

KWR PCD 13-5 | november 2023

Putten en puttenvelden ten behoefte van drinkwater

Deel 5: Infiltratieputten

Putten en puttenvelden ten behoeve van drinkwater

Deel 5: Infiltratieputten

KWR | PCD 13-5 | november 2023

Opdrachtgever

Platform Bedrijfsvoering

Auteurs

ir. S.T.W. (Stijn) Beernink en ir. M.L. (Martin) van der Schans

Kwaliteitsborger KWR

Dr.ir. D.G. (Gijsbert) Cirkel

Jaar van publicatie
2023

Meer informatie

Martin van der Schans
T (030)60 69 537
E Martin.van.der.Schans@kwrwater.nl

PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

T +31 (0)30 60 69 511
F +31 (0)30 60 61 165
E info@kwrwater.nl
I www.kwrwater.nl

KWR

KWR PCD 13-5 | november 2023 ©

Alle rechten voorbehouden aan KWR. Niets uit deze uitgave mag - zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van KWR - worden veeleelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier.

Praktijkcode Drinkwater

Status

De Nederlandse drinkwaterbedrijven maken in de dagelijkse bedrijfsvoering gebruik van richtlijnen met als doel het (hoge) kwaliteitsniveau van de bedrijfsvoering te handhaven en waar mogelijk verder te verbeteren, en/of de efficiëntie van de bedrijfsvoering te verhogen en bij te dragen aan het verder uniformeren van de werkwijzen binnen de drinkwatersector. Deze richtlijnen hebben doorgaans het karakter van een ‘aanbeveling van een te volgen gedrag of handelswijze’ en niet van een ‘bindend voorschrift’¹. Het gaat om privaatrechtelijke richtlijnen voor de ondersteuning in de dagelijkse praktijk van de bedrijfsvoering (‘best practices’) in het gehele traject van bron tot tap. De richtlijnen (soms ook aangeduid als ‘leidraad’) worden sinds 2008 opgesteld en hebben in 2015 de aanduiding ‘Praktijkcode Drinkwater’ (PCD) gekregen.

Verantwoording

Praktijkcodes worden doorgaans opgesteld in opdracht van het Platform Bedrijfsvoering, waarin vertegenwoordigers van alle Nederlandse drinkwaterbedrijven en het Vlaamse bedrijf Pidpa participeren. Ook in opdracht van andere gremia kunnen praktijkcodes worden opgesteld. Dit Platform heeft het beheer van praktijkcodes gedelegeerd aan de Begeleidingsgroep Praktijkcodes, die de ‘eigenaarsrol’ vervult. Ook in die groep participeert in beginsel één vertegenwoordiger per bedrijf. De voorzittersrol wordt vervuld door een van deze vertegenwoordigers, terwijl KWR Water Research Institute dat doet ten aanzien van de rol van secretaris.

Totstandkoming en kwaliteitsborging

Een specifieke praktijkcode of een revisie daarvan (zie onder) komt met inhoudelijke bijdragen van deskundigen van drinkwaterbedrijven en onderzoekers van KWR Water Research Institute interactief tot stand onder begeleiding van een projectgroep bestaande uit deskundigen van de drinkwaterbedrijven en/of –laboratoria. De leden van die projectgroep worden aangezocht vanwege hun specifieke kennis en/of vaardigheden die noodzakelijk is/zijn voor het betreffende onderwerp. Het voorzitterschap wordt in beginsel waargenomen door een vertegenwoordiger van de drinkwaterbedrijven; KWR Water Research Institute vervult het secretariaat en rapporteert de voortgang aan de Begeleidingsgroep Praktijkcodes. Soms maken drinkwaterbedrijven gebruik van de mogelijkheid om zich als agenda lid van een projectgroep te laten registreren.

Na vaststelling van een praktijkcode door de begeleidende projectgroep wordt die ter formele vaststelling voorgelegd aan de Begeleidingsgroep Praktijkcodes.

Openbaarheid

Praktijkcodes Drinkwater zijn openbaar. Een actueel overzicht van alle praktijkcodes is te vinden op de website www.PraktijkCodesDrinkwater.nl

Periodieke actualisatie

Bestaande praktijkcodes worden periodiek geëvalueerd. In beginsel is er sprake van een ‘vijfjaarsrevisie’: primair wordt de vraag gesteld en bediscussieerd of actualisatie gewenst dan wel noodzakelijk is en als dat het geval blijkt te zijn, wordt die volgens een afgesproken procedure projectmatig geactualiseerd. De vorige editie van een praktijkcode is daarbij uitgangspunt. Als actualisatie niet gewenst of noodzakelijk blijkt te zijn, wordt een praktijkcode in principe opnieuw voor een periode van vijf jaar vastgesteld.

¹ Beide omschrijvingen zijn afkomstig uit ‘Van Dale’.

Voorwoord

Deze praktijkcode maakt onderdeel uit van een serie van in totaal vijf delen. Een en ander is beschreven in het ‘Voorwoord’ van het eerste deel, waarnaar wordt verwezen (zie praktijkcode PCD 13-1 [Van der Schans en Meerkerk, 2019a]). Daarin is ook een korte introductie opgenomen.

Dit is het vijfde deel van de serie en vooraf worden daarbij de volgende opmerkingen gemaakt:

- De nummering van de hoofdstukken loopt door
Er is voor gekozen de nummering van de hoofdstukken in de serie praktijkcodes te laten doorlopen. Deel 4 van de serie (PCD 13-4 [Van der Schans et al., 2022]) eindigt met hoofdstuk 39, zodat dit deel begint met hoofdstuk 40.
- ‘Richtlijnen’
Op diverse plaatsen in deze praktijkcode is een ‘richtlijn’ opgenomen in een blauwgrijs kader. Het gaat om door de drinkwatersector opgestelde richtlijnen, die zijn afgestemd op van toepassing zijnde beoordelingsrichtlijnen.

Deze praktijkcode PCD 13-5 is het laatste deel van de serie en is een aanvulling op de vier voorgaande delen, de praktijkcodes PCD 13-1 tot en met -4. Hoofdstukken en opbouw zijn zoveel mogelijk gelijk gehouden aan die van andere delen van de vijfdelige serie praktijkcodes:

- hoofdstuk 40 ‘Ontwerp’ is een aanvulling op PCD 13-2 [Van der Schans en Meerkerk, 2019b];
- hoofdstuk 41 ‘Aanleg’ is een aanvulling op PCD 13-3 [Van der Schans et al., 2020];
- hoofdstuk 42 ‘Beheer’ is een aanvulling op PCD 13-4 [Van der Schans et al., 2022].

Gebaseerd op onderzoek en praktijkervaring

In deze praktijkcode zijn de toe te passen methodes of benaderingen in het kader van de exploitatie van putten(velden) zo mogelijk (mede) gebaseerd op opbrengsten van onderzoek (‘evidence based’), maar dat is (dus) niet altijd het geval. Soms zijn die methodes of benaderingen (mede) gebaseerd op (jarenlange) ervaringen van medewerkers van drinkwaterbedrijven en/of anderen, zonder dat daarvoor een bewijslast bestaat en die dus niet zijn vastgelegd en geëvalueerd in een of meer rapporten of andere documenten.

Samenstelling projectgroep

De totstandkoming van deze praktijkcode is begeleid door de Contactgroep Putten met de onderstaande samenstelling (per bedrijf in alfabetische volgorde).

(Drinkwater)bedrijf

Brabant Water

Dunea

Evides Waterbedrijf

KWR Water Research Institute

Oasen

Pidpa

PWN

Vitens

Vertegenwoordiger(s)

Wim Lemmens

Erik Reijven

Pieter Dammers

Franck Hogervorst

Loekie Vos

Rob Lafort

Stijn Beernink

Martin Meerkerk (secretaris)

Martin van der Schans

Guido Kersten

Karel DeMey

Lucas Borst

Bas des Tombe

Ton Ebbing

| | |
|------------------------|--|
| Waterbedrijf Groningen | Ruud Krab Ate Oosterhof (voorzitter) |
| Waternet | Alwin Hubeek Sjoerd Rijpkema Pierre Kamps (agendalid) Philip Nienhuis |
| WMD Drinkwater | Lukas Rolf |
| WML | Joop Mentink Renard Prevoo |

Vaststelling praktijkcode

Deze praktijkcode is vastgesteld door de Begeleidingsgroep Praktijkcodes in de vergadering van 14 december 2023.

Inhoud

| | | |
|-----------|---|-----------|
| 40 | Ontwerp | 7 |
| 40.1 | Doel infiltratie | 7 |
| 40.2 | Concepten voor infiltratieputten | 7 |
| 40.3 | Bron van infiltratiewater | 8 |
| 40.4 | Gebiedsanalyse | 11 |
| 40.5 | Inrichting en ontwerp putten(veld) | 14 |
| 40.6 | Haalbaarheid infiltratiesysteem | 19 |
| 41 | Aanleg | 21 |
| 41.1 | Boren van infiltratieput | 21 |
| 41.2 | Putconstructie | 21 |
| 41.3 | Putstatus na oplevering | 23 |
| 42 | Beheer | 24 |
| 42.1 | Degradatie en faalmechanismen | 24 |
| 42.2 | Proces- en toestandbewaking | 28 |
| 42.3 | Optimalisatie bedrijfsvoering en monitoring | 29 |
| 42.4 | Regeneratie en onderhoud | 30 |
| 43 | Literatuur | 32 |

40 Ontwerp

Veel ontwerpaspecten zijn voor infiltratieputten gelijk aan die voor winputten. In dit hoofdstuk wordt ingegaan op aanvullende ontwerpaspecten voor infiltratieputten die niet of slechts in geringe mate aan bod komen in de praktijkcode PCD 13-2 [Van der Schans & Meerkerk, 2019].

40.1 Doel infiltratie

Infiltratie van water in de ondergrond met behulp van grondwaterputten (ook wel diepinfiltratie met persputten/injectieputten genoemd) wordt voor verschillende toepassingen ingezet in de drinkwatersector. Infiltratieputten worden onder meer gebruikt voor:

- het vergroten van de jaarlijks beschikbare totale zoetwatervoorraad in een watervoerend pakket;
- het verminderen van temporele mismatch in beschikbaarheid en vraag van (drink)water;
- kunstmatige infiltratie bij beperkte ruimte voor infiltratiepanden;
- het ondergronds zuiveren (voorzuiveren) van water;
- het verhogen van de microbiologische stabiliteit van water door bodempassage;
- het afvlakken van pieken in waterkwaliteit en -temperatuur (efficiëntere nazuivering);
- het verhogen van de grondwaterstand om schade door droogte (als gevolg van onttrekking) aan andere landgebruiksfuncties te compenseren;
- het retourneren en/of lozen van restwater.

Zoals al blijkt uit bovengenoemde voorbeelden wordt de term 'infiltratie' hier breder gebruikt dan de juridische definitie van infiltreren in de Waterwet². In deze praktijkcode wordt ook het in de bodem brengen zonder oogmerk van terugwinning en het retourneren en/of lozen van restwater onder dit begrip geschaard.

40.2 Concepten voor infiltratieputten

In Nederland worden verschillende concepten voor infiltratieputten toegepast. De meeste van deze concepten worden beschreven in hoofdstuk 11 van praktijkcode PCD 13-2 [Van der Schans & Meerkerk, 2019] (zie Tabel 11-1). Concepten voor infiltratieputten zijn in te delen in twee groepen: (i) infiltratie met putten die uitsluitend infiltreren en (ii) een putsysteem dat zowel infiltreert als onttrekt.

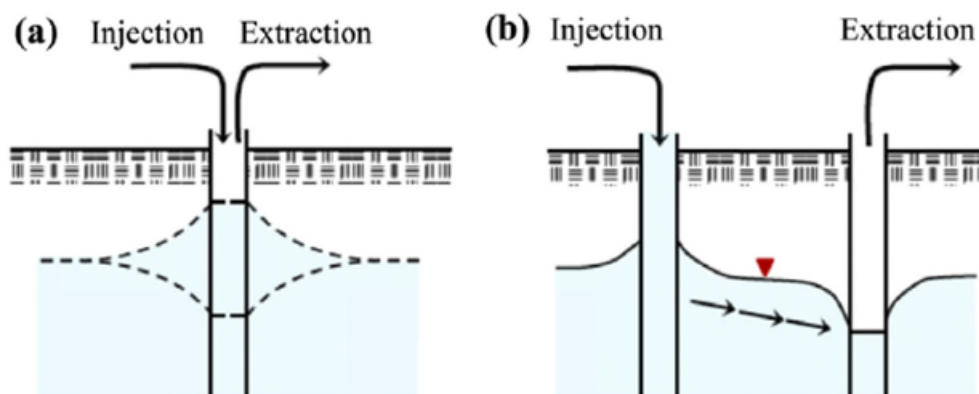
Ondergrondse waterberging (Engels: 'Aquifer Storage Recovery', ASR) is een techniek die wordt toegepast om de totale beschikbaarheid van zoetwater te vergroten door water op te slaan in een watervoerend pakket (aquifer) wanneer er een overschot van water is (bijvoorbeeld in de winter) en dit weer op te pompen met dezelfde put wanneer dit water weer nodig is (bijvoorbeeld in de zomer). Een ander concept is 'Aquifer Storage Transfer Recovery' (ASTR). Hierbij bestaat het systeem uit twee verschillende putten (een put voor infiltratie en een put voor onttrekking op afstand van elkaar) en ligt de nadruk op zowel het zuiveren van het geïnjecteerde water tijdens bodempassage, als ook op het opslaan van extra water (Figuur 40-1). Bovenstaande concepten worden in de (drink)watersector onder meer toegepast om de grondwatervoorraad aan te vullen met bijvoorbeeld rivierwater, om drinkwater tijdelijk te kunnen opslaan of om de waterkwaliteit van het geïnfiltreerde water te verbeteren [Stuijzand et al., 2013], zie Figuur 11-1 in praktijkcode PCD 13-2 [Van der Schans & Meerkerk, 2019]. Verschillende

² Infiltreren in de zin van de Waterwet (en de voormalige Grondwaterwet) is het brengen van water in de bodem met het oog op het onttrekken van dat water.

op deze technieken gebaseerde concepten zijn in de afgelopen jaren ontwikkeld en getest in Nederland zoals de 'freshmaker' en de 'freshkeeper' [Zuurbier et al., 2015; Zuurbier et al., 2017].

