluminium en ijzer (mmol/ L)
pH	=	pH van de oplossing
DOC	=	opgelost organisch stof (mg C/ L)
a t/m e	=	regressieconstanten (dimensieloos)

Indien uit wordt gegaan van Freundlich-evenwichtssorptie, is de retardatiefactor als volgt te berekenen:

$$R = 1 + (\rho \times k_1 \times k_2 \times C_{grw}^{(k_2-1)}) / \epsilon$$

waarin:

R	=	retardatiefactor (-)
ρ	=	bulkdichtheid bodem (kg _{DG} / L)
ϵ	=	Effectieve poriefractie (m³/ m⁻³; d.w.z. dimensieloos)

De regressieconstanten voor de berekening van de Freundlich constante moeten aan de literatuur worden ontleend.

Adsorptiecoëfficiënten voor metalen, de basis van de retardatiefactor, kunnen ook worden berekend uit geochemische modellen, zoals PHREEQC, MINTEQA en ORCHESTRA. Om een realistische adsorptiecoëfficiënt te verkrijgen is locatie-specifieke informatie benodigd over pH, redoxpotentiaal, organisch materiaal, soorten en hoeveelheden kleimineralen en de aanwezigheid van andere stoffen in het grondwater.

In principe kan de retardatiefactor voor metalen worden berekend. Omdat deze berekening voor metalen en organische stoffen (met name de bepaling van de adsorptiefactor) relatief onzeker is, kan ook een tijdsreeks van concentraties van een contaminant worden gemeten op meerdere locaties. Hieruit kan de retardatiefactor worden afgeleid, door de snelheid van transport te vergelijken met die van water of van een tracer.

- **Afbraakconstante**

Er moet in stap 3 een specifiek onderzoek worden gedaan naar een zo goed mogelijke schatting van de afbraakconstante. De bepaling van de actuele afbraakconstante is ingewikkeld, omdat deze afhangt van de biobeschikbaarheid van de contaminant (afbraak vindt voornamelijk in de oplosbare fase plaats), de aanwezigheid van oxidanten als zuur of stikstof, de redoxpotentiaal en de aanwezigheid van micro-organismen. Daar komt bij dat tijdens transport er meerdere zones in de ondergrond worden gepasseerd door de contaminanten, waarbij in iedere zone andere fysisch -chemische omstandigheden heersen. De afbraakconstante vertegenwoordigt de snelheid waarmee een contaminant afgebroken wordt en is afhankelijk van de contaminant en de fysisch-chemische condities in de

ondergrond. De afbraakconstante kan op basis van tijdsreeks van concentraties van een contaminant worden gemeten. Het voordeel van monitoringsdata is dat deze het effect van alle factoren die invloed hebben op de afbraak gecombineerd vertegenwoordigen. Het nadeel is dat er op basis van monitoringsdata minder mogelijkheden zijn voor extrapolatie naar andere zones in de ondergrond en naar de toekomst, zeker als er in de toekomst omstandigheden zullen wijzigen die de afbraak beïnvloeden.

- **Effectieve poriefractie**

De effectieve poriefractie bepaalt het gedeelte van de ondergrond dat doorstroombaar is door water. De effectieve poriefractie van waterverzadigde grond hangt af van de vorm waarin bodemdeeltjes aanwezig zijn, bijvoorbeeld of het om korrels in een zandige ondergrond of plaatjes in een kleiige ondergrond gaat. Voor korrels (zandgrond) is de deeltjesgrootte van belang en de pakking van de deeltjes.

De effectieve poriefractie kan bepaald worden aan de hand van transportproeven in het veld of in het laboratorium of kan worden geschat uit deeltjesgrootte-distributie en bodem-water-karakteristieken. Bij voorkeur wordt een bekende of gemeten effectieve poriefractie ingevoerd. Indien men geen informatie heeft over de effectieve poriefractie van waterverzadigde grond en er geen meetwaarden bekend zijn, kan een conservatieve waarde als functie van het ondergrondtype zoals weergegeven in onderstaande tabel worden ingevoerd.

Tabel 0.1 Conservatieve defaultwaarden voor effectieve poriefractie van waterverzadigde grond (indien geen waarden bekend of gemeten zijn) (Koorevaar et al., 1983).

Grondsoort	Effectieve poriefractie (-)
Grind	0,60
Zand	0,60
(Kei)leem	0,60
Veen	0,85
Klei	0,70
Löss	0,60

4.3. Monitoring (3b)

Ook kan in stap 3 gebruik worden gemaakt van meet- en monitoringsgegevens. Dat kan op twee manieren. Ten eerste door de meest relevante input parameters te bepalen voor de modelberekeningen. In veel gevallen zijn dat de hydraulische doorlaatbaarheid van de waterverzadigde ondergrond (m/ jr), de retardatiefactor en/of de afbraakconstante. Ten tweede door op basis van een uitgebreidere meetcampagne in de tijd, en analyse, van concentraties in grondwater een schatting te maken van toekomstige ontwikkelingen van de concentratie in ruwwater, zonder dat er gebruik gemaakt wordt van modellen. Het voordeel van monitoringsdata is dat deze het effect van alle genoemde transportprocessen gecombineerd vertegenwoordigen. Het nadeel is dat er op basis van monitoringsdata minder mogelijkheden zijn voor extrapolatie naar de toekomst, zeker als er in de toekomst omstandigheden zullen wijzigen die het

transportproces beïnvloeden.

4.4. Interpretatie resultaten

Het toetscriterium in Stap 3 is hetzelfde als voor Stap 2, namelijk de concentratie die is te verwachten is ter plaatse van de drinkwateronttrekking ten opzichte van drinkwater-kwaliteitseisen. Als op basis van berekening en/of monitoring blijkt dat de drinkwaternormen in de drinkwaterputten zullen worden overschreden wordt een bedreiging voor de drinkwaterwinning verondersteld.

In overleg met het bevoegd gezag en het drinkwaterbedrijf kan een ander toetscriterium worden gehanteerd. Voorbeelden hiervoor zijn:

- De toelaatbare vracht die de drinkwaterputten bereikt, als functie van de tijd. Het zou aanvaardbaar kunnen worden geacht als deze resulteert in een concentratie in ruwwater die over een langere periode gemiddeld (ruim) onder de drinkwaterkwaliteitseisen blijft. Het idee van dit toetscriterium kan zijn: gemiddeld een zo gering mogelijk belasting van ruwwater over een langere periode.
- Als variant op het vorige criterium: een overschrijding van drinkwater-kwaliteitseisen over een korte periode tegenover een lange periode met een lage of geen enkele belasting van ruwwater. Het idee van dit toetscriterium is omgekeerd aan met het vorige potentiële toetscriterium: liever korte tijd een hogere concentratie in ruwwater dan langere tijd een lagere concentratie in ruwwater, waarbij de totale belasting van ruwwater hoger is.

Voor beide genoemde voorbeelden is inzicht in het verloop van de concentratie in de tijd (doorbraakcurve) nodig.

Het wordt aanbevolen om alternatieve toetsingscriteria alleen in uitzonderingsgevallen en in overleg met het bevoegd overheden en de drinkwaterbedrijven te hanteren. Ze worden hier genoemd, als optie om ruimte te geven voor een locatie-specifieke aanpak waarbij ook ruimte is voor een toetscriterium dat het ruwwater zo min mogelijk belast wordt.

Hulppagina ecologie

Algemeen

Inhoudsopgave:

1. Introductie ecologie
2. stap 1
 1. Kort over toetsing
 2. Toetsing op basis van risicogrenswaarden
 3. Interpretatie resultaten
3. stap 2
 1. Kort over toetsing
 2. uitleg toetsing
 3. Interpretatie resultaten
4. stap 3

1. Kort over toetsing
2. Opbouw berekening
3. Interpretatie resultaten

1. Introductie ecologie

Organismen in het grondwater kunnen worden belast door contaminanten in het grondwater. Dit tast de biodiversiteit aan. Bovendien kunnen functies worden geremd die organismen in grondwater uitvoeren, bijvoorbeeld de afbraak van schadelijke stoffen.

2. stap 1 ecologische risico's

2.1. Kort over toetsing

In stap 1 wordt de representatieve concentratie in grondwater vergeleken met een *Risicogrenswaarde voor ecologie*.

2.2. Uitleg berekening

De *Risicogrenswaarden voor ecologie* zijn gebaseerd op het HC50-niveau: het niveau waarop 50% van de potentieel aanwezige en in het laboratorium getoetste soorten of processen een effect ondervindt. De risicogrenswaarde is gebaseerd op twee verschillende risicogrenswaarden, één voor soorten en één voor processen, waarbij de laagste van beide waarden de basis voor de *Risicogrenswaarden voor ecologie* is, de ERA_{eco} (Ernstige Risico Additie voor ecosystemen). De ERA_{eco} opgeteld met de (lokale) achtergrondconcentratie is gelijk aan de *Risicogrenswaarden voor ecologie*.

2.3. Interpretatie resultaten

Als de representatieve concentratie hoger is dan de *Risicogrenswaarde voor ecologie* risico's kan een onaanvaardbaar risico voor ecologie niet worden uitgesloten. De risico's voor ecologie dienen in meer detail te worden beoordeeld in Stap 2.

3. stap 2 ecologische risico's

3.1. Kort over toetsing

In Stap 2 wordt de omvang van de grondwaterpluim (verontreinigd waterverzadigd volume) beschouwd binnen twee specifieke toxische druk-contouren. Een toxische druk-contour is een concentratie-contour in grondwater, waarbij de concentratie correspondeert met een specifiek effect op het grondwater-ecosysteem. De beide toxische druk-contouren corresponderen met een msPAF (multi substance Potential Affected Fraction; Potentieel Aangetaste fractie ten gevolge van meerdere contaminanten) van 0,15 (laag toetscriterium) en een msPAF van 0,50 (hoog toetscriterium). Daarnaast worden drie ecologische gevoeligheidsklassen onderscheiden. Afhankelijk van de ecologische gevoeligheidsklasse mag het volume van de grondwaterpluim binnen beide toxische druk-contouren een specifiek toelaatbaar volume niet overschrijden. Het idee hierachter is dat als de ecologische gevoeligheid lager is er een groter volume verontreinigd mag zijn. Dat volume kan groter zijn bij een minder grote ecologische aantasting (het waterverzadigd volume ondergrond binnen de msPAF = 0,15-contour, vergeleken met het waterverzadigd volume de msPAF = 0,50-contour).

3.2. Uitleg berekening

Bereken beide waterverzadigde volumes ondergrond ondergrond (m^3) binnen de twee toxische druk-contouren ($msPAF = 0,15$ en $msPAF = 0,50$) in de [spreadsheet](#).

3.3. Interpretatie resultaten

De toelaatbare volumes van de grondwaterpluim (waterverzadigd volume ondergrond) zijn als functie van de toxische druk-klassen en ecologische gevoeligheidsklassen gegeven in onderstaande tabel.

Toelaatbare omvang van de grondwaterpluim (volumes poriege vulde ondergrond) als functie van de toxische druk-klassen en ecologische gevoeligheidsklassen.

Gebiedstype op basis van ecologische gevoeligheidsklasse (op basis van landgebruik)	Volumetoets voor sterk verontreinigd grondwater: TD $msPAF > 0,15$	Volumetoets voor zeer sterk verontreinigd grondwater: TD $msPAF > 0,50$
Natuur (gevoelig)	1000 m^3	100 m^3
Landbouw en groen met natuurwaarden (gemiddeld gevoelig)	10000 m^3	1000 m^3
Industrie, infrastructuur en ander groen (minder gevoelig)	100000 m^3	10000 m^3

Als tenminste één van beide volumes van de grondwaterpluim binnen de hoge en/of lage toxische druk contour het toegestane volume voor de betreffende ecologische gevoeligheidsklasse overschrijdt, kan een onaanvaardbaar risico voor het grondwater-ecosysteem niet worden uitgesloten. Het ecologische risico dient in meer detail te worden beoordeeld in stap 3.

4. stap 3

4.1. Kort over toetsing

In stap 3 wordt een Triade-berekening uitgevoerd. Dit is een zogenaamde 'Weight of Evidence' (WoE) aanpak, waarbij de risicobeoordeling langs verschillende, onafhankelijke sporen (LoE; Lines of Evidence) verloopt: een chemische beoordeling (Chemie), een beoordeling aan de hand van één of meer bioassays (Toxiciteit), en een ecologische veldinventarisatie (Ecologie). Elke LoE is individueel in staat om een ecologische risicobeoordeling te onderbouwen. Echter, elke LoE heeft specifieke systeemonzekerheden. Het is de combinatie van de drie onafhankelijke LoEs die ervoor zorgen dat een beoordeling gebaseerd kan worden op een WoE, zodat systeemonzekerheden verminderd kunnen worden.

4.2. Opbouw toetsing

Er wordt een berekening met de TRIADE gemaakt.

4.3. Interpretatie resultaten Analoog aan de TRIADE

Hulppagina dynamische situatie

Algemeen

Inhoudsopgave:

1. Introductie dynamische situatie
2. Stap 1
 1. Kort over toetsing
 2. Beoordeling omvang grondwaterpluim (stap 1a)
 3. Beoordeling drijf- en zinklagen (stap 1b)
 4. Interpretatie resultaten
3. Stap 2
 1. Kort over toetsing
 2. Beoordeling verplaatsing verontreinigd volume (stap 2a)
 3. Beoordeling drijf- en zinklagen (stap 2b)
 4. Interpretatie resultaten
4. Stap 3
 1. Kort over toetsing
 2. Beoordeling verplaatsing verontreinigd volume (stap 3a)
 3. Beoordeling drijf- en zinklagen (stap 3b)
 4. Interpretatie resultaten

1. Introductie dynamische situatie

Een dynamische situatie is een situatie waarbij, los van de bedreiging van beschermdoelen, een groot verontreinigd volume zich snel door de ondergrond verplaatst en/of waarbij sprake is van drijf- of zinklagen, die een bron voor verontreiniging voor het grondwater vormen. In het geval van een dynamische situatie wordt de [intrinsieke waarde van grondwater](#) bedreigd. In de Risicotoolbox Grondwater wordt in geval van een dynamische situatie het bevoegd gezag aangeraden hier aandacht aan te besteden. Hierbij zijn de volgende vragen van belang:

- Is het aannemelijk dat het grote verontreinigde volume op termijn een beschermdoel gaat bereiken?
- Is toepassing van de laagste (strengste) risicogrenswaarde opportuun ('zekerheid inbouwen')?
- Zijn er beheers- of saneringsmaatregelen nodig?

De beoordeling van de dynamische situatie in de Risicotoolbox Grondwater vindt plaats parallel aan de beoordeling van de risico's voor de zeven beschermdoelen en verloopt net als die voor deze zeven beschermdoelen volgens drie stappen.

Intrinsieke waarde van grondwater:

Grondwater is een transportmedium, waarmee stoffen kunnen worden verplaatst naar beschermdoelen (bijvoorbeeld drinkwaterputten; grondwaterafhankelijke natuur). Vaak is de beoordeling van grondwater gericht op de mogelijke aantasting van beschermdoelen en wordt grondwatertransport beschouwd als het mechanisme dat de verbinding

legt tussen bron en beschermdoel. Daarnaast heeft grondwater zelf waarde. Grondwater is een waardevolle grondstof en schoon grondwater wordt steeds schaarser. Deze eigen waarde van grondwater wordt de intrinsieke waarde van grondwater genoemd.

2. Stap 1

2.1. Kort over toetsing

In stap 1 wordt de omvang van de grondwaterpluim getoetst en wordt de aanwezigheid van drijf- of zinklagen onderzocht. De beoordeling in Stap 1 bestaat uit twee elementen:

1. Toetsing op basis van omvang van grondwaterpluim (stap 1a)
2. Nagaan of er drijf- of zinklagen aanwezig zijn (stap 1b).

2.2. Beoordeling omvang grondwaterpluim (stap 1a)

In stap 1a wordt verspreiding gerelateerd aan de omvang van de grondwaterpluim. Er wordt vanuit gegaan dat als de grondwaterpluim niet meer dan een bepaald volume bereikt heeft er zich geen grote massa aan contaminanten snel verplaatst. De omvang van grondwaterpluim mag niet groter zijn dan het door het bevoegd gezag geselecteerde [toetscriterium aanvaardbaar volume dynamische situatie stap 1](#).

Toetscriterium aanvaardbaar volume dynamische situatie stap 1 (m³)

Met toetscriterium aanvaardbaar volume dynamische situatie stap 1 wordt bedoeld op een volume waarbij als dit niet wordt overschreden het onwaarschijnlijk is dat zich in het verleden een grote verplaatsing van het verontreinigd volume heeft voorgedaan. Omdat dit criterium moeilijk objectief vast te stellen is, kan eventueel een eerder vastgesteld criterium worden gebruikt. In dat geval is 6000 m³ het meest zinvolle criterium, omdat die in de circulaire bodemsanering vanaf 2006 werd gehanteerd bij toetsing van de onbeheersbare situatie. Alhoewel de onderbouwing van dit aanvaardbaar volume onbekend is, wordt op deze wijze continuïteit in het beleid bewerkstelligd.

2.3. Beoordeling drijf- en zinklagen (stap 1b)

In stap 1b van de beoordeling van de dynamische situatie dient te worden nagegaan of het vóórkomen van een drijf- of zinklaag waarschijnlijk is. De aanwezigheid of afwezigheid van een drijf- of zinklaag kan worden aangetoond of worden verwacht op basis van het historische onderzoek, en/of op basis van het aantreffen van contaminanten die met een drijf- of zinklaag samenhangen.

2.4. Interpretatie resultaten

- **Beoordeling omvang grondwaterpluim (1a)**

Als de omvang van de grondwaterpluim (verontreinigd waterverzadigd volume ondergrond) groter is dan het door het bevoegd gezag geselecteerde aanvaardbaar volume dynamische situatie stap 1, kan een dynamische situatie niet worden uitgesloten. De beoordeling van de dynamische situatie dient in meer detail te worden beoordeeld in stap 2.

- **Beoordeling drijf- en zinklagen (1b)**

Als vanuit het historische onderzoek het voorkomen van een

drijf- of zinklaag waarschijnlijk is of als is aangetoond dat de met een drijf- of zinklaag samenhangende contaminanten een hogere concentratie hebben dan 1% van de maximale oplosbaarheid kan een dynamische situatie niet worden uitgesloten en dient de dynamische situatie in meer detail te worden beoordeeld in stap 2.

3. Stap 2

3.1. Kort over toetsing

Bij de standaardbeoordeling in stap 2 wordt de aandacht gericht op de verplaatsing van het verontreinigd volume in de ondergrond. Hierbij worden geen beschermdoelen beschouwd. Tevens wordt nader ingegaan op de aanwezigheid van drijf- en zinklagen, welke in emissie van contaminanten naar grondwater kunnen resulteren. De beoordeling in Stap 2 bestaat uit twee elementen:

- Beoordeling van de verplaatsingssnelheid van het verontreinigd volume in de ondergrond (stap 2a)
- Nader ingaan op de aanwezigheid van drijf- en zinklagen (stap 2b).

3.2. Beoordeling verplaatsing verontreinigd volume (stap 2a)

Er vindt een conservatieve, eenvoudige berekening van de verplaatsing van de grondwaterpluim plaats. De input parameters zijn gebaseerd op generieke, algemeen geldende uitgangspunten. Omdat de verplaatsingssnelheid van grondwater of van contaminanten vaak bekend is, kan gebruik worden gemaakt van waarden uit de praktijk. Als deze verplaatsingssnelheden niet bekend zijn, kunnen conservatieve parameterwaarden voor de input parameters worden ingevoerd. Afhankelijk van grondsoort zijn hiervoor waarden uit tabellen af te lezen. Dispersie en diffusie worden in deze eerste stap niet beschouwd. Afbraak wordt eveneens niet beschouwd (conservatief uitgangspunt).

3.2.1. Toetscriterium

Er wordt vanuit gegaan dat als het verplaatst volume verontreinigd grondwater in de tijd op basis van de berekeningen in stap 2 een specifiek criterium overschrijdt een dynamische situatie niet kan worden uitgesloten. Dit criterium dient door het bevoegd gezag te worden vastgesteld. Omdat dit criterium moeilijk objectief vast te stellen is, kan eventueel een eerder vastgesteld criterium worden gebruikt. In dat geval is 1000 m³/jaar het meest zinvolle criterium, omdat dit aansluit bij de beoordeling van de onbeheersbare situatie zoals uitgevoerd in de circulaire bodemsanering sinds 2006.