Infiltratie in putten wordt daarnaast ook toegepast om de waterkwaliteit van het grondwater in de ondergrond rondom de put te verbeteren, voordat het wordt opgepompt. Voorbeelden hiervan zijn:

- ondergronds zuiveren (adsorptie van organische microverontreinigingen) met behulp van injectie van een suspensie van actieve kool;
- ondergronds ontijzeren door middel van het inbrengen van zuurstofrijk water.



Figuur 40-1 a) ASR-concept (zowel injectie en onttrekking via dezelfde bron) en b) ASTR-concepten (losse injectie en onttrekingsbron) [Jeong et al., 2018].

40.3 Bron van infiltratiewater

Zorg dat het infiltratiewater (na voorzuivering) altijd voldoet aan de gestelde milieuhygiënische en bedrijfstechnische kwaliteitseisen.

40.3.1 Kwantiteit van infiltratiewater

De hoeveelheid water die jaarlijks wordt geïnfiltreerd, wordt afgestemd op de hoeveelheid voor infiltratie beschikbaar water en (indien van toepassing) de hoeveelheid water die benodigd is voor onttrekking. Wanneer er meer water beschikbaar is dan de put kan verpompen (hoger dan maximale debiet (m^3/h) van de put) kan dit leiden tot een verminderde hoeveelheid geïnfiltreerd water dan daadwerkelijk beschikbaar was (m^3/jaar). Om deze fluctuaties in beschikbaar debiet op te vangen (voornamelijk bij ASR), kan een relatief kleine bovengrondse buffer (bassin) van toegevoegde waarde zijn om de capaciteit van de put(ten) maximaal te benutten. Daarnaast kan ook de benodigde reistijd in de bodem (voornamelijk bij ASTR) de maximale capaciteit beïnvloeden. Alle genoemde aspecten zijn specifiek voor een bepaald(e) locatie/concept en zijn dus een belangrijk onderdeel van de ontwerpdoelen van een infiltratieput (hoofdstuk 5.3 van praktijkcode PCD 13-2 [Van der Schans & Meerkerk, 2019]).

40.3.2 Kwaliteit van infiltratiewater

De kwaliteit van het infiltratiewater is essentieel voor een vergunbare, duurzame en goedwerkende infiltratieput. De waterkwaliteitseisen voor het infiltratiewater worden voornamelijk bepaald door drie factoren:

1. Wet- en regelgeving

De wet en regelgeving omtrent de kwaliteit van infiltratiewater is in twee kopjes onder te verdelen:

A. Infiltratie en terugwinning

In het Infiltratiebesluit bodembescherming is opgenomen wat de maximale concentratie (toetsingswaarde) mag zijn van onder andere een groot aantal macroparameters (bijvoorbeeld pH, zwevende stof), zware metalen, bestrijdingsmiddelen en organische microverontreinigingen van in de ondergrond te infiltreren

oppervlaktewater. Daarnaast zijn stofgroepen gedefinieerd waarover het bevoegd gezag (de provincie) eisen kan stellen in de vergunning [Dooren & Zuurbier, 2020]. Het genoemde Infiltratiebesluit gaat per 2024 over in het Besluit kwaliteit leefomgeving (zie Box 1).

Verder moet worden voldaan aan milieukwaliteitseisen zoals die voortvloeien uit de Kaderrichtlijn Water (KRW), de Grondwaterrichtlijn en de Richtlijn prioritaire stoffen. Deze zijn vastgelegd in het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009. Daarnaast geldt volgens Bijlage A van het Drinkwaterbesluit voor de parameter 'Overige antropogene stoffen'³ een maximum gesommeerde waarde van 1 µg/l. Voor 'opkomende stoffen'⁴ wordt daarnaast een signaleringswaarde van 0,1 µg/l gehanteerd.

B. Het lozen van water (zonder terugwinnen)

Het lozen van (rest)water op of in de bodem is in beginsel verboden. Als bijvoorbeeld de kwantitatieve toestand hierom vraagt, kan maatwerk worden geleverd door het bevoegd gezag. Voor het lozen van restwater in de ondergrond is een lozingsvergunning nodig. Hiervoor zijn ruimere kwaliteitseisen van toepassing ten opzichte van de beschreven regelgeving voor het infiltreren en terugwinnen van water. Hierbij moet altijd invulling worden gegeven aan de zorgplicht voor een goede chemische toestand van het grondwaterlichaam.

2. Voorkómen van putverstopping

Daarnaast is een juiste kwaliteit van het infiltratiewater bepalend voor de verstoppingspotentie en -snelheid van een infiltratieput. Verschillende soorten van verstopping met daarbij behorende parameters kunnen een rol spelen bij de verstopping van een infiltratieputfilter. Op deze processen wordt in meer detail ingegaan in § 42.1. Op basis van verschillende studies en praktijkervaringen kunnen waterkwaliteitsrichtlijnen worden bepaald die de kans op putverstopping klein houden (Tabel 1-1). Een aandachtspunt voor het bepalen van de membraanfilterindex (MFI, zie hoofdstuk 10 in PCD 13-2 [Van der Schans & Meerkerk, 2019]) is dat voor een correcte meting een juiste afweging van het type membranen nodig is. Naast deze waterkwaliteitsrichtlijnen is het ook wenselijk om lage concentraties nutriënten (bijvoorbeeld fosfaat en nitraat) in het infiltratiewater te hebben om microbiologische groei op het putfilter te beperken, zoals is beschreven in [Eom et al., 2020; Stuyfzand and Osma, 2019].

3. Beoogde toepassing

Het water moet geschikt zijn voor het doel van de infiltratie. Voor een ASR die direct (zonder vergaande nazuivering) drinkwater levert aan het leidingnet gelden andere kwaliteitseisen dan bijvoorbeeld infiltratie van voorgezuiverd oppervlaktewater als eerste zuiveringsstap.

Het geïnfiltreerde water zal waterkwaliteitsveranderingen ondergaan door menging met het al aanwezige grondwater, interactie met de bodem (bijvoorbeeld zuurstofloos raken als gevolg van een reactie met organische stof) of door waterkwaliteitsbehandeling in een bovengrondse zuiveringsinstallatie. De kwaliteit van het ingaande water moet dus zodanig zijn dat dit (ondanks de veranderingen tijdens bodempassage en nazuivering) geschikt is voor de beoogde toepassing.

³ Daarbij is de volgende opmerking opgenomen: 'Met deze parameter worden stoffen bedoeld die niet behoren tot de andere parameters in deze tabel maar welke een bedreiging voor de drinkwatervoorziening kunnen zijn.'

⁴ Opkomende stoffen zijn stoffen die in het (water)milieu terecht kunnen komen, maar nog niet zijn genormeerd en waarvan ook nog niet precies bekend is of en zo ja, in hoeverre ze schadelijk voor de gezondheid of leefomgeving zijn. Er komen steeds nieuwe chemische stoffen bij.

Box 1: Regelgeving voor infiltratie bij de inwerkingtreding van de Omgevingswet in 2024

Met de inwerkingtreding van de Omgevingswet worden de milieuregels van de overheid bij elkaar gebracht in het Besluit activiteiten leefomgeving (Bal). De beoordelingsregels voor omgevingsvergunningen die van toepassing zijn op milieubelastende activiteiten en lozingsactiviteiten zijn opgenomen in het Besluit kwaliteit leefomgeving (Bkl). Belangrijke artikelen zijn Artikel 8.9 Bkl en Artikel 8.22 Bkl. In Artikel 8.9 worden criteria gegeven voor het verlenen van een omgevingsvergunning, in Artikel 8.22 worden beoordelingsregels gegeven voor het verlenen van een omgevingsvergunning met betrekking tot milieubelastende activiteiten met gevolgen voor watersystemen. Het gaat hierbij onder andere om het voorkomen van waterschaarste, het beschermen en verbeteren van de chemische en ecologische kwaliteit, en het vervullen van maatschappelijke functies door watersystemen. Bij toepassing van dit artikel moet er worden gedacht aan waterbeheerplannen, regionale waterprogramma's et cetera. Dit betekent dat in het nieuwe stelsel de aanvraag van een vergunning moet passen binnen bijvoorbeeld het regionale waterprogramma van de provincie. Dat programma zou onder meer duidelijk moeten maken hoe de provincie gaat zorgen dat de doelen van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) en de Grondwaterrichtlijn (Gwr) voor grondwaterlichamen worden bereikt.

Het brengen van water in de bodem met de bedoeling om het ook weer te onttrekken, valt bij een omvang van meer dan 150.000 m³ per jaar onder bevoegdheid van de provincie. Hiervoor is een omgevingsvergunning voor een wateronttrekkingsactiviteit vereist (Artikel 16.3 en Artikel 16.4 Bal), met de provincie als bevoegd gezag. Bij een kleinere omvang geldt een vergunningplicht of gelden algemene regels op grond van de waterschapsverordening. Het toetsingskader is hetzelfde als onder het huidige recht: beperken van wateroverlast en waterschaarste, en het beschermen van de chemische kwaliteit van het grondwater (Artikel 8.84 en Artikel 8.89 Bkl). Er is geen aanvullende wetgeving ontwikkeld voor het beoordelingskader. Zo is het Infiltratiebesluit integraal overgenomen in Artikel 8.89, Artikel 8.94 en bijlage XIX Bkl. Uit de toelichting op Artikel 16.5 Bal (Staatsblad 2018-293) blijkt dat in een omgevingsverordening kan worden afgeweken van de aanwijzing van vergunningplichtige gevallen van wateronttrekkingsactiviteiten bij industriële toepassingen, met het oog op doelmatig waterbeheer. Concreet betekent dit dat provinciale staten de grens van 150.000 m³/jaar naar boven en naar beneden kunnen bijstellen en daarmee meer of minder activiteiten vergunningplichtig kunnen maken. Het oogmerk doelmatig waterbeheer houdt in dat deze grens aanpassing kan behoeven voor bijvoorbeeld het voorkomen of beperken van (grond)wateroverlast of waterschaarste en het beschermen of verbeteren van de chemische (grond)waterkwaliteit.

40.3.3 Selectie bron

Bij de selectie van een passende bron is het belangrijk om de beschikbare hoeveelheid en kwaliteit van het infiltratiewater in samenhang te beschouwen. Er moet niet alleen water beschikbaar zijn, maar de waterkwaliteit moet ook voldoen op de momenten dat het wordt geïnfiltreerd. In het vooronderzoek moet dus worden onderzocht hoe en hoeveel de waterkwaliteit gedurende een jaar (en van jaar tot jaar) kan fluctueren.

Tabel 40-1 Waterkwaliteitsrichtlijnen om vroegtijdige putverstopping te voorkomen door verschillende processen en de bijbehorende gedefinieerde parameter grenswaarde.

| Verstopingsproces | Parameter | Grenswaarde | Eenheid | voetnoot |
|---|------------|----------------------------|------------------|----------|
| Chemisch: Aluminium | Al | < 0,1 | mg/l | (1) |
| | Calciet | SI _{ca} | - | (2) |
| | Ijzeroxide | Fe(III) / colloïdaal ijzer | < 0,01 | mg/l |
| Mechanisch | MFI | < 2 | s/l ² | (4) |
| | NTU (FTU) | < 1 | - | (5) |
| | TSS | < 0,1 | mg/l | (6) |
| | SAR | < 3/< 6 | - | (7) |
| Biologisch | AOC | < 10 | µg/l | (8) |
| | DOC | < 2 | mg/l | (9) |
| | ATP | < 10 | ng/l | (10) |
| Gas | gasdruk | atmosferisch | | |
| <p><i>Voetnoten</i></p> <p>(1) Aluminiumhydroxiden kunnen verstopping van onttrekkingsputten veroorzaken wanneer zuur water met hoge aluminiumconcentratie (pH < 4,5) mengt met basisch water [Kaufhold et al., 2016]. Er is geen ervaring met verstopping van kunstmatige infiltratiesystemen door aluminium. Wel zijn bij drinkwaterbedrijf Brabant Water onttrekkingsputten bekend die verstopten door neerslag van aluminiumhydroxiden met concentraties aluminium boven de 0,1 mg/l [Stuyfzand, 2016].</p> <p>(2) Er zijn geen richtlijnen voor neerslag van kalk. In theorie kan het neerslaan bij een verzadigingsindex groter dan 0, maar in de praktijk gebeurt dit vaak pas bij wat hogere waarden [Brons et al., 1991]</p> <p>(3) de waarde van < 0,01 is gebaseerd op de detectiegrens voor Maaswater die is gehanteerd door [Bonte et al., 2009]</p> <p>(4) Membrane Fouling Index [SIKB, 2019]; eerder is door de werkgroep diepinfiltratie in het kader van de Dizon-proef een grenswaarde van < 3 opgesteld [Peters et al., 1999].</p> <p>(5) De NTU/FTU is een meting van de troebelheid en geeft net zoals de MFI een indicatie van het risico door mechanische verstopping door deeltjes. Een maximaal toelaatbare NTU van 1 is gegeven door [Dooren & Zuurbier, 2020]. Bij drinkwaterbedrijf Dunea wordt voor infiltratiesysteem Waalsdorp een maximale FTU van 0,065 gebruikt [El Majjaoui, 2013]. Een mogelijke verklaring voor deze verschillen betreft verschillen qua meettechniek. Daarnaast is de FTU bij Dunea mogelijk een onderschatting van de toelaatbare waarde, omdat er geen tests zijn uitgevoerd of verstopping optreedt bij hogere waarden.</p> <p>(6) [Stuyfzand et al., 2012]</p> <p>(7) SAR = Sodium Adsorption Ratio = Na / (Ca + Mg) in mmol/l. SAR < 6 als EGV 40 – 100 mS/m. SAR < 3 als EGV 200 – 500 mS/m [Stuyfzand et al., 2012].</p> <p>(8) [Hijnen & Van der Kooij, 1990]</p> <p>(9) [Stuyfzand et al., 2012]</p> <p>(10) Er zijn geen richtlijnen voor maximale concentraties van ATP. In de praktijk hebben onttrekkingsputten van waterwinningen voor drinkwater in Nederland een ATP < 10 ng/ml. Dergelijke waarden worden daarom veilig geacht om verstopping te voorkomen. Het kan voor ASTR-systemen juist de bedoeling zijn om met een hoge microbiologische concentratie te infiltreren (als zuiveringsstap) en dan zal deze grenswaarde dus niet worden gehaald.</p> | | | | |

40.4 Gebiedsanalyse

Een gedetailleerde gebiedsanalyse moet inzicht leveren in de eigenschappen van de ondergrond en eventuele impact op omliggende (bovengrondse) objecten, en is nodig om een gedegen putontwerp te kunnen maken. In

praktijkcode PCD 13-2 [Van der Schans & Meerkerk, 2019] wordt dit in hoofdstuk 8 uitgebreid beschreven. In het navolgende worden de aanvullende aspecten besproken die specifiek en belangrijk zijn voor infiltratieputten.