3.2.2. Rekenopties

In stap 2a zijn een aantal rekenopties mogelijk om de verplaatsing van het verontreinigd volume verontreinigd grondwater te berekenen. Deze rekenopties pakken allen terug op de volgende formule:

$$J = (v/R) \times A$$

waarin:

J = Verplaatst volume verontreinigd grondwater in de tijd (m³/jr)

V = (werkelijke) snelheid van de grondwaterstroming (m/jr)

R = Retardatiefactor (-)

A = Grootste dwarsdoorsnede van de grondwaterpluim binnen de signaleringsparameter-contour (m²)

Deze rekenopties maken gebruik van enkele algemene parameters, aangevuld met voor de optie specifieke parameters. Klik in onderstaande lijst op een rekenoptie om naar een beknopte uitleg en informatie over de parameters te gaan.

1. [De verplaatsingssnelheid van de stoffen \(J\) in het grondwater is bekend](#)
2. [De verplaatsingssnelheid van het grondwater \(v\) is bekend, die van stoffen \(J\) onbekend](#)
3. [De verplaatsingssnelheid van het grondwater en van stoffen \(J & v\) zijn onbekend; er is voldoende informatie om de verplaatsingssnelheid van het grondwater \(v\) te berekenen](#)
4. [De verplaatsingssnelheid van het grondwater en van stoffen \(J & v\) zijn onbekend; er is niet voldoende informatie om de verplaatsingssnelheid van het grondwater \(v\) te berekenen](#)

Algemene parameters

- **Grootste dwarsdoorsnede grondwaterpluim**

Dit gaat om de grootste dwarsdoorsnede van de grondwaterpluim in de overheersende stromingsrichting van de grondwaterpluim

- **Bulkdichtheid**

De bulkdichtheid is de massa van de bodem in kilogram drooggewicht (kgDG) per volume-eenheid van 1 liter (L). Deze dient te worden gemeten of geschat voor de locatie. Voor een organische stofrijke ondergrond kan voor de schatting van de bulkdichtheid gebruik worden gemaakt van onderstaande figuur (bulkdichtheid bodem als functie van organische stofgehalte).

Figuur nog toevoegen

- **Effectieve poriefractie**

De effectieve poriefractie (ϵ) bepaalt het gedeelte van de ondergrond dat doorstroombaar is door water. De effectieve poriefractie van waterverzadigde grond hangt af van de vorm waarin bodemdeeltjes aanwezig zijn, bijvoorbeeld of het om korrels in een zandige ondergrond of plaatjes in een kleiige ondergrond gaat. Voor korrels (zandgrond) is de deeltjesgrootte van belang en de pakking van de deeltjes: een kubusvormige pakking heeft de grootste openingen en een romboëder-vormige pakking de kleinst. De effectieve poriefractie kan bepaald worden aan de hand van transportproeven in het veld of in het laboratorium of kan worden geschat uit deeltjesgrootte-distributie en bodem-water-karakteristieken. Bij voorkeur wordt een bekende of gemeten effectieve poriefractie ingevoerd. Indien men geen informatie heeft over effectieve poriefractie van waterverzadigde grond en er geen meetwaarden bekend zijn, wordt

voor ϵ in stap 2 een conservatieve defaultwaarde zoals weergegeven in onderstaande tabel ingevoerd.

Conservatieve defaultwaarden voor effectieve poriefraction van waterverzadigde grond (indien geen waarden bekend of gemeten zijn) (Koorevaar et al., 1983)

Grondsoort	Effectieve poriefraction (-)
Grind	0,60
Zand	0,60
(Kei)leem	0,60
Veen	0,85
Klei	0,70
Löss	0,60

Rekenoptie 1: Verplaatsingssnelheid van stoffen in grondwater is bekend

Wanneer de verplaatsingssnelheid van de stoffen in het grondwater bekend is kunnen deze direct ingevuld worden. Wel dient de [maximale dwarsdoorsnede van de grondwaterpluim](#) ingevuld te worden.

Rekenoptie 2: De verplaatsingssnelheid van het grondwater (v) is bekend, die van stoffen (J) onbekend

In deze optie dient wordt met behulp van de stofspecifieke retardatiefactor en de bekende verplaatsingssnelheid van het grondwater de verplaatsing van het verontreinigd grondwatervolume berekend.

U dient enkel de [algemene parameters](#) in te vullen.

Rekenoptie 3: De [verplaatsingssnelheid van het grondwater en van stoffen \(J & v\) zijn onbekend; er is voldoende informatie om de verplaatsingssnelheid van het grondwater \(v\) te berekenen](#)

In deze rekenoptie wordt de verplaatsingssnelheid van het grondwater berekend volgens de volgende formule:

$$v = - (Khver \times gradH) / \epsilon$$

waarin:

v = Werkelijke grondwatersnelheid (m/jr)

KHver = Hydraulische doorlaatbaarheid van de waterverzadigde ondergrond (m/jr)

gradH = Gradiënt van de grondwaterspiegel (m/m) d.w.z. dimensieloos

ϵ = Effectieve poriefraction van de waterverzadigde ondergrond (m³/ m³; d.w.z. dimensieloos)

Indien men informatie heeft over het bodemtype in de ondergrond kan men de [hydraulische doorlaatbaarheid](#) van de waterverzadigde ondergrond (Khver in bovenstaande vergelijking) aan [de tabel](#) ontlenen die weergegeven is bij de [informatie over de Hydraulische verplaatsingssnelheid](#); let op dat de waarden van de hydraulische doorlaatbaarheid van de waterverzadigde ondergrond hier in m/dag gegeven zijn; niet in m/ jaar (m/jr). Het is in geval van een gelaagde

ondergrond noodzaak de hydraulische doorlaatbaarheid van de watervoerende lagen te nemen (niet de scheidende of afdichtende lagen). Omdat het stap 2 van de procedure is en er geen gebruik gemaakt wordt van specifieke meetgegevens op de locatie, zijn in de tabel relatief conservatieve waarden voor de hydraulische doorlaatbaarheid van de waterverzadigde ondergrond opgenomen.

Soms is alleen de Darcy-snelheid (of filtreersnelheid) van water bekend, eigenlijk de 'fluxdichtheid' (uitgedrukt in $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{dag}$). Dat is de hoeveelheid verplaatste watermassa per eenheid van oppervlakte en tijd. Deze is eenvoudig te berekenen uit de gradiënt van de grondwaterspiegel en de hydraulische doorlaatbaarheid waterverzadigde grond. Omdat in de bodem maar een gedeelte van de bodem beschikbaar is voor de verplaatsing van water, het doorstroomde volume waar zich geen bodemdeeltjes bevinden, is de werkelijke snelheid van water hoger. Het doorstroomde volume kan worden benaderd door de effectieve poriefractie. De werkelijke snelheid van grondwaterstroming is dan de Darcy-snelheid gedeeld door effectieve poriefractie van waterverzadigde grond:

$$v = \text{Darcy-snelheid} / \varepsilon$$

waarin:

- V = Werkelijke snelheid grondwaterstroming (m/jr)
 ε = Effectieve poriefractie van de waterverzadigde ondergrond (m^3/m^3 ; d.w.z. dimensieloos)

Parameters:

- **Hydraulische doorlaatbaarheid**

De hydraulische doorlaatbaarheid van de waterverzadigde ondergrond is de maximale snelheid van grondwaterstroming bij een verhang van de grondwaterspiegel van 1; deze vindt plaats in het geval dat de ondergrond waterverzadigd is. De hydraulische doorlaatbaarheid van de waterverzadigde ondergrond is afhankelijk van het type ondergrond (zand, klei,

veen, etc). De waarde kan aan tabellen worden ontleend.

Tabel Hydraulische doorlaatbaarheid

Grondsoort	Hydraulische doorlaatbaarheid (m/dag)*
Grind	100000
Grof zand	200
Fijn zand	10
Duinzand	7
Lichte zavel	0,5
Zandige leem	0,3
Veen	0,1
Kleiig veen	0,005
Leem/keileem	0,05
Löss	0,05
Matig zware klei	0,01
Overige klei	0,001

- Let op: De waarden voor de hydraulische doorlaatbaarheid zijn hier weergegeven in m/dag en moeten worden omgerekend in m/jaar (x 365)
- **Gradiënt van grondwaterpotentialiaal**
Indien men informatie heeft over het verhang van de grondwaterspiegel (gradH in de vergelijking) kan met deze specifiek invullen. Indien er geen metingen beschikbaar zijn, kan als default de conservatieve waarde van 0,001 (een verhang van één promille) worden gehanteerd.

rekenoptie 4: De verplaatsingssnelheid van het grondwater en van stoffen (J & v) zijn onbekend; er is niet voldoende informatie om de verplaatsingssnelheid van het grondwater (v) te berekenen

In dit geval is geen enkele informatie bekend over de verplaatsingssnelheid van zowel de stoffen in het grondwater als het grondwater zelf. Om deze reden kan de snelheid van het grondwater geschat worden op basis van [onderstaande tabel](#).

Tabel verplaatsingssnelheid grondwater op basis van grondsoort

Grondsoort	Snelheid van de grondwaterstroming (m/jr)
Zand (eventueel met kleideklaag)	30
Klei	0,3
Veen	0,2
Klei/veen	0,25
Zand op Veen	0,35

3.3 Beoordeling drijf- en zinklagen (stap 2b)

In de standaardbeoordeling in stap 2 voor de beoordeling van een drijf- of zinklaag wordt nader ingegaan op het type drijf- of zinklaag en op de ondergrond. Een dynamische situatie kan hierbij worden uitgesloten als aangetoond kan worden:

- Dat er sprake is van een relatief viskeuze drijf- of zinklaag, die zich nauwelijks verplaatst. Dat geldt bijvoorbeeld voor teer, creosoot of een andere drijf- of zinklaag met een hoge viscositeit (bijvoorbeeld met viscositeit hoger dan 20 mPa.sec (is gelijk aan 20 centipoise)).
- De zinklaag een (continu doorlopende) bodemlaag met grote weerstand heeft bereikt. In dat geval is doorbraak naar diepere lagen onwaarschijnlijk.
- De concentratie in het grondwater van met drijf- en zinklagen samenhangende contaminanten niet hoger is dan 5 - 10% van de maximale oplosbaarheid voor een contaminant.

3.4. Interpretatie resultaten

Interpretatie verplaatsing verontreinigd volume (stap 2a)

Er wordt vanuit gegaan dat als het verplaatst volume verontreinigd grondwater in de tijd (J) op basis van de berekeningen in stap 2 het specifiek criterium overschrijdt een dynamische situatie niet kan worden uitgesloten. Dit criterium dient door het bevoegd gezag te worden vastgesteld. Omdat dit criterium moeilijk objectief vast te stellen is, kan eventueel een eerder vastgesteld criterium worden gebruikt. In dat geval is 1000 m³/jaar het meest zinvolle criterium, omdat dit aansluit bij de beoordeling van de onbeheersbare situatie zoals uitgevoerd in de circulaire bodemsanering sinds 2006.