40.4.1 Karakterisering ondergrond

Veel karakteristieken van de ondergrond die belangrijk zijn voor het ontwerp van een put zijn gelijk voor infiltratie- en winputten (beschreven in praktijkcode PCD 13-2, hoofdstuk 8 [Van der Schans & Meerkerk, 2019]). Voorbeelden hiervan zijn: voldoende doorlaatvermogen (dikte van watervoerend pakket en de doorlatendheid van het pakket), afsluitende lagen (aquitards) aan de bovenkant (en eventueel ook de onderkant) en de textuur/korrelverdeling van de bodem. Bij ASR- en ASTR-systemen is het terugwinrendement belangrijk. Het terugwinrendement van dit type systemen wordt sterk bepaald door (i) de reactiviteit van de bodem en (ii) de mate van verplaatsing van het opgeslagen water (bijvoorbeeld door natuurlijke achtergrondstroming of impact van andere grondwatergebruikers) en menging van het opgeslagen water met het in-situ grondwater. De volgende bodemeigenschappen zijn van belang om te kunnen bepalen of en zo ja, hoe de kwaliteit van het opgeslagen grondwater verandert.

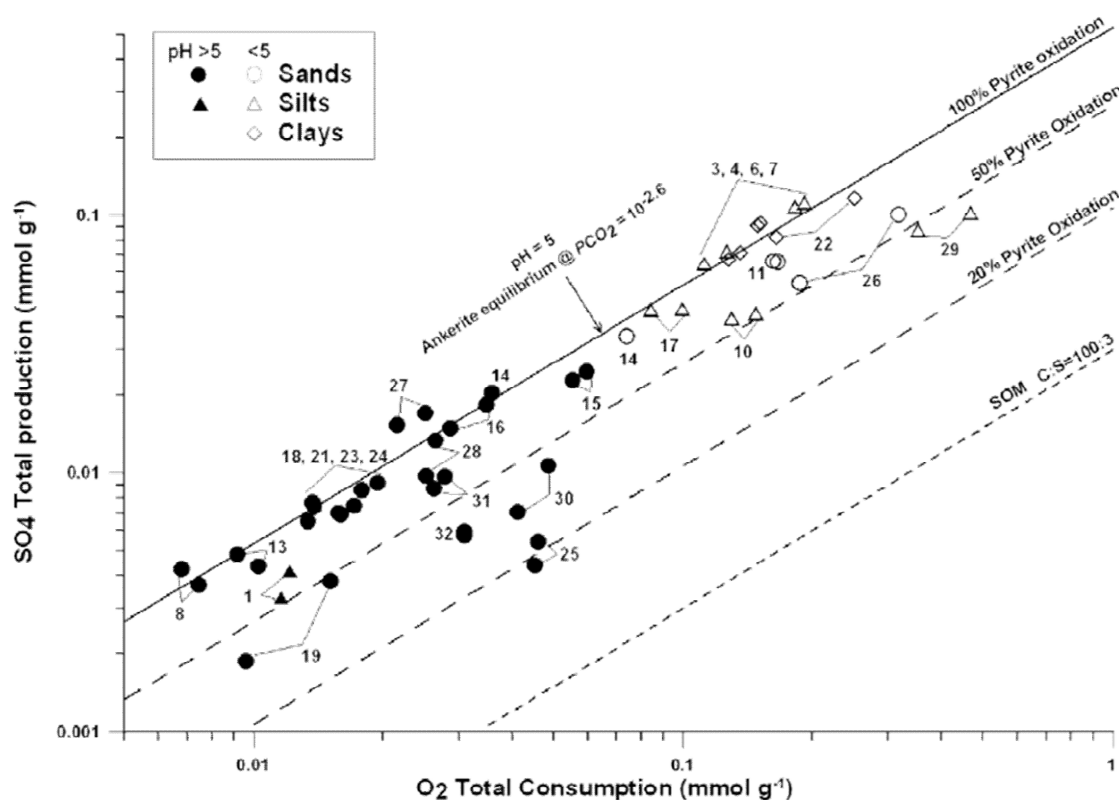
- Doorlatendheid en anisotropie
Wanneer een infiltratieput wordt gebruikt om zoet water (lage dichtheid) op te slaan in zout water (hogere dichtheid) kan het lichtere zoete water naar de bovenkant van de aquifer drijven doordat het grensvlak tussen de twee watertypes kantelt. Dit kan tot een vermindering van de efficiëntie van het opslagsysteem leiden [Zuurbier & Stuyfzand, 2013]. Deze effecten treden potentieel sterk op bij een relatief goed doorlaatbare (zowel horizontaal als verticaal) ondergrond en bij grotere dichtheidseffecten (bij grotere saliniteitsverschillen) [Ward et al., 2007].
- Continuïteit van afscheidende lagen boven en onder het doelpakket
Voor een opslagsysteem is het belangrijk dat goed in beeld is waar de afsluitende lagen zitten (welke dieptes) en wat de totale weerstand van deze lagen is. Zo kan het putfilter op de juiste diepte worden geplaatst (tussen twee afsluitende lagen) en kan worden uitgesloten dat water ongewenst naar onder- of bovenliggende lagen kan stromen tijdens opslag.
- Lithochemie, hydrochemie en reactiviteit ondergrond
Het is belangrijk om goed inzichtelijk te hebben wat de lithochemische en hydrochemische eigenschappen van de bodem zijn. Dit bepaalt in hoeverre er reacties zullen optreden tussen het infiltratiewater en de bodem, en dus of er waterkwaliteitsverandering of putverstopping is te verwachten (zie ook subparagraaf 8.2.3 van praktijkcode PCD 13-2). Of reacties tussen het opgeslagen water en de ondergrond gewenst zijn, hangt af van het type systeem en het type reactie. Microbiologische voorzuivering tijdens opslag en transport in een ASTR-systeem is bijvoorbeeld zeer gewenst, terwijl bij opslag van hoge kwaliteit (drink)water in een ASR-systeem reacties over het algemeen ongewenst zijn. De volgende eigenschappen zijn specifiek belangrijk voor infiltratieputten:
 - mineraalsamenstelling bodem (bijvoorbeeld pyriet);
 - ligging zoet-zout grensvlak;
 - concentratie zuurstof aquifer (oxisch / anoxisch) en aanwezigheid van oxidatoren als nitraat en sulfaat in het infiltratiewater;
 - waterkwaliteitsverdeling in het pakket (verticale en horizontale verschillen);
 - bijmenging in het sediment van onder andere organisch materiaal.

Op nieuwe locaties waar nog geen ervaring is met diepinfiltratie kan de reactiviteit van de ondergrond in detail worden bepaald met bijvoorbeeld chemische karakterisering van steekmonsters, respirometermetingen op steekmonsters of met behulp van push-pull tests.

Respirometermetingen (micro-oxymax) zijn laboratoriumanalyses waarbij zeer nauwkeurig en geautomatiseerd de productie van CO₂ en O₂ van formatiemateriaal wordt gemeten (bijvoorbeeld steekkernen) in een afgesloten reactorvat. Omdat de metingen gedurende langere tijd worden herhaald, is het mogelijk om van het monster de

O₂-consumptie en CO₂-productie gedurende een bepaalde incubatietijd te berekenen. Dit maakt het mogelijk om zowel de capaciteit (hoeveelheid) als de intensiteit (kinetiek) van de natuurlijke oxidatieprocessen te karakteriseren. Een en ander biedt dus inzicht in bijvoorbeeld de bufferende werking van de ondergrond. Met dergelijke metingen kan bijvoorbeeld een inschatting worden gemaakt hoe snel pyriet en organische stof in de bodem oxideert door nitraat en zuurstof. Ook kan bij ASTR-systemen waarbij zuurstofhoudend water wordt geïnjecteerd in een anoxisch pakket, een voorspelling worden gedaan over hoe lang het duurt totdat er oxisch water doorslaat in de onttrekkingsput. Dit geeft inzicht in de macro-chemische samenstelling van het water na transport, de verwijdering van organische microverontreinigingen (verloopt vaak anders in oxische milieus) en putverstopping bij menging van oxisch en anoxisch water.

Bij een push-pull test wordt een opslagcyclus (injectie, opslag, onttrekking) uitgevoerd op kleinere tijdschaal (bijvoorbeeld een paar dagen) met het beoogde infiltratiewater. Het geïnjecteerde en onttrokken water wordt geanalyseerd om te bepalen welke veranderingen er optreden tijdens het verblijf in de bodem [Kruisdijk & Van Breukelen, 2021]. Andere methodes en procedures die worden gebruikt voor karakterisering van de ondergrond komen gedetailleerd aan de orde in hoofdstuk 10 van praktijkcode PCD 13-2 [Van der Schans & Meerkerk, 2019] en worden hier dus niet verder toegelicht.



Figuur 40-2 Voorbeeld van respirometermeting resultaten voor een serie aan sedimentmonsters. Het totale O₂-verbruik is hier uitgezet tegen de SO₄-productie als gevolg van pyrietoxidatie en afbraak van organisch materiaal. Het optreden van pyrietoxidatie bij diepinfiltratie is erg ongunstig voor de waterkwaliteit. De gestippelde en doorgetrokken lijnen geven de relatie tussen beide parameters weer als gevolg van organische materiaal afbraak (SOM) en toenemende bijdrage van pyrietoxidatie aan het O₂-verbruik. In de meeste monsters was het O₂-verbruik veroorzaakt door pyrietoxidatie (> 50%) [Descourvières et al., 2010].

40.4.2 Omgevingsbelangen

Het uitgangspunt bij infiltratie van water is dat een verslechtering van de grondwaterkwaliteit zoveel mogelijk moet worden voorkomen om impact op andere belanghebbenden te voorkomen. Bedrijfstechnisch is het daarnaast

belangrijk om te voorkomen dat er verontreinigd water wordt geïnfiltrerd. Verder moet er bij het ontwerp van een infiltratieput rekening worden gehouden met het feit dat de injectie van water ertoe zal leiden dat er beweging en drukverhoging van het grondwater wordt bewerkstelligd en dat deze verandering invloed kan hebben op de omgeving. Er kunnen bijvoorbeeld waterkwaliteitsveranderingen optreden bij een nabijgelegen put (bijvoorbeeld verzilting van een onttrekkingsput), zodat er door een grondwaterstandsverhoging of -verlaging vernatting of verdroging aan het maaiveld optreedt (bijvoorbeeld impact op de natuur) of dat er door stijghoogteverhoging schade ontstaat aan kunstwerken (bijvoorbeeld opdrijven van ondergrondse waterdichte constructies).

In de vergunningsaanvraag worden de potentiële effecten van infiltratie-/onttrekkingsputten op het watersysteem en de omgeving (natuur, bebouwing et cetera) in kaart gebracht, veelal door numerieke simulaties die de lokale ondergrondcondities meenemen. Mede hierdoor en als gevolg van het feit dat de filtersecties van infiltratieputten veelal worden aangelegd onder een afsluitende kleilaag, zijn de grondwaterstandeffecten op ondiepere omgevingsbelangen (freatisch grondwater, maaiveld) in de praktijk zeer beperkt (op basis van de ervaringen van de drinkwaterbedrijven in Nederland). Infiltratieputten kunnen daarnaast ook de negatieve effecten (grondwaterstandverlagingen) van wateronttrekkingen compenseren (positief effect op natuur) door in tijden van waterovervloed water in een waterwingebied te infiltreren (bijvoorbeeld drinkwaterproductielocatie Weerdenbras van Waterbedrijf Groningen).

40.4.3 Beoordeling beschikbare informatie

Na de initiële gebiedsanalyse moet worden beoordeeld of er voldoende beschikbare informatie over de ondergrond en de omgeving is om het putsysteem te ontwerpen. Als dit niet het geval is (de onzekerheden zijn te groot/ontbrekende informatie) kan er worden besloten om aanvullende data te verzamelen, bijvoorbeeld door het doen van een proefboring. Dit proces wordt gedetailleerd toegelicht in de hoofdstukken 9 en 10 van praktijkcode PCD 13-2 [Van der Schans & Meerkerk, 2019]. Daarnaast kan worden besloten om te beginnen met een pilotsysteem op kleinere schaal dat goed wordt gemonitord. De pilot kan de onzekerheid sterk verkleinen en maakt duidelijk of een dergelijk systeem daar op grotere schaal haalbaar is.

40.5 Inrichting en ontwerp putten(veld)

Zorg dat het putontwerp voldoet aan de geldende ontwerprichtlijnen om opbarsting en putverstopping te voorkomen.

Bij de inrichting en het ontwerp van infiltratieputten moet rekening worden gehouden met diverse aspecten. Een groot deel van die aspecten is vergelijkbaar met die van verticale putten en worden genoemd in hoofdstuk 11 van praktijkcode PCD 13-2 [Van der Schans & Meerkerk, 2019]. Ontwerpaspecten die van bijzonder belang zijn voor infiltratieputten zijn:

- waterkwaliteit voor, tijdens en na bodempassage: chemisch, microbiologisch en qua temperatuur;
- terugwinrendement;
- maximaal injectie- en onttrekkingsdebiet;
- benodigde voorzuivering;
- voorzuiveringstechnieken;
- 3D-plaatsing van put(ten) en putfilter.