Interpretatie aanwezigheid drijf- en zinklagen (stap 2b)

Als niet aan alle drie de criteria voldaan wordt dan kan een dynamische situatie niet worden uitgesloten. In dat geval dient de dynamische situatie in meer detail te worden beoordeeld in stap 3.

4. Stap 3

4.1. Kort over toetsing

Stap 3 bestaat uit stap 3a en stap 3b. Bij de locatie-specifieke beoordeling in stap 3a wordt gebruik gemaakt van modellen. Dat kunnen analytische oplossingen zijn, of numerieke modellen, waarbij aandacht wordt besteed aan realistische locatie-specifieke input parameters. In Stap 3b kan gebruik worden gemaakt van monitoringsgegevens.

4.2. Beoordeling verplaatsing verontreinigd volume (3a)

Bij de modeltoepassing in stap 3 wordt gebruik gemaakt van actuele, realistische waarden van de input parameters, met name voor de belangrijkste input parameters: Hydraulische doorlaatbaarheid van de waterverzadigde ondergrond (m/jr)

- Retardatiefactor (-) [zie ook Publieke drinkwaterwinning].
- Afbraakconstante (1/dag) [zie ook Publieke drinkwaterwinning]

De berekening moet zo realistisch mogelijk zijn.

4.3. Beoordeling drijf- en zinklagen (stap 3b)

Om de risico's van drijf- en zinklagen nader te onderzoeken in Stap 3 kunnen berekeningen worden uitgevoerd met modellen die meerfasenstroming in beschouwing nemen. Hierbij moet ook aandacht worden besteed aan het in oplossing gaan van contaminanten vanuit puur product.

Ook kan in stap 3 gebruik worden gemaakt van meet- en monitoringsgegevens. Dat kan op twee manieren. Ten eerste door de meest relevante input parameters te bepalen voor de modelberekeningen. In veel gevallen zijn dat de hydraulische doorlaatbaarheid van de waterverzadigde ondergrond (m/ jr), de retardatiefactor en/of de afbraakconstante. Ten tweede door op basis van een uitgebreidere meetcampagne in de tijd, en analyse, van concentraties in grondwater een schatting te maken van toekomstige verplaatsing van het verontreinigd volume, zonder dat er gebruik gemaakt wordt van modellen. Het voordeel van monitoringsdata is dat deze het effect van alle genoemde transportprocessen gecombineerd vertegenwoordigen. Het nadeel is dat er op basis van monitoringsdata minder mogelijkheden zijn voor extrapolatie naar de toekomst, zeker als er in de toekomst omstandigheden zullen wijzigen die het transportproces beïnvloeden.

Drijf- en zinklagen kunnen worden aangetoond met metingen. Optie voor onderzoekstechnieken hierbij zijn:

- Gebruik van een draagbare gaschromatografie (tot 3 m - maaiveld). Hiermee is op locatie inzicht te verkrijgen in de concentraties aan VOC's.
- Gebruik van georadar (dieper dan 3 m - maaiveld). Hiermee kunnen de verspreidingspaden van puur product en 'geologische traps', waarop zich zinklagen kunnen vormen, worden geïdentificeerd. Deze informatie kan worden gebruikt voor aanvullende grondwaterbemonstering.
- Gebruik van MIP (Membrane Interface Probe)-sondering. Hiermee kan door een combinatie van sondering en bemonstering de lokalisering van puur product nader in kaart worden gebracht.
- Toepassen van ERT (Elektrische Weerstand Tomografie). Hiermee kan door op basis van de specifieke elektrische weerstand van grond met puur product de lokalisering van puur product nader in kaart worden gebracht.
- Het uitvoeren van proefonttrekkingen. Er worden twee strategieën beschreven: gedifferentieerd onttrekken en dynamisch monitoren.

4.4. Interpretatie resultaten

In stap 3 kan het bevoegd gezag in analogie met stap 2 eveneens een verplaatst volume verontreinigd grondwater in de tijd kiezen als toetscriterium, uitgedrukt in m³/jr. In dat geval moet de modelberekening of de monitoring eveneens op verplaatst volume verontreinigd grondwater binnen de signaleringsparameter gebaseerd zijn.

Als alternatief kan, in overleg met het bevoegd gezag, ook op een ander criterium worden ingezet. Daarbij moet men 'op inzicht' besluiten of de

resultaten acceptabel zijn. Dit inzicht dient gebaseerd te zijn op de kennis van de risico's verkregen met de RTBgrondwater en redenen om de dynamische situatie te toetsen. Hierbij kunnen de volgende factoren meewegen:

- De mate van het maatschappelijk belang. Aan grondwater kan intrinsieke waarde worden toegekend. Dat wil zeggen dat grondwater als een waardevol medium beschouwd wordt en om die reden beschermd moet worden, onafhankelijk van de vraag of er beschermdoelen bedreigd worden. En in geval van een grote vracht aan contaminanten die zich snel door de ondergrond verplaatst, zal een groter schoon volume grondwater verontreinigd grondwater verontreinigd raken.
- Een massa contaminanten die geconcentreerd in het grondwater verkeert, zal ten gevolge van transportprocessen in het grondwater worden verdund. Daarom moet uit efficiëntieoverwegingen overwogen worden de verontreiniging te beheersen of te saneren, voordat verdere verdunning plaatsvindt.
- Voorzorg. Als een grote massa zich snel door de ondergrond beweegt, is het onzeker of er toch niet binnen een relatief kort tijdsbestek niet nader specificeerbare beschermdoelen bereikt worden (zekerheid inbouwen).

Indien er op basis van meting drijf- of zinklagen worden aangetroffen, moeten de risico's voor de belasting van grondwater met contaminanten worden bepaald.

Als op basis van berekening en/of monitoring blijkt dat het criterium voor verplaatst volume verontreinigd grondwater wordt overschreden, of dat er niet aan een in overleg met het bevoegd gezag alternatief overeengekomen andere criterium voldaan wordt, wordt een dynamische situatie verondersteld. Dat geldt eveneens voor de situatie dat er drijf- of zinklagen zijn die in hoge mate het grondwater belasten. In geval van een dynamische situatie moet een signaal afgegeven worden aan het bevoegd gezegd. Daarbij zijn de volgende vragen van belang:

- Is het aannemelijk dat het grote verontreinigde volume op termijn een beschermdoel gaat bereiken?
- Is toepassing van de laagste (strengste) risicogrenswaarde opportuun ('zekerheid inbouwen')?
- Zijn er beheers- of saneringsmaatregelen nodig?

Bijlage D Brainstorm ecologische risicobeoordeling grondwater, 9 oktober 2019

Frank Swartjes, 1 november 2019

AANWEZIGE DESKUNDIGEN

Leo Posthuma, Theo Traas, Eric Verbruggen, Michiel Rutgers (in deze tekst genoemd: 'de deskundigen') en Frank Swartjes

VERSLAG

Doel is een aanpak te formuleren om ecologische risico's te beoordelen voor de korte en de langere termijn. Brainstorm in zeven onderdelen, zoals hieronder beschreven.

AANDACHTSPUNTEN ECOLOGIE 1

- Betekenis soortenbescherming ([SSDs](#))
- Betekenis processenbescherming ([FSDs](#))
- Ecosysteemdiensten (afbraak)
- Europese ecologische toetsingsmethoden/
[RARs](#)

Sinds 1991 is de ecologische risicogrenswaarde gebaseerd op de laagste waarde van de HC50-soorten en de HC50-processen. HC staat voor *Hazardous Concentration*; HC50 wijst op effecten bij 50% van de potentieel aanwezige soorten en processen. De HC50 relateert conceptueel aan een zekere mate van effecten, zodanig dat er reden is om maatregelen te overwegen (interventiewaarde). Een veel gestelde vraag is of de beoordeling niet functioneler moet, dus gericht op de functies die organismen in grondwater uitvoeren en voor de mens nuttig zijn⁸. Met name de afbraak van verontreinigende stoffen wordt vaak als belangrijke functie genoemd. De betekenis van de bescherming van soorten organismen vindt men vaak moeilijk te duiden. Bescherming van processen wordt door de deskundigen als te beperkt gezien, en het belang van bescherming van soorten wordt toch ook als relevant beschouwd.

CONCLUSIE: De huidige methodiek, waarbij van de risicogrenswaarden voor soorten en processen de laagste van de twee wordt genomen, voldoet voor de korte en langere termijn als trigger voor mogelijk te ernstige effecten.

⁸ Ecosystem services die worden genoemd: provision of clean water and air, habitats for biodiversity, recycling of nutrients and mitigation against climate change.

Wat betreft het beschermingsniveau (50% aantasting van soorten en processen) is discussie mogelijk. Dit beschermingsniveau is indertijd tot stand gekomen op basis van een compromis tussen 'een redelijk beschermingsniveau' en hanteerbare (niet te lage) risicogrenswaarden. Dit laatste om te voorkomen dat grondwater in Nederland te vaak als 'rood' wordt geclassificeerd. De vraag is of wordt voldaan wordt aan het criterium 'een redelijk beschermingsniveau'.

CONCLUSIE: Op korte termijn kunnen de huidige risicogrenswaarden (versie 2001/aanvulling 2012) worden gebruikt. Voor de langere termijn aangegeven dat de keuze voor 50% zou kunnen worden geëvalueerd, maar er zal altijd een subjectief element in de keuze zitten.

AANDACHTSPUNTEN ECOLOGIE 2

- Doorvertaling aquatische effecten opp.water naar effecten organismen grondwater
- Relatie grond – en oppervlaktewater

De vraag is in hoeverre de aquatische SSDs, waarin de effecten op organismen in oppervlaktewater zijn opgenomen, representatief zijn voor grondwater. Kan grondwater worden getoetst op basis van concentratie-effectrelatie, waarin opgenomen *daphnia* en vissen? De deskundigen verkeren in de veronderstelling dat de aquatische SSDs representatief zijn voor effecten op organismen in grondwater. De effectdata van vissen zijn niet erg bepalend voor de uiteindelijke risicogrenswaarden en veel organismen, zoals kreeftachtigen, zijn vergelijkbaar. Specifiek onderzoek (nadere beschouwing van welke organismen 'mogen meedoen') zou interessant zijn, omdat uit alle beschikbare data patronen kunnen worden afgeleid die een andere aanpak zouden onderbouwen, maar is niet noodzakelijk. Statistische noot: als er 'vis' wordt gebruikt qua data, kan een ongevoelig datapunt zorgen voor een lagere HC50, omdat het SSD-model symmetrisch is!!