40.5.1 Waterkwaliteit na bodempassage (ASTR): microbiologisch en temperatuur

In het geval de ondergrond wordt gebruikt om de waterkwaliteit te verbeteren tijdens bodempassage (zoals het geval is bij ASTR-concepten) is het voornaamste doel om (naast voldoende capaciteit met zowel de infiltratie- als de onttrekkingsput) tijdens deze bodempassage een voldoende mate van zuivering te bewerkstelligen om de microbiologische waterkwaliteit te verbeteren. Een belangrijk aspect is dus het borgen van voldoende reistijd en/of reisafstand van het geïnfiltrerde water, voordat het wordt onttrokken uit de onttrekkingsbron. ASTR kan daarnaast

worden ingezet om temperatuurpieken te bufferen, zodat het water niet te warm is wanneer het de zuivering en het leidingnet ingaat. Tijdens het verblijf in de ondergrond kan ook enige mate van chemische waterkwaliteitsverbetering optreden (bijvoorbeeld de verwijdering van organische microverontreinigingen), maar hiervoor wordt een ASTR doorgaans niet ontworpen.

Voor de microbiologische veiligheid dient er een analyse plaats te vinden van het verontreinigingsrisico conform de werkwijze die is beschreven in het 'Richtsnoer AMVD' [ILT, 2020]. Het infectierisico via drinkwater mag na bodempassage, nazuivering en distributie maximaal 1 op 10.000 inwoners per jaar bedragen (zie ook praktijkcode PCD 8 [Smeets, 2020]). Traditioneel wordt een minimaal benodigde reistijd van 60 dagen gehanteerd om dit te kunnen waarborgen. Onder locatie-specifieke geohydrochemische omstandigheden kunnen echter langere of kortere reistijden nodig zijn [Schijven et al., 2001]. Zo is de inactivatie van micro-organismen en hechting aan de ondergrond vaak hoger in oxische milieu's, waardoor aldaar met een geringere reistijd kan worden volstaan. Ook de concentratie in de bron (voor bodempassage) en de mate van bovengrondse zuivering na bodempassage is van invloed op de benodigde minimale reistijd. Een locatie-specifieke analyse is dan ook vaak gewenst.

Vanaf 2023 wordt gewerkt aan het opstellen van een separate praktijkcode voor het uitvoeren van een AMVD voor grondwaterwinningen. Hoewel deze praktijkcode formeel geen betrekking heeft op grondwaterwinningen, kunnen de methoden die hierin zullen worden omschreven wel worden gebruikt om een dergelijke analyse uit te voeren.

40.5.2 Terugwinrendement na opslag (ASR)

De efficiëntie van een wateropslagsysteem (voornamelijk belangrijk voor ASR) wordt berekend door middel van het terugwinrendement (ϵ):

$$\epsilon = \frac{V_{uit}(c_m < c_{crit})}{V_{in}} \quad (1.1)$$

Het volume water dat kan worden onttrokken (V_{uit}) ten opzichte van het geïnfiltreerde water (V_{in}), hangt af van het moment dat de kwaliteit van het onttrokken water (c_m) niet meer voldoet aan de waterkwaliteitseisen, hier aangeduid als de kritische concentratie (c_{crit}). Om een goedwerkend systeem te kunnen waarborgen, mag de waterkwaliteit tijdens onttrekking dus niet te snel afnemen. De kwaliteit van het geïnfiltreerde water wordt beïnvloed door twee processen:

- **Reactiviteit van de bodem**
Het water dat wordt geïnfiltreerd in het watervoerend pakket heeft een andere samenstelling dan het natuurlijke grondwater dat zich daar bevindt. De bodem en het opgeslagen water zijn op dat moment niet in evenwicht en door (bio)chemische processen kan de kwaliteit van het opgeslagen water dus tijdens opslag in de ondergrond veranderen. Een pilotstudie van een ASR in Herten waarbij zuurstofhoudend water werd opgeslagen in een anoxische aquifer [Antoniou et al., 2012] laat bijvoorbeeld duidelijk zien hoe verschillende componenten van de ondergrond konden reageren met het oxische injectiewater (onder andere pyriet en organische componenten oxidatie, oplossing van metalen) waardoor de kwaliteit van het opgeslagen water werd beïnvloed en in sommige gevallen tot ongewenste concentraties opgelost mangaan leidde. De reactiviteit van de bodem is dus in veel gevallen essentieel om de waterkwaliteit van het geïnfiltreerde water te verbeteren (ASTR), maar kan ook tot uitdagingen leiden bij ASR-systemen.
- **Menging en verplaatsing van opgeslagen water**
Naast de achteruitgang van de waterkwaliteit door de reactiviteit van de bodem speelt menging en de ruimtelijke verplaatsing van het geïnfiltreerde water ook een belangrijke rol voor het terugwinrendement. Verschillende processen spelen hierbij een rol:
 - **Diffusie**
Op het grensvlak van het geïnfiltreerde water en het natuurlijke grondwater heerst een concentratie-gradiënt. Door de natuurlijke, op moleculaire schaal aanwezige, continue beweging van het water en de opgeloste moleculen vindt er uitwisseling plaats tussen deze twee watertypes en ontstaat na verloop van

tijd een gelijke concentratie. Alhoewel dit zorgt voor een langzame verbreding van de mengzone (tussen het geïnjecteerde en natuurlijke grondwater) heeft diffusie over het algemeen geen significant effect op de waterkwaliteitsachteruitgang bij ASR. Dit komt door de relatief lage diffusiecoëfficiënt van opgeloste stoffen (zout) in water ($\sim 1 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{dag}$) en de relatief grote schaal waarop ASR wordt uitgevoerd.

- **Dispersie**
Wanneer water wordt geïnfiltrerd en tussen de korrels het watervoerend pakket instroomt, gebeurt dit niet overal met exact dezelfde snelheid. Dit komt door de oneffenheden van de korrels (micro-dispersie) en de doorlatendheidsverschillen tussen verschillende lagen op een grotere schaal (macro-dispersie) [Gelhar & Collins, 1971; Zech et al., 2022]. Door deze verschillen in stroomsnelheid mengt het water aan het contactoppervlak tussen het geïnfiltrerde water en het natuurlijke grondwater, en ontstaat een mengzone.
- **Opdrijving**
Indien er water wordt opgeslagen met een relatief lage dichtheid ten opzichte van het natuurlijke grondwater (zoals bij de opslag van zoet water in zout grondwater) heeft het lichtere water de neiging om bovenop het zwaardere grondwater te gaan drijven. Wanneer de verticale en horizontale doorlatendheid van de aquifer voldoende hoog zijn (weerstand laag genoeg) en het dichtheidsverschil groot genoeg is, kan de overgangszone tussen lichter en zwaarder grondwater gaan kantelen. Wanneer de snelheid van deze kanteling groot genoeg is ten opzichte van de opslagduur zal een deel van het geïnfiltrerde water omhoog bewegen. Dit water kan vervolgens (deels) niet meer worden teruggewonnen wanneer het opgeslagen water weer wordt onttrokken. Methodes om het mogelijke effect van opdrijving te bepalen voor ASR-systemen worden beschreven in onder meer [Ward et al., 2007; Bakker, 2010; Zuurbier et al., 2013]. Het effect van opdrijving kan worden tegengegaan door middel van gestuurd infiltreren en onttrekken met partiële putfilters (meer onttrekken uit bovenste deel), ook wel Multi Partly Penetrating Wells (MPPW) genoemd [Zuurbier et al., 2014].
- **(Natuurlijke) grondwaterstroming**
In het watervoerend pakket is een natuurlijke beweging van het grondwater aanwezig, vaak gestuurd door een hoogteverschil of de aanwezigheid van een hoger gelegen gebied, ook wel achtergrondstroming genoemd. Daarnaast kan er stroming in de aquifer zijn door de nabijheid van andere infiltratie- of onttrekkingsputten. Door de grondwaterstroming in het pakket kan de efficiëntie van het opslagsysteem worden beïnvloed doordat het opgeslagen water bij ASR of te transporteren water bij ASTR, afstroomt en het daarmee het terugwinrendement vermindert [Zuurbier, 2016]. Wanneer de achtergrondstroming [m/jaar] in dezelfde orde grootte optreedt als de totale grootte van het opgeslagen watervolume (bijvoorbeeld hydraulische radius [m]) dan kan dit effect significant zijn. Voor de meeste praktijkcondities in Nederland is dit effect echter zeer beperkt.

40.5.3 Maximaal injectie- en onttrekkingsdebiet

40.5.3.1 Opbarstrisico

Wanneer een te hoge injectiedruk wordt gebruikt, kan de bodem boven het putfilter splijten. Dit wordt ook wel opbarsten genoemd. Er ontstaan dan scheuren in de omstorting rond de stijgbuis van de put en het geïnfiltrerde water stroomt dan langs de buitenkant van de put richting maaiveld of komt op andere plaatsen in de buurt van de put uit de grond. Dit water kan vervolgens het bodemmateriaal uitspoelen en zorgen voor onherstelbare schade aan de infiltratieput. De put is in dit geval 'onderloops' [Olsthoorn, 1982]. Om dit te voorkomen, moet rekening worden gehouden met een maximaal toelaatbare injectiedruk. Vaak wordt hiervoor de formule van [Olsthoorn, 1982] gebruikt:

$$h < 0.2 \cdot z \quad (1.2)$$

Daarin is h de waterdruk (m) boven maaiveld en z de diepte (m) van het meest kritische punt onder maaiveld van de put (bovenkant watervoerend pakket waar een filter is gesteld). Deze formule is afgeleid voor een 'gemiddelde bodem' van ongeconsolideerd zand met een porositeit van 35% en een bulkdichtheid van 2.000 kg/m^3 . In het geval

de bodem voor een groot deel uit klei en veen bestaat, is geen sprake van ‘gemiddelde bodem’ en dient hiermee voorzichtig te worden omgegaan.

40.5.3.2 Infiltratienorm

Alhoewel het niet gebruikelijk is om (naast het risico van opbarsten) nog een infiltratienorm toe te passen bij infiltratieputten, kan de NVOE-infiltratienorm die van origine is ontwikkeld voor ontwerp van WKO-systemen (Warmte Koude Opslag), aanvullend worden gebruikt om de maximale infiltratiesnelheid te berekenen. Op basis van de MFI van het infiltratiewater en de specifieke verstoppingsnelheid (v_v) die wordt toegestaan door de ontwerper, is het maximale injectiedebiet te berekenen volgens [NVOE, 2006]:

$$v_{\max} = 1000 \left(\frac{K}{150} \right)^{0.6} \sqrt{\frac{v_v}{2 \cdot MFI \cdot u_{eq}}} \quad (1.3)$$

met:

v_{\max} = de maximale infiltratiesnelheid op boorgatwand (m/h);

K = de doorlatendheid (m/dag);

v_v = de specifieke verstoppingsnelheid (m/jaar);

u_{eq} = de equivalente vollasturen per jaar (uur).

De specifieke verstoppingsnelheid (v_v) is de mate van verstopping (m/jaar) waarop de bron wordt ontworpen (bij grotere v_v zal er sneller verstopping plaatsvinden). Voor WKO-systemen wordt vaak een toegestane verstoppingsnelheid van 0,1 m/jaar toegepast [Bloemendal et al., 2020]. De equivalente vollasturen per jaar (u_{eq}) is een maat voor het aantal uur dat de put zou moeten pompen op het maximale debiet om het totale hoeveelheid jaarlijkse grondwater volume te infiltreren. Dit kan worden berekend door het totale te infiltreren volume (m^3) te delen door het maximale injectiedebiet (m^3/h). Met een grotere doorlatendheid en grotere (toelaatbare) specifieke verstoppingsnelheid neemt het maximale injectiedebiet dus toe en met een grotere MFI of een grotere hoeveelheid geïnfilterd grondwater (uitgedrukt in equivalente vollasturen) neemt het maximale injectiedebiet af.

40.5.3.3 Onttrekkingsnorm

De onttrekkingsnorm (maximale snelheid op boorgatwand tijdens onttrekking) die ook van toepassing is voor winputten, wordt beschreven in subparagraaf 12.3.2 van praktijkcode PCD 13-2 [Van der Schans & Meerkerk, 2019]. Meerdere onttrekkingsnormen zijn beschikbaar, zoals de formule van Sichardt:

$$v_b = \frac{\sqrt{K}}{15} \quad (1.4)$$

en de formule van Huisman:

$$v_b = \frac{\sqrt{K}}{30} \quad (1.5)$$

Waar K de doorlatendheid in m/s en v_b de maximale stroomsnelheid op de boorgatwand in m/h.

In de praktijk wordt door drinkwaterbedrijven meestal gewerkt met de conservatievere formule van Huisman [Bloemendal et al., 2020].

40.5.4 Benodigde voorzuivering

Het water dat wordt geïnfilterd in een infiltratieput moet (afhankelijk van het doel van het putconcept) aan bepaalde eisen voldoen. Er is daarbij een duidelijk verschil tussen ASR- en ASTR-systemen, omdat het ASTR-concept zelf een zuiverende functie heeft. Een te grote mate van voorzuivering bij laatstgenoemd concept is dus overbodig.

In de meeste gevallen is een bepaalde mate van voorzuivering nodig. Ten eerste bepaalt de wet- en regelgeving welke minimale waterkwaliteit is benodigd, ten tweede worden de eisen aan de voorzuivering bepaald door het beoogde doel na eventuele terugwinning en ten derde moet putverstopping worden voorkomen. Deze eisen in combinatie met de vuillast van het water (die sterk afhankelijk is van de bron), bepalen uiteindelijk de benodigde mate van voorzuivering (Figuur 40-3).

| Bron | Vuillast | Eisen samenstelling Infiltratiewater |
|---|--|--|
| Hemelwater - <i>Glastuinbouw</i> - <i>Daken</i> - <i>Wegen</i> | Zw (+Met + OMIVE) Zw + NP + Met Zw + NP + Met + WZ + OMIVE | - Eindgebruiker (beoogd gebruik na terugwinning) - Wetgeving (grondwaterkwaliteit, lozing na gebruik) |
| Oppervlaktewater | Zw + NP + Met + OMIVE | - Voorkomen putverstopping (putmanagement) |
| Effluent | Zw + NP + Met + WZ + OMIVE | |
| Grondwater | Zw + P + Met (gereduceerd) | |

Figuur 40-3 Benodigde zuiveringsinspanning bepaalt door de bron (en bijbehorende vuillast) en de eisen aan de samenstelling van het infiltratiewater (Zw = Zwevende stof, NP = nutriënten, Met = Metalen, OMIVE = Organische Microverontreinigingen; deze figuur is gebaseerd op [Vries et al., 2017]).

40.5.5 Voorzuiveringstechnieken

De meest toegepaste techniek voor voorzuivering is een combinatie van langzame-zandfiltratie en snelfiltratie. Deze combi wordt beschouwd als een bewezen techniek en is zeer bruikbaar voor het verwijderen van een groot deel van het percentage zwevende stof, micro-pathogenen, metalen, organische microverontreinigingen en stikstof. Daarnaast wordt de MFI doorgaans verlaagd tot 2 – 10 s/l² [Vries et al., 2017]. Naast deze standaardtechniek zijn er ook nieuwere ‘zelfreinigende’ filters beschikbaar zoals het ‘fuzzy filter’ en het ‘ringenfiltersysteem’ [Vries et al., 2017]. Verschillende meer geavanceerde zuiveringssystemen zijn beschikbaar om aanvullende parameters zoals OMIVE, nutriënten en DOC te verwijderen. Nadelen van veel van deze technieken zijn de relatief hoge onderhouds- en gebruikskosten, en mogelijke restproducten die nutriënten voor microbiologische nagroei in de putten veroorzaken. Alle genoemde technieken worden in detail beschreven in [Vries et al., 2017].

Voorbeelden van combinaties van voorzuiveringstechnieken die in de praktijk worden gebruikt, zijn:

- coagulatie – flotatie – sedimentatie (CFS) + snelfiltratie (SF) + ozonisatie;
- coagulatie – flotatie – sedimentatie (CFS) + snelfiltratie (SF) + actieve-koolfiltratie;
- coagulatie – flotatie – sedimentatie (CFS) + snelfiltratie (SF) + fuzzy filter / ringenfilter.

Praktijkervaring van voorzuivering bij een innamepunt van waterbedrijf Waternet laat zien dat hiermee over het algemeen een MFI < 2 s/l² wordt bewerkstelligd.

40.5.6 3D-plaatsing van put(ten) en putfilter

De optimale plaatsing (x, y, z) van de infiltratieput(ten) wordt door meerdere zaken beïnvloed en wordt in grote mate gevoed met de informatie uit de gebiedsanalyse (zie § 40.4).

Keuze aquifer (z)

Qua ondergrond (z) moet een geschikte aquifer worden gekozen (beschikbaar, afgesloten door aquitards, voldoende doorlaatvermogen). Daarnaast moet de aquifer een acceptabel terugwinrendement geven. Geavanceerde putconcepten waarbij er extra aandacht is voor de precieze plaatsing van de putfilters (z) zoals het 'Multi Partly Penetrating Well concept' kunnen daarnaast worden gebruikt om het terugwinrendement te vergroten [Zuurbier, 2014]. Dit vergt wel aanvullende ontwerpstappen.

Precieze locatie van bronnen (x,y)

In veel gevallen moet worden gekeken naar de ruimtelijke plaatsing van de put(ten) ten opzichte van andere belangen en andere putten. Er moet worden voorkomen dat de diepinfiltratie een negatief effect heeft op andere belangen (bijvoorbeeld verdroging van de natuur, vernatting van landbouw) of het verzilten van andere putten. Daarnaast is het bij ASTR belangrijk dat de afstand (reistijd) voldoende is om de minimaal gewenste waterkwaliteitsverbetering te realiseren. Hierbij moet worden voldaan aan de microbiologische veiligheid (AMVD, zie subparagraaf 40.5.1).

Bovengrondse aspecten spelen daarnaast ook een belangrijke rol om de precieze locatie van de putten te kiezen. Zo moeten de putten kunnen worden geplaatst aan de bron van het infiltratiewater (bijvoorbeeld dicht bij innamepunt, dicht bij leiding). Daarnaast moet er bovengronds genoeg ruimte zijn voor de boorinstallatie, alsmede voldoende plaats voor de put(kelder) en alle leidingen.

40.6 Haalbaarheid infiltratiesysteem

40.6.1 Energie en grondstoffen

Op basis van alle gekozen ontwerpkeuzes (type infiltratieputsysteem, mate van voorzuivering, putontwerp en de locatie) moet een inschatting van de benodigde energie en grondstoffen worden gemaakt. Belangrijke aspecten die daarbij moeten worden meegenomen, zijn:

- energie en grondstoffen voor voorzuivering;
- pompenergie voor infiltratie (en onttrekking);
- grondstoffen voor boren van de put en de putconstructie;
- grondstoffen voor regeneratie van de put.

40.6.2 Evaluatie

Het eindontwerp van het putconcept moet uiteindelijk worden geëvalueerd: wegen de kosten op tegen de baten? Zoals is beschreven in praktijkcode PCD 13-2 [Van der Schans & Meerkerk, 2019] wordt dit doorgaans gedaan aan de hand van de kosten, vergunbaarheid en technische criteria. Daarnaast wordt een risicoanalyse uitgevoerd. Vragen die hierbij kunnen worden gesteld, zijn bijvoorbeeld:

- Welke mate van voorzuivering is benodigd om snelle putverstopping te voorkomen?
- Valt de samenstelling van het onttrokken water na voorzuivering en bodempassage binnen de grenswaarden van de nazuivering?
- In welke mate zal het ontworpen infiltratiesysteem voldoen aan de ontwerpdoelen?
- Welke besparing of winst wordt met het systeem behaald ten opzichte van andere mogelijke systemen (of de startsituatie), zowel in beschikbaar water als energie (en dus CO₂-emissies)?
- Hoe verlengt de activiteit de toekomstbestendigheid en de leveringszekerheid van de grondwaterwinning?
- Welke impact hebben de werkzaamheden rondom de putten op de lokale omgeving (onder andere werkwater en grond tijdens boren van putten en tijdens onderhoud)?

Het is gebruikelijk voor de drinkwaterbedrijven om deze evaluatie te doen aan de hand van een Multi Criteria Analysis (MCA) of een Life Cycle Assessment (LCA). Een dergelijke analyse omvat vaak:

- kostenraming;
- opbrengsten (hoeveelheid drinkwater, geld);
- CO₂-emissies (ten behoeve van afweging duurzaamheid).

Dit geeft de gelegenheid om de keuze voor een infiltratiesysteem goed te kunnen vergelijken met andere oplossingen (bijvoorbeeld opslag in bekkens, traditionele zuivering, zuivering door middel van membraanfiltratie). Het uitdagende hierbij is dat de haalbaarheid van een infiltratiesysteem over het algemeen duidelijk meer voorinvestering (tijd, onderzoek) nodig heeft. In hoofdstuk 17 van praktijkcode PCD 13-2 wordt in detail besproken hoe een haalbaarheidsevaluatie voor een putsysteem zou kunnen worden gedaan [Van der Schans & Meerkerk, 2019].

41 Aanleg

In praktijkcode PCD 13-3 [Van der Schans et al., 2020] worden de methoden en procedures voor de aanleg van (win)putten in detail besproken. Deze methoden zijn voor de aanleg van infiltratieputten grotendeels gelijk. In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de aanvullende aspecten die specifiek van belang zijn voor infiltratieputten.

41.1 Boren van infiltratieput

Infiltratieputten zijn in het algemeen gevoeliger voor verstopping dan onttrekkingsputten (zie § 42.1). Dit komt voornamelijk door de inbreng van water met een andere kwaliteit en de verstopping door colloïdale deeltjes in het injectiewater (die ook kunnen ontstaan op het putfilter door bacteriegroei en -sterfte tijdens verschillende periodes in het jaar). Aan de andere kant kan het zo zijn dat bij een goed werkend ASR-systeem (met kwalitatief goed infiltratiewater) de put juist minder gevoelig is voor verstopping ten opzichte van normale winputten door de afwisselende stroomrichting tijdens injectie en onttrekking.

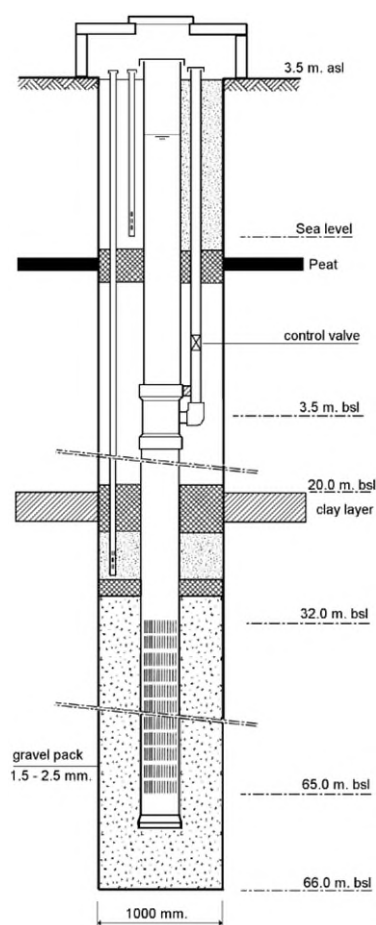
Voor infiltratieputten is het dus in het algemeen van belang dat de capaciteit van de put wordt gewaarborgd. Ten eerste betekent dit dat er extra aandacht moet zijn voor de verwijdering van de skin op het boorgat na het boren van de put, door bijvoorbeeld schrapen van het boorgat. Het gebruik van de juiste (hoeveelheid) booradditieven (bijvoorbeeld PAC's) is bij het boren van infiltratieputten extra belangrijk, omdat negeren hiervan tot extra skinvorming kan leiden. Daarnaast kan het een mogelijkheid zijn om te boren met een relatief grote boordiameter [Van der Schans et al., 2022b]. De grotere boordiameter zorgt voor lagere flowsnelheden op het boorgat en dus een verminderde kans op verstopping. Anderzijds is een boorgat van grotere diameter moeilijker te regenereren.

41.2 Putconstructie

41.2.1 Ondergrondse constructie

Net zoals bij winputten wordt de put afgeleverd met een omstorting van de stijgbuis met daarin een of meer peilfilter(s). De laagopbouw van de ondergrond wordt aangevuld zoals die is aangetroffen volgens de beoordelingsrichtlijn [BRL SIKB 2100](#).

Sommige drinkwaterbedrijven kiezen ervoor om verstopping op de boorgatwand te monitoren met een of meer extra waarnemingsfilters in de omstorting van het putfilter. Het plaatsen van een peilbuis in een apart boorgat is relatief duur. Een goedkoper alternatief is om boven- of onderin het pakket, in hetzelfde boorgat als de put, een extra waarnemingsfilter te plaatsen dat via een kleiprop gescheiden is van het putfilter en de omstorting (zie voorbeeld diepinfiltratie Waalsdorp (Dunea) in [Bonte et al., 2009]).



Figuur 41-1 Putontwerp van diepinfiltratie Waalsdorp (Dunea), voorbeeld van een putontwerp met een peilfilter gescheiden van het putfilter met een kleirop, geschikt om de verstopping in de omstorting te meten.

Als een extra boorgat noodzakelijk of gewenst is, loont het om dit boorgat te boren voordat de infiltratieput wordt gebouwd, zodat tijdens deze initiële boring ook de ondergrond kan worden gekarakteriseerd. Deze monitoringsput kan dan in principe worden geboord met een kleinere boordiameter en worden uitgerust met bijvoorbeeld een aantal peilfilters (op dezelfde diepte, boven en onder het gebruikte pakket) en eventueel DTS- of zoutwachterkabels om de temperatuur en/of zoutconcentratie te kunnen meten.

In de praktijk worden bij ASTR-systemen voor infiltratie vaak langere filters gebruikt dan voor onttrekking, omdat de infiltratieputten gevoeliger zijn voor verstopping dan onttrekkingsputten en kunnen opbarsten. Vanuit theoretisch oogpunt wordt soms ook gekozen om putten met een relatief grote diameter uit te voeren (tot 1.000 mm), waarbij een standaard diameter filter is toegepast. Nadeel is dat dit dikke omstortingen oplevert, wat de put lastig te regenereren maakt aangezien het niet goed mogelijk is om voldoende energie vanuit de filterbuis naar de boorgatwand over te brengen bij regeneratie. Een mogelijkheid is om ook de diameter van de filterbuis te vergroten. Verder wordt bij injectieputten soms gekozen voor een wat grovere omstorting (grotere diameter korrels), vanuit de gedachte dat dit de verstopping beperkt. Een mogelijk nadeel hiervan is dat dergelijke putten bij backflushen met hoog debiet of bij regeneratie kwetsbaarder zijn voor zandlevering.

Tot slot is in het verleden door drinkwaterbedrijf PWN geëxperimenteerd met de toepassing van glasparels, met het idee dat de glasparels glad zijn waardoor er minder snel aanslag wordt gevormd. Hoewel de testputten bij oplevering meer capaciteit hadden dan omliggende putten met een conventioneel gravelpak, was de capaciteit na 2,5 jaar afgenomen met vergelijkbare waarden als omliggende putten (PWN, mondelinge mededeling).

41.2.2 Injectieleiding

Voorkom putverstopping als gevolg van gasbellen, door gasvorming tijdens injectie te minimaliseren.

Om putverstopping door injectie van gasbellen te voorkomen, moet de injectieleiding aan een aantal ontwerpeisen voldoen. Het ontstaan van gasbellen of het meevoeren van gasbellen kan ontstaan door meerdere processen [Olsthoorn, 1982], zie ook subparagraaf 42.1.5. Qua putconstructie moet hiermee rekening worden gehouden op de volgende manieren:

- voorkomen van vrije val van water in de put en onderdruk in de val- of injectieleiding;
- debiet reguleren met kleppen boven maaiveld of de leiding met vernauwing aan onderkant in stijgbuis inbrengen;
- injectieventiel onderin stijgbuis waarmee het injectiedebiet en de druk kunnen worden gereguleerd.

41.2.3 Bovengrondse constructie en putkelder

De bovengrondse afwerking en het ontwerp van de putkelder zijn voor infiltratieputten grotendeels gelijk aan winputten (zie § 23.11 van praktijkcode PCD 13-3 [Van der Schans et al., 2020]). Omdat bij infiltratiesystemen vaak wordt gewerkt met drukken waarbij de druk boven maaiveld uitkomt, moet er meer aandacht zijn voor drukbestendigheid van de putkop en de peilbuizen. Daarnaast zijn er bij ASR meestal aparte aan- en afvoerleidingen. Dit betekent dat er meer doorvoeren in de putkelder nodig zijn en dus een gecompliceerder ontwerp van de putkop nodig is. Ten opzicht van onttrekkingsputten zijn de belangrijkste verschillen bij infiltratieputten:

- constructie voor terugspoelen (onderwaterpomp + spuileiding);
- blindflens met overdrukventiel en manometer (drukmeter);
- aansturing op maximale druk (procesautomatisering) om opbarsting te voorkomen;
- afsluitbare peilfilters;
- regelklep per put (als systeem meerdere putten aan één leiding aangesloten heeft).