CONCLUSIE: Procedure handhaven voor korte en langere termijn, wel de nodige uitleg hierbij geven.

AANDACHTSPUNTEN ECOLOGIE 3

- Added risk approach
- (Nat) achtergrondconcentraties

De *Added risk approach* is op zich een verdedigbaar uitgangspunt. Het referentiepunt voor 'een normale situatie' daarbij is een ecosysteem dat in evenwicht is met natuurlijke achtergrondgehalten. Er zijn risico's voor het ecosysteem als gevolg van additionele metaalgehalten bovenop de

natuurlijke achtergrondgehalten (toegevoegd risico). Dus is het redelijk te veronderstellen dat er sprake is van een te hoog effect als de concentratie in het grondwater hoger is dan de natuurlijke achtergrondgehalten, met daarbij opgeteld het toegevoegde risicogehalte. Een probleem is dat het toegevoegde risico moeilijk experimenteel te bepalen is, en wat nu vaak als 'toegevoegd risico' wordt beschouwd niet werkelijk het toegevoegde risico is.

CONCLUSIE: Het principe van de Added Risk approach handhaven. Op de lange termijn kan bij toekomstige updates worden onderzocht of er een zuiverdere waarde voor het 'toegevoegde risico' te bepalen is.

AANDACHTSPUNTEN ECOLOGIE 4

- [Combi \(MS-PAF\)](#)
- [Doorvergiftiging](#)

Formulieren zijn beschikbaar om combitox te kunnen berekenen. Die zijn geschikt voor Stap 2 en Stap 3. Probleem is dat je het liefst in Stap 1 conservatief bent en dan al naar combitox kijkt, maar combitox leent zich niet voor de afleiding van risicogrenswaarden. Hiervoor is op dit moment geen oplossing.

Doorvergiftiging is conceptueel wel (arthropoda in grondwater eten bijvoorbeeld bacteriën), maar in de praktijk niet direct aan de orde als dominante beoordelingsgrondslag in grondwater. De data zouden ontbreken als we dit zouden willen doen. Het kan wel als grondwater de kwaliteit van de bovengrond beïnvloedt, maar dat wordt toegepast in een ander onderdeel van de RTBgrondwater.

CONCLUSIE: voor korte termijn: combitox beschouwen in Stap 2/Stap 3 en geen doorvergiftiging beschouwen. Op de langere termijn: de activiteiten gerelateerd aan de concept MAF (Mixture Assessment Factor) volgen. De MAF is dan een op data uit monitoring gebaseerde waarde, die aangeeft hoeveel stoffen er zoal op een locatie tegelijk voorkomen en relatief veel bijdragen aan het mengsel-effect. Die bijdragen zijn lokaal vaak zeer 'scheef verdeeld' (enkele stoffen dragen veel bij aan het totaal mengsel-druk, veel stoffen weinig).

AANDACHTSPUNTEN ECOLOGIE 5

- [Betekenis 1% van HC5, als streefwaarde](#)

HC5 (5% aantasting van soorten en/of processen) kan nog altijd als proxy worden beschouwd voor 'geen effect'. De 1% is willekeurig. Het gebruik van een streefwaarde moet (mede beleidsmatig) worden beschouwd en de 1% zou kunnen geëvalueerd.

CONCLUSIE: Eventueel gebruik van de streefwaarde is met name aan het beleid. Wij kunnen/moeten wel uitleggen dat voor de langere termijn de 1% idealiter geëvalueerd zou moeten worden.

AANDACHTSPUNTEN ECOLOGIE 6

- WFD
- Duurzaamheid
- Relatie met [SDGs](#)

De SDGs (*Sustainable Development Goals*) beschrijven voor de wereld, en de grondwet van de EU beschrijft voor de EU, dat het milieu beschermwaardig is en dat we streven naar duurzame bescherming (als mogelijk) en herstel (als nodig). Deze drie punten zijn dus een algemene (ook wettelijke) rechtvaardiging voor het beschouwen en beschermen van ecologie. De WFD specificeert specifieke doelen – binnen de EU-grondwetstekst – voor water en grondwater.

PS: Invulling van *prevent and limit* en *good chemical status* krijgt al aandacht binnen de RTBgrondwater.

AANDACHTSPUNTEN ECOLOGIE 7

- Datering, en daarmee de duiding, van de ecologische effectrelaties!

Data zijn verouderd, zodat risicogrenswaarden niet *up-to-date* zijn. Een nieuwe evaluatie zou aanzienlijke verschuivingen in risicogrenswaarden kunnen betekenen. Dit is buitengewoon relevant: het beleid wil uiteraard liefst alleen 'signaalwaarden' als er daadwerkelijk kans is dat er in het grondwater iets nadeligs voor het milieu aan het gebeuren is. Oudere waarden zijn vaak gebaseerd op minder gegevens, waardoor doorgaans grotere veiligheidsfactoren worden toegepast, met als gevolg een hogere frequentie van 'vals-negatieve signalen'. Een vals-negatief signaal heeft helaas vaak grote maatschappelijke consequenties. Vanwege dat laatste effect is er alles voor te zeggen dat een update plaatsvindt.

CONCLUSIE: Op korte termijn zijn de risicogrenswaarden uit de evaluatie van 2001/2012 te gebruiken, als voorkeur boven de huidige risicogrenswaarden uit 1991. Voor de langere termijn moet de gehele dataset worden geëvalueerd en geüpdatet (naar analogie van de evaluatie en update in 2001).

Bijlage E Het Nederlands Hydrologisch Instrumentarium (NHI)

Nadere informatie over het NHI, overgenomen van de website van het NHI (NHI, 2021):

Het Nederlands Hydrologisch Instrumentarium (NHI) is de verzameling van software en data voor het ontwikkelen van grondwater- en oppervlaktewatermodellen voor Nederland op landelijke en regionale schaal. Het NHI is bedoeld om de kennis van specialisten bij waterbeheerders, instituten en adviesbureaus te bundelen, om zo te komen tot kwalitatief goede instrumenten en data.

Het NHI kent zowel landelijke als regionale toepassingen. De landelijke toepassing wordt het Landelijk Hydrologisch Model (LHM) genoemd. Het LHM is vooral gericht op de waterbeweging in gemiddelde en droge omstandigheden en wordt onder meer gebruikt in het Nationaal Water Model (NWM) en real time simulaties van droogte en als basis voor modellering voor waterkwaliteit.

De regionale toepassingen van het NHI richten zich op regionale analyse van het grond- en oppervlaktewater. Deze toepassingen zijn veelal tot stand gekomen door samenwerking van waterschappen, drinkwaterbedrijven met provincies. Voorbeelden zijn MIPWA, IBRAHYM, MORIA, AMIGO, HYDROMEDAH, AZURE, het Aa en Maas-model en het Brabantmodel.

De ambitie van het NHI is om binnen de diversiteit aan toepassingen de krachten te bundelen bij kennis- en methodiekontwikkeling. In toenemende mate wordt gebruik gemaakt van dezelfde (basis)data en software. Voorbeelden hiervan zijn iMOD (MODFLOW-MetaSWAP), de onttrekkingendatabase, HyDAMO, en NHI-zoet-zout. De gebruikte data worden de komende jaren verder aangevuld en ontsloten via het dataportaal NHI en met de andere onderdelen van NHI beheerd en onderhouden.

Deze website is bedoeld om de hydrologische gemeenschap op de hoogte te houden van, en te betrekken bij de ontwikkelingen en resultaten van het NHI.

NHI (2021). Het Nederlands Hydrologisch Instrumentarium.
<https://www.nhi.nu/> (gezien 11 juni 2021)

Bijlage F Signaleringsparameters en risicogrenswaarden (RGW)

LEGENDA:

Contaminant X

Contaminant X

= Contaminant toegevoegd aan lijst uit Aanvullingsbesluit Bodem, Bijlage VC bij artikel 4.12a
(signaleringsparameter beoordeling grondwatersanering)

n.v.t. = niet van toepassing
 n.b. = niet beschikbaar
 n.b. voor I.S. = niet beschikbaar voor individuele stof
 n.b. voor SOM = niet beschikbaar voor som van de stoffen

Stoffen Aanvullingsbesluit Bodem	Signaleringsparameters (µg/L)	Risicogrenswaarden (RGW) (µg/L)					
		RGW mens tgv opgelegde blootstelling	RGW mens tgv groenteconsumptie; opstijgend grondwater	RGW mens tgv groenteconsumptie; irrigatie	RGW mens grondwater als drinkwater (privéwinning)	RGW publieke drinkwaterwinning	RGW aquatisch ecosysteem
I. Metalen en metalloïden							
Antimoon	20	n.v.t.	27	480	27	5,0	9.600
Arseen	60	n.v.t.	99	>10000	31	10,0	890
Barium	625	n.v.t.	500	>10000	630	1,0	17000
Cadmium	6,0	n.v.t.	1,4	730	16	5,0	9,7
Chroom	30	n.v.t.	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	50	220
Chroom III	n.b. voor I.S.	n.v.t.	210	>10000	160	50	220
Chroom VI	n.b. voor I.S.	n.v.t.	210	>10000	160	50	260
Kobalt	100	n.v.t.	13	310	44	1,0	810
Koper	75	n.v.t.	560	>10000	4400	2,0	19
Kwik	0,3	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	1,0	n.b. voor SOM
Kwik (anorganisch)	n.b. voor I.S.	n.v.t.	1,5	2400	63	1,0	14