41.3 Putstatus na oplevering

Na oplevering van de put en voordat een put(tenveld) in bedrijf wordt genomen, is het verstandig om aan de hand van een checklist na te gaan of aan de ontwerp- en opleveringseisen is voldaan en welke controles nog moeten worden uitgevoerd (zie hoofdstuk 28 van praktijkcode PCD 13-3 [Van der Schans et al., 2020]). Om bij oplevering de gewenste putstatus te hebben, is actieve en effectieve directievoering tijdens boren en aanleg essentieel. Punten om tijdens uitvoering van de boring goed op te letten zijn onder meer de plaatsing van afdichtingen en dergelijke (zijn deze op de juiste plaats en diepte aangebracht?) en de plaatsing van de stijgbuizen (zijn de stijgbuizen van de waarnemingsfilters recht en niet binnen putkelder omgebogen?)

Naast een pompproef wordt geadviseerd om bij injectie- en ASR-putten ook een injectieproef uit te voeren, om te controleren of het injectiesysteem goed werkt en er geen snelle verstopping optreedt door gasbellen. Het stromingspatroon rondom de put is daarbij ook belangrijk: Is er preferente stroming? Is de injectie hoofdzakelijk op slechts een deel van het dieptetraject? Dit kan worden bepaald door middel van een filterflowmeting na oplevering.

Daarnaast wordt aanbevolen om na oplevering van de put een initiële analyse te doen van de samenstelling van het grondwater (onttrekken grondwatermonsters uit peilbuizen) om de verstoppingspotentie van de put beter in te kunnen schatten en de oorzaak van verstopping (die mogelijk gaat optreden) beter te kunnen bepalen tijdens gebruik [Dooren & Zuurbier, 2020].

42 Beheer

Het beheer en de exploitatie van een infiltratieput is deels vergelijkbaar met een normale winput, zoals die is beschreven in praktijkcode PCD 13-4 [Van der Schans et al., 2022a]. In dit hoofdstuk worden aanvullende aspecten toegelicht die specifiek van belang zijn voor infiltratieputten.

42.1 Degradatie en faalmechanismen

42.1.1 Opbarstrisico: maximale injectiedruk

In het geval een te groot debiet wordt toegepast of de doorlatendheid door verstopping afneemt terwijl eenzelfde debiet wordt gehanteerd, kan de injectiedruk te hoog worden en is opbarsten mogelijk (zie subparagraaf 40.5.3). Om dit te voorkomen, is het gewenst om de injectiedruk continu te meten en/of de maximale injectieflow te laten afhangen van de injectiedruk.

In de praktijk wordt vaak de pompdruk in de injectieleiding naar de pompput gemeten en wordt hiermee het maximale debiet aangestuurd. Aangezien de druk in het pakket in de ondergrond afneemt met de afstand van de infiltratieput en dus de kans op opbarsting in de omstorting en daarbuiten afneemt, kan dit worden gezien als een zeer 'veilige' en 'strengere' maat voor het maximale injectiedebiet om opbarsten te voorkomen.

42.1.2 Mechanische verstopping (fysische verstopping)

Verscheidene mechanische verstoppingsprocessen kunnen de productiviteit van een infiltratieput verminderen, zowel initieel als toenemend in de tijd met het gebruik van de put. Twee processen die uitvoerig worden beschreven in subparagraaf 32.2.2 van praktijkcode PCD 13-4 [Van der Schans et al., 2022a] zijn ook belangrijk voor infiltratieputten: verstopping van de boorgatwand door de boorspoeling (te verminderen door ontwikkelen van de put) en de verhoging van de weerstand rondom het pompfilter tijdens het onttrekken uit de put (indien put (ook) wordt gebruikt voor onttrekken grondwater) door accumulatie van deeltjes afkomstig uit het watervoerend pakket. Belangrijke aanvullende aspecten worden hieronder verder toegelicht.

42.1.2.1 Accumulatie van deeltjes van infiltratiewater in en rondom putfilter

Deeltjes die aanwezig zijn in het infiltratiewater (zowel organisch als anorganisch) kunnen tijdens injectie zorgen voor verstopping van de poriën in en rondom het putfilter. Dit leidt tot een vermindering van de doorlatendheid en dus tot een drukverhoging bij een gelijk injectiedebiet. De potentie voor dit type colloïdale verstopping wordt doorgaans gemeten met de Membrane Fouling Index (MFI) (zie ook subparagraaf 40.3.2). Vaak wordt aangenomen dat er bij een maximale MFI van 2 à 3 s/l² geen verstopping optreedt [SIKB, 2019; Peters & Vogelaar, 1999]. Data van PWN in Tabel 42-1 laat inderdaad zien dat injectie met hogere MFI leidt tot een relatief sterke verstopping (DWAT & Andijk).

Naast het gebruik van de MFI als maat voor verstoppingspotentie zijn ook de concentratie zwevende stof (TSS < 0,1 mg/l) en de maximale troebelingsgraad (< 1 NTU/< 0,065 FTU) van het infiltratiewater bruikbare indicatoren voor de fysische verstoppingspotentie [Dooren & Zuurbier, 2020].

Bij infiltratieputten die zowel infiltreren als onttrekken (zoals bij ASR) is in de praktijk de kans van verstopping door accumulatie van deeltjes verminderd, omdat de stromingsrichting wordt veranderd (afhankelijk per systeem variabel op een dagelijkse, wekelijkse of seizoen schaal). De put wordt als het ware iedere keer weer deels geregenereerd of 'gebackflusht' omdat de stroomrichting wordt omgedraaid. Dit wil echter niet zeggen dat standaard onderhoud backflushing (bijvoorbeeld dagelijks) niet nodig is (zie subparagraaf 3.4.1).

42.1.2.2 Kleizwelling en kleidispersie

Op het moment dat een watertype wordt geïntroduceerd in een aquifer dat sterk verschilt van het in-situ grondwater kan het kationevenwicht worden verstoord. Bij veel types kleimineralen kan er vervolgens uitwisseling optreden van de kationen die zijn gebonden aan de klei met het grondwater [Olsthoorn, 1982; Van Beek et al., 1996]. Dit kan leiden tot het opzwellen van de klei (kleizwelling) en het losraken van de klei in suspensie (kleidispersie). Deze twee processen leiden tot een vermindering van het porievolume en een potentiële verstopping van het medium, en treden voornamelijk op wanneer water met een lage ionconcentratie wordt geïnfiltreerd, voornamelijk bij zoet in brak/zout [Konikow et al., 2001; Van Beek et al., 1996].

De potentie voor kleizwelling kan worden ingeschat met behulp van de 'Exchangable Sodium Percentage' (ESP). Op basis van verhouding van de concentratie natrium (Na^+) ten opzichte van de totale concentratie aan kationen in het sediment (kalium K^+ , magnesium Mg^{2+} , calcium Ca^{2+}) wordt de ESP (%) uitgerekend als:

$$ESP = \frac{\text{Na}^+}{\text{Na}^+ + \text{K}^+ + \text{Mg}^{2+} + \text{Ca}^{2+}} \cdot 100 \quad (1.6)$$

Wanneer de totale hoeveelheid ionen in het infiltratiewater lager is dan 10 meq/l en de ESP lager is dan 10% tot 25%, zal kleizwelling niet optreden [Van Beek et al., 1996].

Naast de ESP (die wordt berekend op basis van analyses van sedimentmonsters) kan ook de 'Sodium Adsorption Ratio' (SAR) van het infiltratiewater worden gebruikt om inzichtelijk te maken wat de potentie tot kleizwelling en kleidispersie is [Dooren & Zuurbier, 2020].

42.1.3 Biochemische verstopping

Chemische reacties tussen het sediment en het ingebrachte water die tot neerslag leiden, kunnen voor een vermindering van de doorlatendheid zorgen.

42.1.3.1 Neerslag door redoxreacties

In het geval zuurstofrijk water wordt ingebracht in een zuurstofarm milieu (wat vaak voorkomt bij ASR- en ASTR-concepten) kunnen verschillende redoxreacties tot neerslagen leiden. De belangrijkste oxiden die kunnen ontstaan, zijn ijzer(hydr)oxides en mangaanoxides [Dooren & Zuurbier, 2020]. De fysisch-chemische oxidatie waarbij ijzer(II) en mangaan(II) worden omgezet in driewaardige hydroxiden (onder invloed van zuurstofrijk water) treedt relatief sneller op onder basische omstandigheden. Daarnaast kan ook de aanwezigheid van oxiderende bacteriën (zoals *Gallionella* en *Leptothrix spp*) zorgen voor de biologische omzetting van ijzer en mangaan op het grensvlak tussen het zuurstofrijke water (zie ook hoofdstuk 32 in praktijkcode PCD 13-4 [Van der Schans et al., 2022a]). Bij concentraties groter dan 0,1 mg/l ijzer of mangaan in het in-situ grondwater kan dit proces tot neerslagen leiden. Om putverstopping door ijzer(oxide) neerslag te voorkomen, wordt door [Vries et al., 2017] een maximale opgeloste concentratie van 10 µg/l aan ijzer in het injectiewater geadviseerd.

42.1.3.2 Neerslag van aluminiumhydroxide

Wanneer de zuurgraad (pH) van het ingebrachte water verschilt van het in-situ grondwater kunnen er door verschillende processen neerslagen ontstaan die tot verstopping kunnen leiden. Als relatief zuur water met opgelost aluminium (Al^{3+}) wordt ingebracht in een goed gebufferde (relatief hoge pH) ondergrond kan er aluminiumhydroxide ontstaan volgens:



Dit kan optreden wanneer de concentratie opgelost aluminium groter is dan 0,1 – 0,3 mg/l [Dooren & Zuurbier, 2020; Kaufhold et al., 2016] en de pH van het volume grondwater waarin de reactie plaatsvindt hoger is dan 6,5 [Dooren & Zuurbier, 2020].

42.1.3.3 Kalkneerslag

Kalk kan neerslaan wanneer met kalk verzadigd water in aanraking komt met water met een relatief hoge pH of een lage concentratie opgelost kooldioxide. Dit gebeurt volgens de volgende reactie:



De verzadigingsindex (SI_{kalk} , zie ook subparagraaf 40.3.2) is een maat voor de kalkverzadiging van het water:

$$SI = \log \left(\frac{Ca^{2+} CO_3^{2-}}{K_c} \right) \quad (1.9)$$

met K_c de oplosbaarheidsconstante van calciet.

Bij $SI = 0$ is er een kalkevenwicht. Wanneer $SI < 0$ is kalk onderverzadigd en bij $SI > 0$ is er een oververzadiging, en is er dus mogelijk sprake van kalkafzetting [Stuyfzand, 1987]. Grondwater raakt in de meeste gevallen oververzadigd en is dus gevoelig voor verstopping door kalkneerslag, ontgassing, temperatuurverandering of menging van verschillende watertypen [Dooren & Zuurbier, 2020].

42.1.4 Biologische verstopping

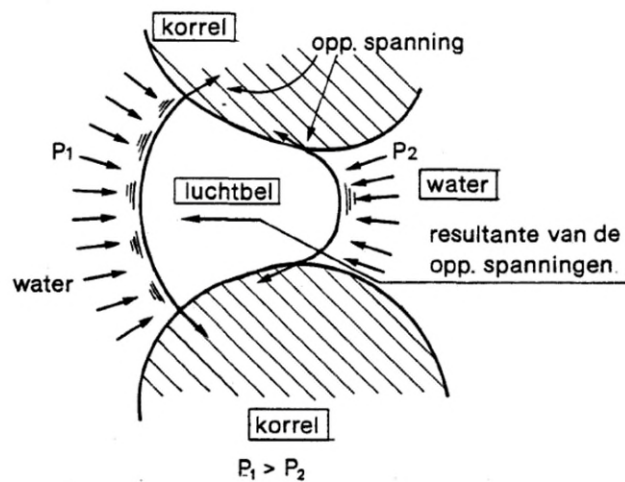
Door de groei en accumulatie van biomassa (door bacteriën) op het putfilter of op de boorgatwand kan een putfilter verstopten. Dit wordt gezien als een van de belangrijkste oorzaken van verstopping bij infiltratieputten [Peters et al., 1989a, 1989b]. Verstoppingsproblemen veroorzaakt door biologische groei zijn vooral te verwachten bij infiltratie met zuurstofhoudend water in de aanwezigheid van voldoende biologisch afbreekbare componenten [Van Beek et al., 1996].

Om de potentie voor biologische groei te bepalen, kan de concentratie aan assimileerbare organisch koolstof (AOC) worden gebruikt. Bij concentraties aan AOC vanaf 10 µg/l is er een verstoppingspotentie door biologische groei. Om de potentie voor verstopping door bacteriegroei te voorkomen, moet de AOC-concentratie dus worden geminimaliseerd, eventueel door middel van een aanvullende voorzuivering [Peters et al., 1989b]. De relatief hoge AOC-concentratie van 10 – 20 µg/l bij infiltratiesysteem DWAT is daar waarschijnlijk een oorzaak van de relatief sterke verstopping (Tabel 42-1).

42.1.5 Gasverstopping

In het geval er gasbellen in het injectiewater aanwezig zijn, kunnen de bellen klem raken tussen de korrels in de ondergrond. Wanneer dit in sterke mate optreedt, kan de put snel verstopten (Figuur 42-1) [Olsthoorn, 1982]. De volgende processen kunnen hieraan bijdragen [Dooren & Zuurbier, 2020]:

- Vrije val van infiltratiewater in de put (Engels: ‘entrainment’)
 - Een goed ontwerp van de injectieleiding is benodigd om dit te voorkomen (subparagraaf 41.2.2).
- Lekkage van een leiding waardoor er een onderdruk heerst en dus gas uit oplossing kan komen.
- Oververzadiging van een bepaald gas als gevolg van drukdaling of temperatuurverandering
 - Dit kan voornamelijk optreden bij onttrekking en wordt in de praktijk niet vaak opgemerkt bij putten voor drinkwater. Tot nu toe is dit fenomeen een bij WKO-putten regelmatig voorkomend probleem.
- Wanneer de overdruk bij infiltratie niet voldoende is
 - Bij te grote drukval van de injectieleiding in een put raakt zuurstof verloren (ontgassing). Dit kan worden voorkomen door het water dieper in te brengen.