Stoffen Aanvullingsbesluit Bodem	Signaleringsparameters (µg/L)	Risicogrenswaarden (RGW) (µg/L)					
		RGW mens tgv opgelegde blootstelling	RGW mens tgv groenteconsumptie; opstijgend grondwater	RGW mens tgv groenteconsumptie; irrigatie	RGW mens grondwater als drinkwater (privéwinning)	RGW publieke drinkwaterwinning	RGW aquatisch ecosysteem
Kwik (organisch)	n.b. voor I.S.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1,0	0,37
Lood	75	n.v.t.	26	>10000	88	10,0	150
Molybdeen	300	n.v.t.	2400	>10000	310	1,0	27000
Nikkel	75	n.v.t.	1200	>10000	1600	20,0	500
Zink	800	n.v.t.	1500	>10000	>10000	3,0	91
II. Overige anorganische stoffen							
Cyaniden (totaal)	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	50,0	n.b. voor SOM
Cyanide (vrij)	1500	n.v.t.	>10000	550	1600	50,0	31
Cyanide (complex)	1500	n.v.t.	>10000	8800	>10000	50,0	29
Thiocyanaat	1500	n.v.t.	2300	120	350	50,0	11000
III. Aromatische verbindingen							
Benzeen	30	0,18	230	360	100	1,0	30000
Ethylbenzeen	150	13	4900	>10000	3100	1,0	5500
Tolueen	1000	4,4	4200	>10000	4400	1,0	11000
Xylenen (som)	70	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	1100
o-Xylene	n.b. voor I.S.	14	>10000	>10000	4700	1,0	n.b. voor I.S.
m-Xylene	n.b. voor I.S.	17	7900	>10000	4700	1,0	n.b. voor I.S.
p-Xylene	n.b. voor I.S.	28	8000	>10000	4700	1,0	n.b. voor I.S.
Styreen (vinylbenzeen)	300	57	>10000	>10000	3800	1,0	3800
Fenol	2000	870	>10000	2400	1300	1,0	7000

Stoffen Aanvullingsbesluit Bodem	Signaleringsparameters (µg/L)	Risicogrenswaarden (RGW) (µg/L)					
		RGW mens tgv opgelegde blootstelling	RGW mens tgv groenteconsumptie; opstijgend grondwater	RGW mens tgv groenteconsumptie; irrigatie	RGW mens grondwater als drinkwater (privéwinning)	RGW publieke drinkwaterwinning	RGW aquatisch ecosysteem
Cresolen (som)	200	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	10000
o-cresol	n.b. voor I.S.	140	>10000	3400	1600	1,0	29000
m-cresol	n.b. voor I.S.	160	>10000	4000	1600	1,0	36000
p-cresol	n.b. voor I.S.	150	>10000	3100	1600	1,0	1000
IV. Polycyclische aromatische koolwaterstoffen							
	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM
Naftaleen	70	120	7100	>10000	1300	0,1	290
Fenantreen	5	n.t.b.	n.t.b.	>10000	1300	0,1	30
Antraceen	5	n.t.b.	n.t.b.	>10000	1300	0,1	1,4
Fluorantheen	1	n.t.b.	n.t.b.	>10000	230	0,1	30
Chryseen	0,2	n.t.b.	n.t.b.	>10000	2,4	0,1	1,2
Benzo(a)antraceen	0,5	n.t.b.	n.t.b.	>10000	160	0,1	1,0
Benzo(a)pyreen	0,05	n.t.b.	n.t.b.	3900	1,1	0,1	0,72
Benzo(k)fluorantheen	0,05	n.t.b.	n.t.b.	>10000	0,73	0,1	0,36
Indeno(1,2,3cd)pyreen	0,05	n.t.b.	n.t.b.	>10000	0,28	0,1	0,036
Benzo(ghi)peryleen	0,05	n.t.b.	n.t.b.	>10000	0,26	0,1	0,18
V. Vluchtige gechloreerde koolwaterstoffen							

Stoffen Aanvullingsbesluit Bodem	Signaleringsparameters (µg/L)	Risicogrenswaarden (RGW) (µg/L)					
		RGW mens tgv opgelegde blootstelling	RGW mens tgv groenteconsumptie; opstijgend grondwater	RGW mens tgv groenteconsumptie; irrigatie	RGW mens grondwater als drinkwater (privéwinning)	RGW publieke drinkwaterwinning	RGW aquatisch ecosysteem
Monochlooretheen (Vinylchloride)	5	0,0014	0,40	380	0,40	0,1	8000
Dichloormethaan	1000	24	>10000	4200	1900	1,0	40000
1,1-dichloorethaan	900	1,9	3700	6700	2500	1,0	n.b.
1,2-dichloorethaan	400	1,4	2600	1100	440	1,0	130000
1,1-dichlooretheen	10	0,025	33	340	34	1,0	n.b.
1,2-dichlooretheen (som)1	20	0,075	93	2400	94	n.b. voor SOM	11000
cis-1,2-dichlooretheen	n.b. voor I.S.	0,059	76	2300	77	1,0	n.b. voor I.S.
trans-1,2-dichlooretheen	n.b. voor I.S.	0,10	110	2700	110	1,0	n.b. voor I.S.
Dichloorpropanen (som)	80	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b.
1,2-dichloorpropaan	n.b. voor I.S.	0,15	310	5500	310	1,0	n.b.
1,3-dichloorpropaan	n.b. voor I.S.	0,15	310	3900	310	1,0	n.b.
Trichloormethaan (chloroform)	400	1,0	1800	2600	940	25,0	63000
1,1,1-trichloorethaan	300	1,2	1400	7000	1400	1,0	n.b.
1,1,2-trichloorethaan	130	0,89	830	530	130	1,0	n.b.
Trichlooretheen (Tri)	500	1,5	1400	5500	1500	10,0	20000
Tetrachloormethaan (Tetra)	10	0,13	180	260	130	1,0	8700
Tetrachlooretheen (Per)	40	1,1	500	1500	500	10,0	1000
VI. Chloorbenzenen							
Monochloorbenzeen	180	14	8100	>10000	6300	1,0	1100
Dichloorbenzenen (som)	50	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	650
1,4-dichloorbenzeen	n.b. voor I.S.	56	8400	>10000	3100	1,0	n.b. voor I.S.
1,2-dichloorbenzeen	n.b. voor I.S.	55	>10000	>10000	>10000	1,0	n.b. voor I.S.

Stoffen Aanvullingsbesluit Bodem	Signaleringsparameters (µg/L)	Risicogrenswaarden (RGW) (µg/L)					
		RGW mens tgv opgelegde blootstelling	RGW mens tgv groenteconsumptie; opstijgend grondwater	RGW mens tgv groenteconsumptie; irrigatie	RGW mens grondwater als drinkwater (privéwinning)	RGW publieke drinkwaterwinning	RGW aquatisch ecosysteem
Trichloorbenzenen (som) 1	10	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	140
1,2,3-trichloorbenzeen	n.b. voor I.S.	7,3	320	1200	250	1,0	n.b. voor I.S.
1,2,4-Trichlorobenzene	n.b. voor I.S.	10	390	1600	250	1,0	n.b. voor I.S.
1,3,5-trichloorbenzeen	n.b. voor I.S.	1,3	22	6100	23	1,0	n.b. voor I.S.
Tetrachloorbenzenen (som) 1	2,5	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	120
1,2,3,4-tetrachloorbenzeen	n.b. voor I.S.	7,0	14	150	16	1,0	n.b. voor I.S.
1,2,3,5-tetrachloorbenzeen	n.b. voor I.S.	1,5	12	66	16	1,0	n.b. voor I.S.
1,2,4,5-tetrachloorbenzeen	n.b. voor I.S.	0,23	4,7	120	6,6	1,0	n.b. voor I.S.
Pentachloorbenzenen	1	1,1	4,6	57	16	1,0	32
Hexachloorbenzeen	0,5	n.t.b.	0,66	9,2	5,0	1,0	3,0
VII. Chloorfenolen							
Monochloorfenolen(som) 1	100	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	1000
2-chloorfenol	n.b. voor I.S.	12	1900	360	94	1,0	n.b. voor I.S.
3-chloorfenol	n.b. voor I.S.	360	1600	800	94	1,0	n.b. voor I.S.
4-chloorfenol	n.b. voor I.S.	180	1600	260	94	1,0	n.b. voor I.S.
4-chloor-2-methylfenol	n.b. voor I.S.	110	8200	1200	630	1,0	n.b. voor I.S.
Dichloorfenolen(som)	30	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	870
2,3-dichloorfenol	n.b. voor I.S.	46	1200	650	94	1,0	n.b. voor I.S.
2,4-dichloorfenol	n.b. voor I.S.	150	900	430	94	1,0	n.b. voor I.S.
2,5-dichloorfenol	n.b. voor I.S.	48	1000	910	94	1,0	n.b. voor I.S.
2,6-dichloorfenol	n.b. voor I.S.	62	1400	820	94	1,0	n.b. voor I.S.
3,4-dichloorfenol	n.b. voor I.S.	83	710	750	94	1,0	n.b. voor I.S.

Stoffen Aanvullingsbesluit Bodem	Signaleringsparameters (µg/L)	Risicogrenswaarden (RGW) (µg/L)					
		RGW mens tgv opgelegde blootstelling	RGW mens tgv groenteconsumptie; opstijgend grondwater	RGW mens tgv groenteconsumptie; irrigatie	RGW mens grondwater als drinkwater (privéwinning)	RGW publieke drinkwaterwinning	RGW aquatisch ecosysteem
3,5-dichloorfenol	n.b. voor I.S.	7,1	520	180	94	1,0	n.b. voor I.S.
Trichloorfenolen(som)	10	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	340
2,3,4-trichloorfenol	n.b. voor I.S.	86	590	920	94	1,0	n.b. voor I.S.
2,3,5-trichloorfenol	n.b. voor I.S.	140	410	750	94	1,0	n.b. voor I.S.
2,3,6-trichloorfenol	n.b. voor I.S.	310	310	730	94	1,0	n.b. voor I.S.
2,4,5-trichloorfenol	n.b. voor I.S.	190	360	1000	94	1,0	n.b. voor I.S.
2,4,6-trichloorfenol	n.b. voor I.S.	350	400	1500	94	1,0	n.b. voor I.S.
3,4,5-trichloorfenol	n.b. voor I.S.	180	240	1100	94	1,0	n.b. voor I.S.
Tetrachloorfenolen(som)	10	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	130
2,3,4,5-tetrachloorfenol	752	n.t.b.	180	1700	94	1,0	n.b. voor I.S.
2,3,4,6-tetrachloorfenol	754	n.t.b.	210	320	94	1,0	n.b. voor I.S.
2,3,5,6-tetrachloorfenol	756	n.t.b.	320	860	94	1,0	n.b. voor I.S.
Pentachloorfenol	3	n.t.b.	36	71	94	1,0	85
VIII. Overige gechloreerde koolwaterstoffen							
PCB's (som 7)	0,01	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	0,5	n.b. voor SOM
PCB 77	n.b. voor I.S.	n.t.b.	0,032	27	1,3	0,1	0,1
PCB105	n.b. voor I.S.	n.t.b.	0,0056	8,9	0,42	0,1	0,13
PCB126	n.b. voor I.S.	0,40	0,000011	0,011	0,0013	0,1	0,018
PCB 118 (dioxines en dioxineachtigen)	n.b. voor I.S.	n.t.b.	n.t.b.	>10000	1000	0,1	n.b.
PCB 118 (indicator PCB)	0,01	n.t.b.	0,0032	8,6	1000	0,1	n.b.

Stoffen Aanvullingsbesluit Bodem	Signaleringsparameters (µg/L)	Risicogrenswaarden (RGW) (µg/L)					
		RGW mens tgv opgelegde blootstelling	RGW mens tgv groenteconsumptie; opstijgend grondwater	RGW mens tgv groenteconsumptie; irrigatie	RGW mens grondwater als drinkwater (privéwinning)	RGW publieke drinkwaterwinning	RGW aquatisch ecosysteem
PCB 156	n.b. voor I.S.	n.t.b.	0,0015	3,9	0,42	0,1	n.b.
PCB 157	n.b. voor I.S.	n.t.b.	0,0018	3,9	0,42	0,1	n.b.
PCB 169	n.b. voor I.S.	n.t.b.	0,000025	0,031	0,0042	0,1	n.b.
PCB 28	0,01	8,5	0,051	2,5	0,31	0,1	n.b.
PCB 52	0,01	n.t.b.	0,016	0,95	0,31	0,1	n.b.
PCB 101	0,01	20	0,0053	2,2	0,31	0,1	n.b.
PCB 138	0,01	n.t.b.	0,0018	1,1	0,31	0,1	n.b.
PCB 153	0,01	n.t.b.	0,0018	1,6	0,31	0,1	n.b.
PCB 180	0,01	n.t.b.	0,00048	0,56	0,31	0,1	n.b.
Monochlooranilinen (som) (1)	30	13	543	280	28	1,0	n.b.
4-chlooraniline	n.b. voor I.S.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b. voor I.S.	n.b.
Chloornaftaleen (som)	6	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	150
1-Chloronaphthalene	n.b. voor I.S.	1,9	120	>10000	120	1,0	n.b. voor I.S.
2-chloornaftaleen	n.b. voor I.S.	4,6	290	>10000	300	1,0	n.b. voor I.S.
IX. Niet meer toegelaten bestrijdingsmiddelen							
Chloordaan (som) (1)	0,2	3,5	1,6	88	15	0,5	n.b.
DDT/DDE/DDD (som)	0,01	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	0,5	n.b. voor SOM
DDT (som)¹	n.b.	n.t.b.	0,24	110	16	0,5	0,43
DDT 2,4 isomeer	n.b. voor I.S.	n.b. voor I.S.	n.b. voor I.S.	n.b. voor I.S.	n.b. voor I.S.	0,1	n.b. voor I.S.
DDT 4,4 isomeer	n.b. voor I.S.	n.b. voor I.S.	n.b. voor I.S.	n.b. voor I.S.	n.b. voor I.S.	0,1	n.b. voor I.S.
DDE (som)¹	n.b.	n.t.b.	0,22	58	16	0,5	0,1
DDE 2,4 isomeer	n.b. voor I.S.	n.b. voor I.S.	n.b. voor I.S.	n.b. voor I.S.	n.b. voor I.S.	0,1	n.b. voor I.S.

Stoffen Aanvullingsbesluit Bodem	Signaleringsparameters (µg/L)	Risicogrenswaarden (RGW) (µg/L)					
		RGW mens tgv opgelegde blootstelling	RGW mens tgv groenteconsumptie; opstijgend grondwater	RGW mens tgv groenteconsumptie; irrigatie	RGW mens grondwater als drinkwater (privéwinning)	RGW publieke drinkwaterwinning	RGW aquatisch ecosysteem
DDE 4,4 isomeer	n.b. voor I.S.	n.b. voor I.S.	n.b. voor I.S.	n.b. voor I.S.	n.b. voor I.S.	0,1	n.b. voor I.S.
DDD (som)¹	n.b.	n.t.b.	0,84	150	16	0,5	3,8
DDD 2,4 isomeer	n.b. voor I.S.	n.b. voor I.S.	n.b. voor I.S.	n.b. voor I.S.	n.b. voor I.S.	0,1	n.b. voor I.S.
DDD 4,4 isomeer	n.b. voor I.S.	n.b. voor I.S.	n.b. voor I.S.	n.b. voor I.S.	n.b. voor I.S.	0,1	n.b. voor I.S.
Drins (som)1	0,1	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	0,5	1,8
Aldrin	n.b. voor I.S.	n.t.b.	0,10	1,1	3,1	0,1	n.b. voor I.S.
Dieldrin	n.b. voor I.S.	n.t.b.	2,2	26	3,1	0,1	n.b. voor I.S.
Endrin	n.b. voor I.S.	n.t.b.	4,1	44	6,3	0,1	0,92
α-endosulfan	5	n.t.b.	n.t.b.	>10000	190	0,1	n.b.
HCH-verbindingen (som)	1	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	0,5	100
α-HCH	n.b. voor I.S.	2,5	83	371	31	0,1	140
β-HCH	n.b. voor I.S.	0,60	2,7	8,1	0,63	0,1	93
γ-HCH (lindaan)	n.b. voor I.S.	2,3	2,6	3,2	1,3	0,1	87
Heptachloor	0,3	2,0	1,8	73	9,4	0,1	n.b.
Heptachloorepoxide (som) ¹	3	0,24	29	90	13	0,5	n.b.
Organotinverbindingen (som) (1)	0,7	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,5	n.b. voor SOM
Dibutyltin	n.b. voor I.S.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,1	50
Tributyltin	n.b. voor I.S.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,1	0,046
Triphenyltin	n.b. voor I.S.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,1	0,4
MCPA	50	n.t.b.	30	3,7	47	0,1	n.b.
Atrazine	150	n.t.b.	110	27	160	0,1	76
Carbaryl	60	77	1800	500	94	0,1	41
Carbofuran	100	35	130	13	63	0,1	6,5

Stoffen Aanvullingsbesluit Bodem	Signaleringsparameters (µg/L)	Risicogrenswaarden (RGW) (µg/L)					
		RGW mens tgv opgelegde blootstelling	RGW mens tgv groenteconsumptie; opstijgend grondwater	RGW mens tgv groenteconsumptie; irrigatie	RGW mens grondwater als drinkwater (privéwinning)	RGW publieke drinkwaterwinning	RGW aquatisch ecosysteem
X. Overige organische verbindingen							
Cyclohexanon	15000	81	>10000	>10000	>10000	1,0	260000
Ftalaten (som)	5	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM
Dimethyl ftalaat	n.b. voor I.S.	16	2600	880	126	1,0	8100
Diethyl ftalaat	n.b. voor I.S.	n.t.b.	>10000	>10000	6300	1,0	23000
Di-isobutyl ftalaat	n.b. voor I.S.	53	140	310	126	1,0	160
Dibutyl ftalaat	n.b. voor I.S.	n.t.b.	1300	1600	1600	1,0	170
Butyl benzylftalaat	n.b. voor I.S.	n.t.b.	n.t.b.	>10000	4300	1,0	100
Dihexyl ftalaat	n.b. voor I.S.	n.t.b.	2,1	110	16	1,0	84
Di(2-ethylhexyl)ftalaat	n.b. voor I.S.	n.t.b.	0,70	200	130	1,0	5
Minerale olie	600	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b. voor SOM	n.b.
TPH alifaten >EC10-EC12	n.b. voor I.S.	16	10	>10000	10	1,0	n.b.
TPH alifaten >EC12-EC16	n.b. voor I.S.	n.t.b.	n.t.b.	>10000	3100	1,0	n.b.
TPH alifaten >EC16-EC21	n.b. voor I.S.	n.t.b.	n.t.b.	>10000	0,0013	1,0	n.b.
TPH alifaten >EC5-EC6	n.b. voor I.S.	9,3	610	>10000	610	1,0	n.b.
TPH alifaten >EC6-EC8	n.b. voor I.S.	17	440	>10000	440	1,0	n.b.
TPH alifaten >EC8-EC10	n.b. voor I.S.	3,2	15	>10000	15	1,0	n.b.
TPH aromaten >EC10-EC12	n.b. voor I.S.	34	1600	>10000	1300	1,0	n.b.
TPH aromaten >EC12-EC16	n.b. voor I.S.	n.t.b.	2200	>10000	1300	1,0	n.b.
TPH aromaten >EC16-EC21	n.b. voor I.S.	n.t.b.	n.t.b.	>10000	940	1,0	n.b.
TPH aromaten >EC21-EC35	n.b. voor I.S.	n.t.b.	n.t.b.	>10000	10	1,0	n.b.
TPH aromaten >EC5-EC7	n.b. voor I.S.	3,1	490	>10000	500	1,0	n.b.
TPH aromaten >EC7-EC8	n.b. voor I.S.	6,6	840	>10000	850	1,0	n.b.

Stoffen Aanvullingsbesluit Bodem	Signaleringsparameters (µg/L)	Risicogrenswaarden (RGW) (µg/L)					
		RGW mens tgv opgelegde blootstelling	RGW mens tgv groenteconsumptie; opstijgend grondwater	RGW mens tgv groenteconsumptie; irrigatie	RGW mens grondwater als drinkwater (privéwinning)	RGW publieke drinkwaterwinning	RGW aquatisch ecosysteem
TPH aromaten >EC8-EC10	n.b. voor I.S.	6,2	600	>10000	650	1,0	n.b.
Pyridine	30	2,6	720	140	31	1,0	57000
Tetrahydrofuran	300	6,0	6700	430	310	1,0	800000
Tetrahydrothiofeen	5000	65	>10000	>10000	5700	1,0	9400
Tribroommethaan (bromofom)	630	14	5700	2400	630	1,0	n.b.

Bijlage G Veranderingen ten opzichte van de oude procedure

G.1 Basis interventiewaarden

G.1.1 *Achtergrond van interventiewaarden*

Aan de interventiewaarden liggen zogenoemde risicogrenswaarden ten grondslag. Deze risicogrenswaarden zijn er voor verschillende beschermdoelen, zoals de mens (gezondheid), ecologie, grondwater zelf). Een risicogrenswaarde voor grondwater is een kritische concentratie in grondwater (in μL). Als deze niet wordt overschreden, geldt dat een onaanvaardbaar risico voor dat beschermdoel wordt uitgesloten. In de meeste gevallen wordt de laagste risicogrenswaarde als interventiewaarde geselecteerd. De bepalende risicogrenswaarde, en dus het bepalende beschermdoel, verschilt per contaminant. In de Circulaire bodemsanering (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2013) wordt alleen de interventiewaarde gepubliceerd en niet de onderliggende risicogrenswaarden. Daarom is het voor de gebruiker vaak onduidelijk op welk beschermdoel een specifieke interventiewaarde is gebaseerd.