Figuur 42-1 Vastgelopen gasbel tussen twee korrels [Olsthoorn, 1982].

42.1.6 Waterkwaliteitsverandering in mengzone: effect op nazuivering

Door de infiltratie van water met andere eigenschappen dan het natuurlijke grondwater kunnen er verschillen optreden die vooral in de mengzone tot uiting komen. Een voorbeeld hiervan is het afsterven van anaerobe bacteriën bij de infiltratie van zuurstofrijk water. Deze dode bacteriën transporteren vervolgens met de mengzone door de bodem naar de onttrekkingsput of na omschakeling terug naar de put in het geval van een ASR-systeem. Bij onttrekking komen deze dode bacteriën vervolgens mee naar boven en vormen een organische verstopping in het zandfilter en eventueel een voedingsbodem voor andere bacteriën zoals *Aeromonas*. Op basis van praktijkervaring van drinkwaterbedrijf Vitens blijkt dat dit resulteert in slechtere prestaties van de nazuivering en in een vermindering van de waterkwaliteit.

Tabel 42-1 Gemeten kwaliteit van infiltratiewater voor drie verschillende diepinfiltratiesystemen van drinkwaterbedrijf PWN in 2023.

| | | Locatie | DWAT diepinfiltratie duin | ASR Hoorn | Andijk* |
|--|------------------|--------------|---|---|--|
| | | Soort water | Voorgezuiverd water uit IJsselmeer & Lekkanaal | Drinkwater uit Andijk (IJsselmeer) | Reststroom (zout) |
| Component | Eenheid | Grenswaarde | | | |
| Al | mg/L | < 0,1 | 0 | 0,2 – 3,0 | 0,01 |
| Calciet | - | < 1 | - | | - |
| Ca totaal | mg/L | | 50 – 70 | 30 – 35 | 30 |
| Fe | mg/L | < 0,01 | 1 – 7 | 1 – 10 | 0,1 |
| MFI | s/L ² | < 2 | 5 – 20 | circa 2,0 | 20 |
| TSS | mg/L | < 0,1 | | | 1 |
| SAR | - | < 3/< 6 | | | 4.000 |
| AOC-totaal | ug/L | < 10 | 20 – 40 | 10 – 20 | 100 |
| DOC | mg/L | < 2 | 2 – 3 | 0,8 – 5,8 | 80 |
| ATP | ng/L | < 10 | 5 – 15 | 1 – 15 | 40 |
| gasdruk | | atmosferisch | atmosferisch | atmosferisch | atmosferisch |
| Opmerking verstopping | | | Na 3 à 5 jaar infiltreren is capaciteit nog 20-30% van nieuwwaarde, waarna een evenwicht lijkt te ontstaan. Verstopping lijkt vooral biologisch, op het filter. | Na 2 jaar testdraaien lijkt verstopping minimaal, te klein om goed vast te stellen. | Verstoppen sterk, zoals te verwachten met deze waterkwaliteit. Putten worden ongeveer jaarlijks chemische geregenereerd. |
| * Andijk: Geïnfiltreerde reststroom van de SIX-anionenwisseling, bestaande uit spent regeneratie + spoelwater. Met nageschakeld continu zandfilter (Dynasand). Met opmerking dat er soms grote uitschieters waren. Voor MFI incidenteel zelfs tot boven 100. | | | | | |

42.2 Proces- en toestandsbewaking

Zorg voor continue monitoring/bewaking van de injectiedruk om een te hoge druk en dus kans op opbarsting te voorkomen. Stel drempelniveaus vast waarbij direct actie moet worden ondernomen.

Het is in de meeste gevallen onwaarschijnlijk dat verstopping van een infiltratieput bij langdurig gebruik volledig kan worden voorkomen door kwaliteitseisen te stellen aan het infiltratiewater. Het is daarom belangrijk om de injectiedruk continu te monitoren in de infiltratieput, zodat het maximale debiet kan worden afgestemd en de maximale injectiedruk niet wordt overschreden en om zo opbarsting te voorkomen.

In de praktijk wordt er vaak gewerkt met drempelniveaus. Zo kan een alarm worden ingesteld op bijvoorbeeld 75%, 85% en 95% van de maximale injectiedruk om tijdig te kunnen ingrijpen in het geval de injectiedruk te hoog wordt door een plotselinge verstopping. Daarnaast wordt er ook gewerkt met uitschakelniveaus, waardoor de betreffende software automatisch ingrijpt wanneer de druk boven een bepaalde limiet komt en de put wordt uitgeschakeld. Daarnaast is het ook mogelijk om een mechanische drukschakelaar in de put aan te brengen. Wanneer de vooringestelde maximale druk wordt bereikt, breekt de schakelaar en wordt de put gestopt. De schakelaar moet in dat geval worden vervangen, maar de put blijft intact.

De mate van verstopping van een put kan worden bepaald door de infiltratieweerstand te monitoren. In de praktijk wordt vaak actie ondernomen wanneer het specifieke debiet nog 50 – 70% van het originele specifieke debiet bedraagt (verdubbeling van de infiltratieweerstand), zie ook § 42.4. Het is daarbij belangrijk dat het gemeten specifieke debiet ook wordt gecorrigeerd voor de schommelende temperatuur van het water (zie subparagraaf 33.5.5 van praktijkcode PCD 13-4 [Van der Schans et al., 2022a]).

Door de infiltratieweerstand over de tijd te meten, kan de verstoppingsgraad worden bepaald:

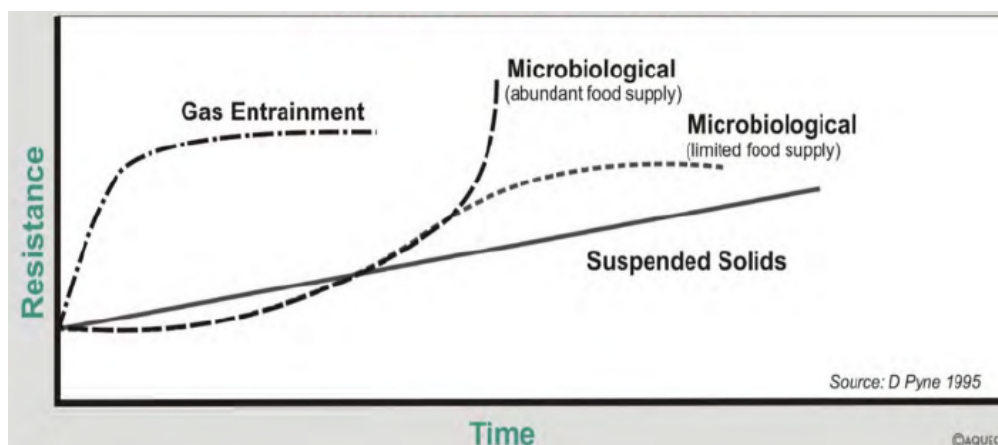
$$\text{Infiltratieweerstand} = \frac{\Delta h}{Q} \cdot \frac{T + 20}{30} \quad (1.10)$$

met Δh de drukverhoging (m), Q de flow (m^3) en T de temperatuur ($^{\circ}\text{C}$).

Een gedetailleerd voorbeeld van een dergelijke analyse is gedaan in [Bonte et al., 2009] voor de infiltratieputten in Waalsdorp. De verschillende processen die leiden tot verstopping geven elk een ander specifiek signaal qua toename van de infiltratieweerstand [Dooren & Zuurbier, 2020]. Dit kan worden gebruikt om te bepalen welk processtype de oorzaak is van de verstopping. Typische toenameprofielen zijn gegeven in Figuur 42-2 op basis van [Pyne, 2005].

Tijdens het gebruik van het infiltratiesysteem is het aan te raden om inzichtelijk te maken welke degradatieprocessen spelen en/of de kwaliteit van het onttrokken water verandert tijdens opslag. Om de oorzaak van een verstopping inzichtelijk te maken, is het gewenst om de parameters in Tabel 40-1 te meten. Daarnaast kan het nodig zijn om aanvullende parameters te meten om te bepalen hoe de waterkwaliteit zich ontwikkelt tijdens opslag (bijvoorbeeld veldparameters (pH, O_2 , elektrische geleidbaarheid, temperatuur, troebelingsgraad), nutriënten, ionen, anionen en de sporen (metalen) zoals bromide, zink, koper en lood).

In de praktijk komt het voor dat het specifieke debiet (m^3/m) bij infiltratie en onttrekking verschilt. Bij het DWAT-diepinfiltratiesysteem van PWN blijkt dat het specifieke debiet tijdens onttrekken het dubbele is van het specifieke debiet tijdens infiltratie. Dit is niet overal het geval, zoals blijkt uit gegevens van drinkwaterbedrijf Vitens. De oorzaak hiervan is niet altijd duidelijk. Het zou eventueel iets te maken kunnen hebben met ontgassing of vernauwing/verwijding van leidingen.



Figuur 42-2 Illustratie van de effecten van verschillende verstoppingsmechanismen met de infiltratieweerstandstoename in de tijd [Dooren & Zuurbier, 2020; Pyne, 2005].

42.3 Optimalisatie bedrijfsvoering en monitoring

Door middel van monitoring van een infiltratieput kan de bedrijfsvoering worden geoptimaliseerd. Bij ASTR-systemen kan door het monitoren van de kwaliteit van het geïnjecteerde en onttrokken water worden bepaald in hoeverre de ondergrondse zuivering succesvol is. Indien er niet voldoende mate van voorzuivering plaatsvindt, kan worden gekozen voor een kleiner debiet (langere reistijd, sterkere zuivering) of een aanpassing in de voorzuivering van het systeem.

Voor ASR(/ASTR)-systemen is het belangrijk om inzichtelijk te hebben hoeveel opgeslagen water er nog beschikbaar is in het opslagsysteem. Bij opslag van zoet in zout zijn hiervoor bijvoorbeeld zoutwachterkabels/DTS geschikt [Dooren & Zuurbier, 2020]. Door de zoutconcentratie/temperatuur in de aquifer te meten, kan worden ingeschat wat de toestand is van het opgeslagen water en de hoeveelheid water die nog kan worden onttrokken. Als blijkt dat

de efficiëntie van het opslagsysteem ondermaats is (bijvoorbeeld de waterkwaliteit gaat tijdens onttrekking te snel achteruit) kan er worden nagedacht over manieren om dit te verbeteren. Voorbeelden van maatregelen om de efficiëntie te verbeteren zijn:

- Voorzuivering aanpassen om problemen met reactiviteit met bodem te verminderen.
- Nazuivering aanpassen om minimale waterkwaliteitseis van onttrokken water te verlagen (te versoepelen).
- Verdeling van debiet over putfilters aanpassen (bijvoorbeeld bij opdrijving meer onttrekken uit bovenste filters, in het geval partiële putfilters zijn geplaatst).
- Opslagvolume vergroten om zo het relatieve aandeel van de waterkwaliteitsveranderingen die optreden door menging aan het grensvlak (dispersie, opdrijving) te verkleinen.

Een relatief nieuwe methode die met efficiëntie-optimalisatie en de bedrijfsvoering samenhangt, is het gebruik van 'digital twins'. Door de toestand van het systeem continu te monitoren, kunnen er 'real time' modellen worden gecreëerd die inzichtelijk maken hoeveel water er nog beschikbaar is in het opslagsysteem [Broxk et al., 2023]. Dit verkleint de onzekerheid van de bedrijfsvoering.

42.4 Regeneratie en onderhoud

Regeneratie en onderhoud zijn essentieel voor een goed werkend puttensysteem, zie praktijkcode PCD 13-4 [Van der Schans et al., 2022a].

42.4.1 Dagelijkse bedrijfsvoering

Zorg voor periodieke 'backflushing' om verstopping tijdens infiltratie te voorkomen. Het backflush-schema kan daarbij worden ontworpen op basis van ervaringen met vergelijkbare infiltratiesystemen.

Tijdens de dagelijkse bedrijfsvoering worden infiltratiefilters vaak periodiek teruggespoeld ('gebackflusht') om verstopping zoveel mogelijk te reduceren [Dooren & Zuurbier, 2020]. Door het backflushen wordt de verstopping die ontstaat in het putfilter en de omstorting weer (grotendeels) losgemaakt en onttrokken. Vaak wordt er een vaste hoeveelheid (bijvoorbeeld twee keer het boorgatvolume) onttrokken, bovengronds gezuiverd (door de voorzuivering), eventueel eerst via een kortstondige opslag in een buffervat, om vervolgens weer te worden geïnjecteerd alvorens het normale gebruik van de infiltratieput weer wordt hervat. Het onttrekken gebeurt daarbij bij voorkeur met maximaal debiet om de verstopping zo goed mogelijk los te trekken. Backflushen gebeurt (afhankelijk van het ontwerp en type ondergrond) op een dagelijkse tot maandelijks tijdschaal [Pyne, 2005]. Voorbeelden van 'backflush' protocollen in de Nederlandse praktijk zijn:

- Backflushen na 'x' totaal volume geïnjecteerd. Voorbeelden hiervan zijn:
 - Twee keer het boorgatvolume onttrekken na injectie van 50 – 200 m³ (praktijkervaring en ontwerp van ASR, KWR Water Research Institute).
 - 5 min maximaal onttrekken na injectie van 200 – 250 m³ [Dooren et al., 2022].
 - 5 m³ backflushen na injectie van 50 m³ [Kruisdijk et al., 2023].
- Backflushen na 'x' tijd. Voorbeelden hiervan zijn:
 - Een keer per dag 5 min op maximaal debiet onttrekken.
 - Een keer per dag de inhoud van het boorgat onttrekken (praktijkervaring PWN).
 - Een keer per 14 dagen 5 maal een cyclus van 12 min onttrekken (~ boorgat volume) en 5 min infiltreren (praktijkervaring Waterbedrijf Groningen).

Als blijkt dat er met de gebruikte backflushprotocollen geen verstopping optreedt, kan worden overwogen om de duur of de frequentie van het backflushen te verminderen.

42.4.2 Preventief onderhoud

Preventief onderhoud is belangrijk bij infiltratieputten en kan grootschalige regeneratie in sommige gevallen uitstellen of voorkomen. Na relatief langdurige stilstand van de put (enkele dagen tot maanden) is het extra belangrijk om eerst de putbuis schoon te maken alvorens er wordt gestart met infiltratie. Zo is het belangrijk om biologische groei (bijvoorbeeld cyanobacteriën) die ontstaat in de putbuis tijdig te verwijderen, voordat de bacteriën afsterven in het najaar (praktijkervaring PWN). Als dit niet wordt gedaan, kan een deel van de biologische groei op de putwand en het filter achterblijven en zorgen voor verstopping. In de praktijk is het echter een lastige klus om de putbuis en de filters regelmatig schoon te maken, omdat de putbuis moeilijk toegankelijk is door aanwezigheid van de bronpomp.

42.4.3 Regeneratie

Als de capaciteit van de put te sterk is afgenomen, moeten er regeneratiewerkzaamheden plaatsvinden. De keuze van een regeneratiemethode en -timing is voor infiltratieputten gelijk aan die van winputten (zie hoofdstuk 35 van praktijkcode PCD 13-4 [Van der Schans et al., 2022a]). Dit bestaat dus uit onder meer de timing van regeneratie (vaak wanneer het specifieke debiet is afgenomen tot 50% tot 70% van het specifieke debiet bij ingebruikneming), het vaststellen van de type en oorzaak van de verstopping en een evaluatie van eerdere regeneraties.

Verscheidene regeneratietechnieken zijn beschikbaar, onderverdeeld in mechanische en chemische methoden. Daarbij worden chemische methoden altijd in samenwerking met een mechanische methode gebruikt [Bonte, 2009]. Mechanische methoden zijn:

- hoge druk (HD) reiniging;
- jutteren (continue afwisseling tussen infiltreren en onttrekken);
- sectiegewijs afpompen.

Chemische regeneratiemethoden als waterstofperoxide, chloorbleekloog of een combinatie van waterstofperoxide met zoutzuur (altijd in samenwerking met jutteren) zijn tot op heden een redelijk succesvolle methode gebleken. De hoeveelheid chemicaliën moet worden aangepast aan de grootte van de omstorting (een grotere omstorting heeft een grotere hoeveelheid chemicaliën nodig). Uit de praktijk komt naar voren dat vroegtijdig regenereren essentieel is om ernstige verstopping te voorkomen [Bonte, 2009].

In het geval de capaciteit na regeneratie onvoldoende herstelt, is het ook belangrijk om te bepalen wat de flowverdeling is in de put en hoe dit verschilt met de initieel gemeten flowverdeling (zijn er preferente lagen die het grootste deel van de flow produceren of niet?). Dit geeft inzicht in de reden van verstopping en is dus waardevolle informatie om juiste maatregelen ten aanzien van regeneratie te nemen.

43 Literatuur

- Antoniou, E. A., van Breukelen, B. M., Putters, B., & Stuyfzand, P. J. (2012). Hydrogeochemical patterns, processes and mass transfers during aquifer storage and recovery (ASR) in an anoxic sandy aquifer. *Applied Geochemistry*, 27(12), 2435-2452. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2012.09.006
- Bakker, M. (2010). Radial Dupuit interface flow to assess the aquifer storage and recovery potential of saltwater aquifers. *Hydrogeology Journal*, 18(1), 107-115. doi:10.1007/s10040-009-0508-1
- Bloemendal, M., Lopik, v. J., Jansen, J. H. F., Drijver, B., Bergen, v. F., Koenen, M., . . . Khoshnevis, N. (2020). *Literatuurstudie Brontechniek | WINDOW werkpakket C1*. Retrieved from Nieuwegein:
- Bonte, M. (2009). *Regeneratie en verstopping vna Infiltratieputten*. Retrieved from Nieuwegein:
- Bonte, M., Raat, K. J., Dammers, P., & Stuyfzand, P. J. (2009). Verstopping en regeneratie van infiltratieputten bij Waalsdorp. *H2O*, 4.
- Brokx, L., Schout, G., Ariestiw, A., & Domhof, B. (2023). *Een Digital Twin voor verbeterd voorraadbeheer bij ASR-systemen: ontwikkeling van een real time beslissingsondersteunend systeem (CONCEPT)*. Retrieved from Nieuwegein:
- Brons, H. J., Griffioen, J., Appelo, C. A. J., & Zehnder, A. J. B. (1991). (Bio)geochemical reactions in aquifer material from a thermal energy storage site. *Water Research*, 25(6), 729-736. doi:https://doi.org/10.1016/0043-1354(91)90048-U
- Descourvières, C., Hartog, N., Patterson, B. M., Oldham, C., & Prommer, H. (2010). Geochemical controls on sediment reactivity and buffering processes in a heterogeneous aquifer. *Applied Geochemistry*, 25(2), 261-275.
- Dooren, T. v., Ros, S. E. M., & Van der Schans, M. (2022). *DrainStore: vergroten van zoetwaterbeschikbaarheid voor irrigatie door koppeling van peilgestuurde drainage en ondergrondse waterberging: Evaluatie praktijkproef Meulwaeter, Kruijningen*. Retrieved from Nieuwegein:
- Dooren, T. v., & Zuurbier, K. G. (2020). *COASTAR Cities2Recharge. Monitoringsparameters voor functioneren van diepinfiltratiesystemen in stedelijke omgeving*. Retrieved from Nieuwegein:
- El Majjaoui, J. (2013). *Interne MEMO Dunea: FTU als alternatief stuurparameter voor MFI voor diepinfiltratie Waalsdorp*. Retrieved from
- Eom, H., Flimban, S., Gurung, A., Suk, H., Kim, Y., Kim, Y. S., . . . Oh, S.-E. (2020). Impact of carbon and nitrogen on bioclogging in a sand grain managed aquifer recharge (MAR). *Environmental Engineering Research*, 25(6), 841-846. doi:10.4491/eer.2019.373
- Gelhar, L., & Collins, M. (1971). General analysis of longitudinal dispersion in nonuniform flow. *Water Resources Research*, 7(6), 1511-1521. doi:10.1029/WR007i006p01511
- Heijnen, W. A. M., & van der Kooij, D. (1990). Verstopping van infiltratieputten door bacteriegroei onder invloed van het AOC-gehalte van het water. *H2O*, 23, 7.
- ILT. (2020). *Richtsnoer Analyse Microbiologische Veiligheid Drinkwater (AMVD)*. Retrieved from Den Haag:
- Jeong, H. Y., Jun, S.-C., Cheon, J.-Y., & Park, M. (2018). A review on clogging mechanisms and managements in aquifer storage and recovery (ASR) applications. *Geosciences Journal*, 22(4), 667-679. doi:10.1007/s12303-017-0073-x
- Kaufhold, S., Houben, G., Dietel, J., Bertmer, M., & Dohrmann, R. (2016). Characterization of aluminum phosphate nanoparticles formed in a water well. *Journal of Nanoparticle Research*, 18, 1-11.
- Konikow, L. F., August, L. L., & Voss, C. I. (2001). Effects of Clay Dispersion on Aquifer Storage and Recovery in Coastal Aquifers. *Transport in Porous Media*, 43(1), 45-64. doi:10.1023/a:1010613525547
- Kruisdijk, E., Ros, J. F., Ghosh, D., Brehme, M., Stuyfzand, P. J., & van Breukelen, B. M. (2023). Prevention of well clogging during aquifer storage of turbid tile drainage water rich in dissolved organic carbon and nutrients. *Hydrogeology Journal*, 31(3), 827-842. doi:10.1007/s10040-023-02602-z
- Kruisdijk, E., & van Breukelen, B. M. (2021). Reactive transport modelling of push-pull tests: A versatile approach to quantify aquifer reactivity. *Applied Geochemistry*, 131, 104998. doi:https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2021.104998
- NVOE. (2006). *NVOE-richtlijnen Ondergrondse Energieopslag. In opdracht van NOVEM*. Retrieved from Woerden:
- Olsthoorn, T. (1982). *Verstopping van persputten*. Retrieved from Rijswijk:
- Peters, J. H., Van der Eem, J. P., & Meijer, J. A. (1989a). *Diepinfiltratie, de praktijk*. Retrieved from Nieuwegein:
- Peters, J. H., Van der Eem, J. P., & Meijer, J. A. (1989b). *Diepinfiltratie, de theorie*. Retrieved from Nieuwegein:

- Peters, J. H., Vogelaar, A. J., & (ed.). (1999). *Eindrapportage DIZON, Managementsamenvatting 1994-1998*. Retrieved from Nieuwegein:
- Pyne, R. D. G. (2005). *Aquifer Storage Recovery - A guide to Groundwater Recharge Through Wells* (2 ed.). Gainesville, Florida, USA: ASR Systems LLC.
- Schijven, J., Medema, G., & Hassanizadeh, M. (2001). Virusverwijdering door kunstmatige infiltratie: basis voor veilig ontwerp. *H2O*(6), 28-33.
- Smeets, P.W.M.H. (2020): 'Protocol referentiedocument AMVD', praktijkcode [PCD 8:2020](#), KWR Water Research Institute, Nieuwegein.
- Protocol 11001 Ontwerp, realisatie, beheer en onderhoud van het ondergrondse deel van installaties voor bodemenergie, (2019).
- Stuijzand, P., Nienhuis, P., Anthonio, A., & Zuurbier, K. (2013). Haalbaarheid van ondergrondse berging via A (S/T) R in Hollands kustduinen. in druk.
- Stuyfzand, P. J. (1987). Een nauwkeurige, relatief simpele berekening van de kalkverzadigingsindex van zoet tot zout water. *H2O*, 25, 8.
- Stuyfzand, P. J. (2016). History of managed aquifer recharge in The Netherlands. *Electronic Supplementary Material-Hydrogeology Journal Sixty years of global progress in managed aquifer recharge*, 36.
- Stuyfzand, P. J., Nienhuis, P., Antoniou, E. A., & Zuurbier, K. G. (2012). *Feasibility of subterranean storage via A(S/T)R in the coastal dunes of Holland (Western Netherlands)* (KWR Report 2012.082 (in Dutch)). Retrieved from
- Stuyfzand, P. J., & Osmá, J. (2019). Clogging Issues with Aquifer Storage and Recovery of Reclaimed Water in the Brackish Werribee Aquifer, Melbourne, Australia. *Water*, 11(9), 1807.
- van Beek, C. G. E. M., Vasak, L., Nieuwaal, A., Stefess, G. C., & Bakker, L. M. M. (1996). *Ontwerp en onderhoud van infiltratie- en onttrekkingsmiddelen. Nederlands onderzoeksprogramma biotechnologische in-situ sanering* Retrieved from
- Van der Schans, M., & Meerkerk, M. A. (2019). *PCD 13-2 - Puten en puttenvelden ten behoeven van drinkwater, deel 2: ontwerp*. Retrieved from Nieuwegein: <https://www.praktijkcodesdrinkwater.nl/>
- Van der Schans, M., Van Lopik, J. H., & Meerkerk, M. A. (2020). *PCD 13-3 - Putten en puttenvelden ten behoeven van drinkwater, deel 3: aanleg*. Retrieved from Nieuwegein:
- Van der Schans, M., Van Lopik, J. H., Meerkerk, M. A., Wiggers de Vries, D. F., & Broers, E. (2022a). *PCD 13-4 - Putten en puttenvelden ten behoeven van drinkwater, deel 4: exploitatie*. Retrieved from Nieuwegein: <https://www.praktijkcodesdrinkwater.nl/>
- van der Schans, M. L., Bloemendal, M., Robat, N., Oosterhof, A., Stuyfzand, P. J., & Hartog, N. (2022b). Field Testing of a Novel Drilling Technique to Expand Well Diameters at Depth in Unconsolidated Formations. *Groundwater*, 60(6), 808-819. doi:<https://doi.org/10.1111/gwat.13203>
- Vries, D., De la Loma Gonzalez, B., Van der Schans, M., & Zuurbier, K. G. (2017). *Concepten voor snelle voorzuivering van ASR-infiltratiewater* (2016.125). Retrieved from Nieuwegein:
- Ward, J. D., Simmons, C. T., & Dillon, P. J. (2007). A theoretical analysis of mixed convection in aquifer storage and recovery: How important are density effects? *Journal of Hydrology*, 343(3-4), 169-186. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.06.011>
- Zech, A., Attinger, S., Bellin, A., Cvetkovic, V., Dagan, G., Dietrich, P., . . . Teutsch, G. (2022). Evidence Based Estimation of Macrodispersivity for Groundwater Transport Applications. *Groundwater*, 61(3), 346-362. doi:10.1111/gwat.13252
- Zuurbier, K. (2014). *Sophisticated well configurations to enable aquifer storage and recovery (ASR) in coastal aquifers*.
- Zuurbier, K., Bakker, M., Zaadnoordijk, W., & Stuyfzand, P. (2013). Identification of potential sites for aquifer storage and recovery (ASR) in coastal areas using ASR performance estimation methods. *Hydrogeology Journal*, 21(6), 1373-1383. doi:10.1007/s10040-013-1003-2
- Zuurbier, K. G. (2016). *Increasing Freshwater Recovery upon Aquifer Storage*. (PhD PhD), TU Delft, (KWR2015.061)
- Zuurbier, K. G., Kooiman, J. W., Groen, M. M. A., Maas, B., & Stuyfzand, P. J. (2015). Enabling Successful Aquifer Storage and Recovery of Freshwater Using Horizontal Directional Drilled Wells in Coastal Aquifers. *Journal of Hydrologic Engineering*, 20(3), B4014003. doi:doi:10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000990
- Zuurbier, K. G., Raat, K. J., Paalman, M., Oosterhof, A. T., & Stuyfzand, P. J. (2017). How Subsurface Water Technologies (SWT) can Provide Robust, Effective, and Cost-Efficient Solutions for Freshwater Management in Coastal Zones. *Water resources Management*, 31(2), 671-687. doi:10.1007/s11269-016-1294-x

- Zuurbier, K. G., & Stuyfzand, P. J. (2013). *Sophisticated well configurations to enable aquifer storage and recovery (ASR) in coastal aquifers*. Paper presented at the Zout grondwater in kustgebieden: van probleem tot oplossing, Utrecht.
- Zuurbier, K. G., Zaadnoordijk, W. J., & Stuyfzand, P. J. (2014). How multiple partially penetrating wells improve the freshwater recovery of coastal aquifer storage and recovery (ASR) systems: A field and modeling study. *Journal of Hydrology*, 509(0), 430-441. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.11.057>