G.1.2 *De eerste generatie interventiewaarden*

In Sanscrit werd voor grondwater de eerste generatie interventiewaarden toegepast. Deze interventiewaarden grondwater bestaan uit twee risicogrenswaarden (Van den Berg en Roels, 1991):

- de concentratie in grondwater die in evenwicht is met de interventiewaarde grond;
- de concentratie in grondwater, waarbij het dagelijks drinken van dit grondwater niet tot onaanvaardbare gezondheidsrisico's leidt.

De laagste van deze risicogrenswaarden is de interventiewaarde grondwater, zoals opgenomen in Ministerie van VROM (2013). Omdat de interventiewaarde grond voor sommige stoffen op ecologische risico's en voor andere contaminanten op humaan-toxicologische risico's was gebaseerd, heeft de interventiewaarde grondwater soms een ecologische en soms een humaan-toxicologische achtergrond. De bepaling van de concentratie in grondwater die in evenwicht is met de interventiewaarde grond, vond simpelweg plaats door deling met een partiticoëfficiënt. Omdat partiticoëfficiënten onzeker zijn en uitloging van grond naar grondwater heterogeen verloopt, werd tevens een deling door een factor 10 toegepast. Voor ongeveer een derde van de contaminanten is de interventiewaarde grondwater gebaseerd op het tweede criterium 'de concentratie in grondwater, waarbij het dagelijks drinken van dit grondwater niet tot onaanvaardbare gezondheidsrisico's leidt' (Van den Berg, 1991/ 1994/ 1995).

G.2 De herziene voorstellen voor interventiewaarden

De basis van de nieuwere voorstellen voor interventiewaarden grondwater (meeste stoffen gerapporteerd in 2001, Lijzen et al., 2001; aanvullende stoffen gerapporteerd in 2012; Brand et al., 2012) bestond uit drie risicogrenswaarden:

- de acceptabele concentratie in grondwater in relatie tot bescherming van het ecosysteem in het grondwater;

- de acceptabele concentratie in grondwater in relatie tot gezondheidsrisico's (preciezer: de concentratie in grondwater die in evenwicht is met de risicogrenswaarde voor gezondheidsrisico's grond);
- de concentratie in grondwater, waarbij het dagelijks drinken van dit grondwater niet tot onaanvaardbare gezondheidsrisico's leidt.

De laagste van deze risicogrenswaarden is het voorstel voor de interventiewaarde grondwater. Hierbij werd het evenwichtsprincipe dus losgelaten voor de ecologische risicogrenzen en werden er directe ecologische risicogrenzen afgeleid.

De bepalende risicogrenswaarde voor de voorstellen voor de interventiewaarde verschilt per contaminant. De bepalende risicogrenswaarde voor de voorstellen voor interventiewaarden (2001/2012) was ongeveer als volgt:

- de mens (gezondheid): 26%;
- ecologie: 38%;
- grondwater als drinkwater: 36%.

Deze nieuwere voorstellen voor interventiewaarden grondwater zijn nooit geïmplementeerd.

G.3 Recente risicogrenswaarden voor grondwater

De eerste generatie interventiewaarden en de nieuwere voorstellen voor interventiewaarden zijn lang geleden afgeleid. Op dit moment zijn er verbeterde inzichten in de procedure voor afleiden van interventiewaarden en voor de technische uitwerking.

Procedure

De risicogrenswaarde gebaseerd op de concentratie in grondwater die in evenwicht is met de interventiewaarde grond (eerste generatie interventiewaarden) was destijds bedoeld als een soort van signaleringswaarde: als de interventiewaarde grondwater wordt overschreden, zou dit corresponderen met een overschrijding van de interventiewaarde grond. Omdat contaminanten zich in de regel van boven naar beneden in het bodemprofiel verplaatsen en de concentratie in grond bovendien wordt getoetst aan de interventiewaarde grond, is de rol van een dergelijke signalering in het huidige tijdsbestek discutabel. Deze risicogrenswaarde heeft geen directe betekenis in risicotermen.

Bovendien is de onderbouwing van deze risicogrenswaarde zwak. Deze wordt namelijk afgeleid op basis van een generieke partiticoëfficiënt voor de bovengrond. Voor de eerste generatie interventiewaarden werd een 'veiligheidsfactor' 10 toegepast. Het gevolg is dat dit, zeker voor immobiele stoffen, in zeer lage risicogrenswaarden voor grondwater resulteerde.

Technische uitwerking

In de afgelopen 30 jaar zijn veel procedures verbeterd en nieuwe effectdata opgeleverd en is een aantal cruciale internationale evaluaties opgeleverd, onder meer door de WHO (World Health Organization), de

EFSA (European Food Safety Authority) en de ECHA (European Chemical Authority). Daarom is aanpassing gewenst van ecologische risicogrenswaarden (gebaseerd op ecologische effectdata) en op gezondheidsrisico's gebaseerde risicogrenswaarden (afgeleid op onder andere de toelaatbare blootstelling). Desalniettemin is de onderbouwing van de herziene risicogrenswaarden (gerapporteerd in 2001/2012; Lijzen et al., 2001; Brand et al., 2012) beter dan die van de huidige interventiewaarden grondwater (gerapporteerd in 1991).

G.4 Omgevingswet

Het bevoegd gezag moet in de Omgevingswet meer beleidsruimte krijgen en zou daarom zelf beschermdoelen moeten kunnen kiezen. Het beschermingsniveau wordt volgens het Aanvullingsbesluit echter overgenomen uit de oude procedure in de Wet bodembescherming. Deze had als uitgangspunt door het Rijk gedefinieerde beschermingsniveaus (Tweede Kamer, 1989). Die werden later aangepast in de werkgroepen waarin vertegenwoordigers van de bevoegde gezagen en het RIVM samen de beleidsimplementatie vormgaven. Dit gebeurde met name op praktische gronden.

Het vastleggen van het beschermingsniveau betekent dat het bijvoorbeeld niet acceptabel is dat de burger in een verstedelijkte provincie meer risico als gevolg van verontreinigd grondwater ondervindt dan in een groenere provincie. Er wordt ook niet tegemoetgekomen aan de mogelijke wens om aan te sluiten bij bestaande milieurisico's (hypothetisch voorbeeld: 'in de Botlek is de blootstelling vanuit de lucht toch al hoog, dus kan er voor blootstelling vanuit grondwater een hogere blootstelling worden geaccepteerd').

Bijlage H Technische-inhoudelijke mogelijkheden voor verbetering van de beschouwing van risico's voor de mens

Risico's voor de mens

De volgende elementen zouden in de toekomst kunnen worden geëvalueerd en verbeterd voor de bepaling van risico's voor de mens:

- Evaluatie, verbetering en eventueel combinatie van de berekening van de binnenluchtconcentratie met CSOIL en VOLASOIL, bij voorkeur in een internationale context. Hierbij moet gebruik worden gemaakt van relevant onderzoek, onder meer gericht op de rol van afbraak, de invloed van de constructie van gebouwen op het binnendringen van vluchtige stoffen in woningen en het nut van en mogelijkheden voor de berekening van een zogenaamde *Vertical Exclusion Distance* (de kritische diepte waarboven contaminanten de oppervlakte van de bodem en de onderkant van gebouwen nog in significante concentraties kunnen bereiken).
- Actualisatie van de meetmethoden om binnen- of bodemlucht te kunnen meten.
- Evaluatie en eventuele verbetering van de berekening van de dermale blootstelling tijdens douchen en de bijdrage van deze blootstellingsroute aan de totale blootstelling aan contaminanten uit grondwater.
- Actualisatie van de humane risicogrenswaarden voor minerale oliefracties.
- Evaluatie van het nut van en mogelijkheden voor de berekening van de permeatie door drinkwaterleidingen, gerelateerd aan een verbeterd model voor blootstelling via permeatie van drinkwaterleidingen, bij voorkeur in een internationale context.
- Actualisatie en verbetering van de methoden om rekening te houden met de blootstelling aan meerdere contaminanten.

Ecologische risico's

Het volgende element zou in de toekomst kunnen worden geëvalueerd en verbeterd voor de bepaling van ecologische risico's:

- De keuze voor beslisriteria voor de beoordeling van ecologische risico's in grondwater op basis van de mSTD, specifiek voor drie niveaus van de veronderstelde gevoeligheid van het ecosysteem voor contaminanten, moet worden geëvalueerd. Nagegaan moet worden of het zinvol is het bodemgebruik bij de beoordeling van de ecologische kwaliteit van grondwater in beschouwing te nemen. Ten slotte dienen de criteria voor toegestaan verontreinigd volume grondwater te worden geëvalueerd op basis van praktijkgegevens.

Overschrijding van de oplosbaarheid

Het volgende elementen zou in de toekomst kunnen worden geëvalueerd en verbeterd voor de bepaling van risico's voor de mens en het ecosysteem:

- De wijze van risicobeoordeling, en daarmee samenhangend de berekening van de risicogrenswaarden, indien de oplosbaarheid wordt overschreden. In die situatie kan er naast het vóórkomen van contaminanten in oplossing sprake zijn van puur product. Blootstelling van de mens en het ecosysteem verlopen anders voor deze beide fasen en daar is op dit moment geen rekening mee gehouden.

Dynamische situatie

De volgende elementen zouden in de toekomst kunnen worden geëvalueerd en verbeterd voor de bepaling van de dynamische situatie:

- Evaluatie van methodieken, modellen en meetmethoden voor de berekening van transport van contaminanten, met gebruikmaking van de internationale literatuur. Conform de uitgangspunten van de stapsgewijze benadering zijn voor beide varianten in Stap 2 relatief eenvoudige methodieken, modellen en analytische oplossingen gegeven en worden in Stap 3 richtlijnen beschreven voor het gebruik van meer complexe modellen en meetmethoden. Het gaat hierbij met name om driedimensionaal transport (beschermdoel publieke drinkwaterwinning; oppervlaktewater; dynamische situatie) en opwaarts transport (beschermdoel de mens als gevolg van groenteconsumptie in geval van opstijgend grondwater).
- Evaluatie van het volumecriterium in Stap 1 van de dynamische situatie, mede in relatie tot de actuele verdeling van de grootte van grondwaterpluimen in Nederland en van het toegestane criterium voor verspreiding in Stap 2 en Stap 3 van de dynamische situatie.
- Actualisatie van de methoden om zak- en drijfslagen te kunnen beoordelen

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven

www.rivm.nl

juni 2023

De zorg voor morgen
begint vandaag